

UNIVERSITE SAAD DAHLAB DE BLIDA

Faculté des Sciences Agro-Vétérinaires

Département des Sciences Agronomiques

MEMOIRE DE MAGISTER

en Sciences Agronomiques

Spécialité : Protection des plantes et environnement

ÉVALUATION DES EFFETS DES EXTRAITS AQUEUX D'*INULA VISCOSA* EN COMBINAISON AVEC UN BIO-ADJUVIANT SUR LA QUALITE PHYTOCHIMIQUE, LA DENSITE DES SEXUPARES DE *CHAITOPHORUS LEUCOMELAS* (*HOMOPTERA: APHIDIDAE*) ET SUR LA REPRISE BIOECENOTIUIQUE

Par

Fatma Zohra TCHAKER

Devant le jury composé de :

M ^{me} L. ALLAL- BENFEKIH	MCA., U.S.D.BLIDA	Président
M ^r Z.E. DJAZOULI	MCA, U.S.D.BLIDA	Promoteur
M ^r F.BOUNACEUR	MCA, U.M.K.TIARET	Examineur
M ^{me} KARA F. ZOHRA	MCA, U.S.D.BLIDA	Examinatrice

Blida, November 2011

RESUME

ÉVALUATION DES EFFETS DES EXTRAITS AQUEUX D'*INULA VISCOSA* EN COMBINAISON AVEC UN BIO-ADJUVANT SUR LA QUALITE PHYTOCHIMIQUE, LA DENSITE DES SEXUPARES DE *CHAITOPHORUS LEUCOMELAS* (*HOMOPTERA: APHIDIDAE*) ET SUR LA REPRISE BIOECENOTIQUE

Les applications de pesticides chimiques sont devenues les formes dominantes du contrôle des ravageurs. Ces applications qui peuvent contrarier et affaiblir la biodiversité des milieux naturels, créent un déséquilibre entre les populations composantes des agro-écosystèmes. Dans ce contexte, le recours aux bio-pesticides peut minimiser les risques et protéger durablement l'écosystème. La présente étude a porté sur la comparaison de l'effet des extraits aqueux d'*Erchfildia viscosa* en combinaison avec un bio-adjuvant *Silène fuscata* et un pesticide neurotrophe sur la structuration populationnelle et les traits de vie biochimiques de *C. leucomelas*, sur la qualité phytochimique de *P. nigra* et sur la reprise biocénotique de l'entomocénose.

Les résultats ont permis de déceler un effet important des extraits aqueux sur la disponibilité des populations de *C. leucomelas*, avec une reprise populationnelle modérée sous l'effet des extraits aqueux comparée au traitement chimique. Les analyses statistiques montrent que l'extrait aqueux ratio Inule/silène a un effet plus toxique sur la disponibilité de *C. leucomelas* comparé à l'extrait aqueux. Les résultats stipulent que les biomarqueurs énergétiques lipido-glucidiques et les mesures pondérales des sexupares de *C. leucomelas* subissent de forts remaniements en fonction des produits utilisés, avec une action perturbatrice très importante de la matière active à l'égard des extraits aqueux.

Les analyses dénotent, aussi, une importante modification de la qualité phytochimique de *P. nigra* suite à l'utilisation des traitements, le produit chimique à une action excitatrice très importante à l'égard de la proline et des sucres totaux par rapport aux extraits aqueux. De plus, nous signalons une grande divergence relatives à la structuration et à l'ordre d'arrivé des groupes fonctionnels sous les différents régimes de stress. La reprise biocénotique est très importante suite à des applications biologiques par rapport au produit chimique.

Mots clés:

Chaitophorus leucomelas, Erchfildia viscosa, Silene fuscata, Populus nigra, Réserves énergétiques (lipides et glucides), Pesticide, Extraits aqueux, bio-adjuvant, qualité phytochimique, entomocénose, groupes fonctionnelles.

SUMMARY

EVALUATION OF THE EFFECT OF AQUEOUS EXTRACTS OF INULA VISCOSA IN COMBINATION WITH A BIO-ADJUVANT SILENE FUSCATA PHYTOCHEMICAL QUALITY OF POPULUS NIGRA, THE DENSITY OF SEXUPAROUS CHAITOPHORUS LEUCOMELAS (HOMOPTERA, APHIDIDAE) AND ON THE RESUMPTION BIOECENOTIC

Applications of chemical pesticides have become the dominant forms of pest control. These applications can frustrate and undermine the biodiversity of natural environments, creating an imbalance between population components of agroecosystems. In this context, the use of bio-pesticides can minimize risks and protect a sustainable ecosystem. This study involved the comparison of the effect of aqueous extracts of *Erchfildia viscosa* in combination with a *Silena bioadjuvant fuscata* neurotropic and a pesticide on population structure and biochemical traits of living *C. leucomelas*, the quality of phytochemical *P. nigra* and the resumption of biocenotic entomocenose.

The results revealed a significant effect of aqueous extracts on the availability of populations of *C. leucomelas*, with a population-moderate recovery under the effect of aqueous extracts compared to chemical treatment. Analyses show that the aqueous extract ratio *Inula / campion* have a more toxic effect on the availability of *C. leucomelas* compared to the aqueous extract. The results state that the energy biomarker lipid-carbohydrate and weight measurements of sexuparous *C. leucomelas* suffer strong alterations depending on the products used, with a very important disturbing action of the active material with respect to the aqueous extracts. Analyses indicate, however, a significant change in the quality of phytochemical *P. nigra* following the use of treatments, the chemical

excitatory very important with respect to proline and total sugars compared to aqueous extracts. In addition, it is important to note the major differences concerning the structure and order of arrival of the functional groups under different regimes of stress. Biocenotic recovery is for the benefit of biological applications compared to the chemical.

Keywords:

Chaitophorus leucomelas, Erchfildia viscosa, Silene fuscata, Populus nigra, lipid and carbohydrate reserves, Pesticides, aqueous extract, bio-adjuvant entomocénose.

ملخص:

تقدير استعمال المستخلصات المائية لـ *Inule viscosa* بالتنسيق مع مقو طبيعي على التغيرات الكيميائية لأوراق أشجار الصفصاف *Populus nigra*, على كثافة *Chaitophorus leucomelas* و على حركية العشائر

إن استعمال المبيدات الكيميائية أصبح من بين الصيغ المسيطرة من اجل مراقبة الحشرات الضارة, هذا الاستعمال يستطيع أيضا أن يكون له تأثير سلبي و يقلل من التنوع البيولوجي في الوسط الطبيعي ومن شأنه خلق اختلال بين الفصائل المكونة للوسط الزراعي, إن الاستعانة بالمبيدات الطبيعية من شأنه أن ينقص من مخاطر التلوث و يحمي باستمرار البيئة.

من خلال هذه الدراسة أردنا أن نقارن بين مفعول المستخلصات المائية لنبته المقرمان *Inule viscosa* بالتنسيق مع مقو طبيعي *Silene fuscata* و مبيد كيميائي له تأثير على الأعصاب و على هيكله العشائر و الخطوط الحياتية البيوكيميائية.

أثبتت النتائج أن المستخلصات المائية لها مفعول كبير على التوزيع العشائري لـ *Chaitophorus leucomelas* وهذا مع عودة ميزها الاعتدال للتركيبية العشائرية مقارنة مع المعالجة الكيميائية.

أظهرت التحاليل أن المستخلصات المائية مركبة من *Inule/Silène* لديها مفعول سام على مجتمع *Chaitophorus leucomelas* مقارنة مع المستخلصات المائية غير المركبة.

نصت النتائج على أن المدخرات الطاقوية و القياسات الوزنية لإنات *Chaitophorus leucomelas* واجهتها تغيرات كبيرة نتيجة المواد المستعملة مع اضطرابات هائلة ناتجة عن المادة النشطة مقارنة بالمستخلصات المائية .

أظهرت التحاليل تغيرات هامة جدا للنوعية الكيميائية لأوراق أشجار الصفصاف *Populus nigra* بعد استعمال العلاج ,علما أن المادة الكيميائية لها تأثير كبير جدا بالنسبة للبرولين و السكريات الكلية مقارنة بالمستخلصات المائية.

زيادة على هذا من الهام جدا أن نشير إلى الاختلاف الواسع المتصل بهيكله و رجوع المجموعات الوظيفية تحت تأثير مختلف أنواع الاضطرابات.كما نلاحظ رجوع كثيف للعشائر بعد استعمال المواد البيولوجية مقارنة باستعمال المواد الكيميائية.

كلمات المفتاح:

المدخرات *Chaitophorus leucomelas, Populus nigra, Silene fuscata, Inule viscosa* الطاقوية (دسم, سكر), القياسات الوزنية, المستخلصات المائية, مقو طبيعي, المادة النشطة, الاضطراب الكيميائي, النوعية الكيميائية لأوراق أشجار الصفصاف, المجتمعات الوظيفية.

REMERCIEMENTS

Cette thèse est non seulement l'aboutissement d'un long parcours mais aussi celui d'un réel travail d'équipe. Pour ces deux raisons, j'aimerais n'oublier personne au cours de ces quelques lignes.

Mes premiers remerciements s'adressant au DIEU de m'avoir donné la foi, la force, la patience, et le courage pour réaliser ce travail.

Toute ma reconnaissance va à la personne la plus importante dans la réalisation de cette thèse est sans aucun doute mon promoteur Docteur DJAZOULI Z.E., pour la qualité de son encadrement et pour les précieuses corrections apportées à ce manuscrit. Je l'en remercie chaleureusement pour ses encouragements, ses orientations, ses chers conseil, son soutien indéfectible et pour sa disponibilité quand j'avais besoin de lui

Mes vifs remerciements vont à M^{me} ALLAL L. qui me fait l'honneur de présider le jury. Je teins également a remercie M^{me} KARA et Mr BOUNACEUR F. F.Z. qui ont accepté de participer a ce jury et d'examiner cette thèse.

Je remercie bien évidemment la personne qui a participé activement à l'élaboration de ce travail Mademoiselle AIT SAADA Karima

J'aimerais remercier profondément mes parents, mes sœurs et mes frères pour leurs soutiens inconditionnels

Je ne remerciais jamais assez tous les enseignants qui ont assuré ma formation, spécialement, ceux de l'option Zoophytatrie.

Un grand merci au M^r MOUSAOUI Kamel pour ses encouragements et son aide.

Je voulais remercier amplement tout le personnel du laboratoire de Zoophytatrie qui était toujours disponible.

Je tiens également à remercier les personnes de la bibliothèque M^r Kamel et M^r Riadh pour leurs disponibilités et leurs compréhensions.

Je suis reconnaissante envers tout le personnel administratif du département d'agronomie pour son service précieux.

Je tiens à remercier tout mes amis et tous ceux qui d'une manière ou d'autre ont contribué à la réalisation de ce travail.

MERCI

DEDICACE

Je dédie ce modeste travail :

A mes très chers parents ma mère et mon père que dieu les garde pour moi, qui ont tout fait pour que je réussisse

.

A mes sœurs LAMIA et AMINA et mes frères YOUCEF, ABD EL RAHMAN, HAMZA et HICHEM.

A mes baux frères RABEH et HAMZA.

A mes nièces SALSABILA et DOUAA et A mon très cher neveux MOHAMED.

A tous mes amis

A tous qui me sont chers.

FATMA ZOHRA

TABLES DES MATIERES

RESUME	
OBSTRACT	
ملخص	
REMERCIEMENTS	
DEDICACES	
SOMMAIRE	
LISTE DES ILLUSTRATIONS, GRAPHIQUES ET DES TABLEAUX	
INTRODUCTION.....	21
CHAPITRE I : BIODIVERSITE	
I.1. Notions sur l'écosystème	25
I.1.1. La structure d'un écosystème.....	25
I.1.2. La relation entre structure et fonctionnement des écosystèmes.....	27
I.2. Notions sur la biodiversité.....	28
I.2.1. Définition de la biodiversité	28
I.2.2. La signification fonctionnelle de la biodiversité.....	31
I.2.3. Structure écologique et aspects fonctionnels.....	33
I.2.4. La biodiversité fonctionnelle.....	34
I.2.5. La biodiversité dans multifonctionnalité.....	35
I.3. Les interactions biotiques.....	36
I.3.1. Interactions intraspécifiques et interactions interspécifiques.....	36
I.3.2. Interactions directes et interactions indirectes.....	37
I.3.3. Modifications d'interactions.....	38
I.3.4. Propriétés des réseaux d'interactions ou des réseaux trophiques.....	39
I.3.5. Aspects écologiques et évolutifs des interactions.....	42

I.3.6.	La diversité et les traits d'histoire de vie.....	43
I.3.7.	Composition fonctionnelle : les traits des espèces.....	45
I.4.	Perte de la biodiversité.....	46
I.4.1.	Effet des traitements sur la diversité.....	50
I.4.2.	Perte de diversité à cause des traitements chimiques.....	51

CHAPITRE II : BIOPESTICIDE

	Introduction.....	53
II.1.	Les biopesticides.....	53
II.2.	Diversité des produits biologiques.....	54
II.2.1.	Les biopesticides à bases des microorganismes pathogènes et des ennemis naturels.....	54
II.2.2.	Les insecticides d'origine botanique (Biocide inerte).....	56
II.2.2.1.	Le pyrèthre.....	56
II.2.2.2.	Les huiles essentielles.....	57
II.2.2.3.	Les glycosinolates.....	68
II.2.2.4.	L'azadirachtine.....	59
II.2.2.5.	Extraits aqueux.....	60

CHAPITRE III : BIOMARQUEURS

	Introduction.....	62
III.3	Notion de biomarqueurs.....	64
III.1.1.	Définition de biomarqueurs.....	64
III.1.2.	Types de biomarqueur.....	67
III.2	Effet des xénobiotiques de l'individu jusqu'à la communauté.....	71
III.3	Réponses métaboliques au stress chimique.....	73
III.3.1	Réponse enzymatique.....	73
III.3.1.1	Action des produits phytosanitaires sur l'activité Acétylcholine(ACH).....	76
III.3.1.2.	Activités enzymatiques du système de biotransformation des toxiques.....	77

	III.3.1.2.1. Activité Ethoxyrésorufine-O-deséthylase (EROD).....	79
	III.3.1.2.2. Activité Glutathion S-Transférase (GST)	81
	III.3.1.2.3. Activité Catalase (CAT).....	81
	III.3.2 Réponse énergétique.....	83
III.4	Facteurs de confusion et limites à l'utilisation des biomarqueurs.....	84
CHAPITRE IV: MATÉRIEL ET MÉTHODES		
	Introduction	86
VI.1	Objectif.....	86
IV.2	Présentation de la région d'étude.....	87
	IV.2.1 présentation de la région de Mitidja.....	87
	IV.2.1.1. Situation géographique.....	87
	IV.2.1.2. Bioclimat des régions d'étude.....	88
	IV.2.1.2.1. La pluviosité.....	88
	IV.2.1.2.2. Les températures.....	89
	IV.2.1.2.3. Les vents la grêle la gelée.....	89
	IV.2.2 Climatologie des régions d'étude.....	90
	IV.2.2.1. Étage bioclimatique (Climagramme d'EMBERGER).....	90
	IV.2.2.2. synthèse climatique.....	91
	IV.2.3 Présentation du site d'étude.....	94
IV.3	Matériel d'étude.....	95
	IV.3.1 Matériel biologique.....	95
	IV.3.1.1. Matériel végétal.....	95
	IV.3.1.2. Matériel animal.....	96
	IV.3.2 Produit phytosanitaire.....	97
IV.4	Méthodologie du travail.....	97
IV.5	Préparations des extraits aqueux.....	100
IV.6	Dispositif expérimental et application des traitements.....	
IV.7	Technique de prélèvements et d'évaluation.....	104
	IV.7.1 Echantillonnage floristique.....	104

	IV.7.2	Echantillonnage du peuplement faunistique.....	104
IV.8		Estimation des populations résiduelles.....	105
IV.9		Estimation des traits de vie biochimique.....	105
	IV.9.1	Mesure pondérales.....	105
	IV.9.2	Mode d'extraction et de dosage des réserves énergétiques.....	106
		IV.9.2.1 Extraction et dosage des biomarqueurs lipidiques.....	106
		IV.9.2.2 Extraction et dosage des glucides.....	107
IV.10		Estimation de la qualité phytochimique de la plante hôte.....	108
	IV.10.1	Extraction et dosage des sucres totaux.....	108
	IV.10.2	Extraction et dosage de la proline.....	109
	IV.10.3	Extraction et dosage des tanins condensés.....	110
IV.11		Analyses statistiques.....	110
	IV.11.1	Distribution rangs/fréquence des populations entomofaunique de <i>Populus nigra</i>	110
	IV.11.2	Analyses de variance (SYSTAT vers. 12, SPSS 2009)....	111
	IV.11.3	Corrélations-régressions (SYSTAT vers. 12, SPSS 2009 et Excel TM	111
	IV.11.4	Analyses multivariée (PAST vers. 1.37, Hammer et al., 2001).....	112

CHAPITRE V : RESULTATS

V.1.		Estimation de l'effet des traitements phytosanitaires sur l'organisme cible <i>C. leucomelas</i>	113
	V.1.1.	Evaluation de la disponibilité des populations de <i>C.</i> <i>leucomelas</i>	113
		V.1.1.1 Effets des extraits aqueux et du pesticide sur les populations de <i>C. leucomelas</i>	113
		V.1.1.2. Variation temporelle des populations résiduelles de <i>C. leucomelas</i> sous l'effet des	

	extraits aqueux et du pesticide.....	115
	V.1.1.3 Effet comparé des extraits aqueux et du pesticide sur les populations de <i>C. leucomelas</i>	119
V.2.1.	Effets des extraits aqueux sur les traits de vies biochimiques des sexupares de <i>C. leucomelas</i>	124
V.2.	Effets des produits phytosanitaires sur la qualité phytochimique de <i>P. nigra</i>	130
V.2.1.	Variation temporelle de la qualité phytochimique de <i>P. nigra</i> sous l'effet des extraits aqueux et pesticide	130
V.2.2.	Effet comparé de la variation de la qualité phytochimique de <i>P. nigra</i> sous l'effet des extraits aqueux et du pesticide.....	133
V.2.3.	Corrélation de la qualité phytochimique des feuilles de peuplier avec la disponibilité de <i>Chaitophorus leucomelas</i>	139
V.3	Impact des traitements phytosanitaire sur la disponibilité entomofaunique de <i>Populus nigra</i>	140
V.3.1.	Impact des extraits aqueux et du pesticide sur la disponibilité entomofaunique de <i>Populus nigra</i>	140
V.3.1.1.	Fluctuation temporelle de la disponibilité entomofaunique sous l'effet des extraits aqueux.....	140
V.3.1.2.	Ordre d'arrivée et reprise biocénotique de l'entomofaune de <i>Populus nigra</i> sous l'effet des traitements biologiques	142
V.3.1.3.	Fluctuation temporelle de la disponibilité entomofaunique sous l'effet du pesticide.....	146
V.3.1.4.	Ordre d'arrivée et reprise biocénotique de l'entomocénose de <i>Populus nigra</i> sous l'effet de la matière active.....	148
V.3.2.	Evaluation de l'effet des traitements biologique et chimique sur la reprise biocénotique de l'entomocénose de <i>Populus nigra</i>	150

V.3.3.	Effets des extraits aqueux et du pesticide sur les principaux groupes fonctionnels.....	152
V.3.3.1.	Effets des extraits aqueux sur les principaux groupes fonctionnels.....	152
V.3.3.2.	Effets de la matière active sur les principaux groupes fonctionnels.....	153

CHAPITRE VI : DISCUSSION

VI.1.	Evaluation de l'effet des produits biologiques et chimiques sur les populations de <i>Chaitophorus leucomelas</i>	155
VI.2.	VI.2. Evaluation de l'effet des extraits aqueux des plantes spontanées	157
VI.3.	Evaluation de l'effet des produits biologiques et chimiques sur les traits de vie biochimiques de <i>C. leucomelas</i>	171
VI.4.	Evaluation de l'effet des produits biologiques et chimiques sur la qualité phytochimique du support nourricier <i>Populus nigra</i>	175
VI. 5.	Evaluation de l'effet des produits biologiques et chimiques sur entomocénose de <i>Populus nigra</i>	179
CONCLUSION GENERALE.....		183
APPENDICE.....		186
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		201

LISTE DES ILLUSTRATION, GRAPHIQUES ET TABLEAUX

Figure I.1 :	Interactions au sein d'un écosystème.....	26
Figure I. 2 :	Schéma théorique du concept de stabilité des écosystèmes naturels et perturbés.....	27
Figure I.3.:	Propriétés structurales et fonctionnelles des écosystèmes, et activités humaines.....	28
Figure I.4 :	Les différentes composantes de la biodiversité. Toutes peuvent être affectées par les pratiques agricoles.....	30
Figure I.5 :	Dimensions et niveaux d'organisation de la biodiversité.....	31
Figure I.6 :	Représentation schématique d'un système complexe. Les interactions locales entre les entités du niveau hiérarchique.....	33
Figure I.7 :	Les composantes de la biodiversité fonctionnelle.....	35
Figure I.8 :	Compétition directe et compétition indirecte.....	37
Figure I.9 :	Coopération directe et coopération indirecte.....	38
Figure I. 10 :	Modification d'interaction (cas de la modification d'une interaction trophique).....	39
Figure I. 11 :	schéma théorique des relations horizontales et verticales du réseau trophique des écosystèmes naturels et perturbés.....	41
Figure 1.12 :	Schéma conceptuel présentant les effets des facteurs du milieu sur la composition des communautés.....	46
Figure I.13 :	Principales cause ayant une incidence sur la biodiversité.....	47

Figure III.1 :	Représentation des méthodologies permettant d'évaluer les risques écotoxicologiques modifié.....	66
Figure III.2:	Classification des biomarqueurs de toxicité.....	67
Figure III 3 :	Progression de l'état de santé d'un individu à l'exposition d'une augmentation de la concentration d'un polluant.....	68
Figure III.4:	Évaluation de la qualité de l'environnement par une approche globale, chimique et biologique.....	70
Figure III 5.	Représentation graphique des niveaux de réponses attendus en fonction du niveau d'exposition à un facteur de stress.....	71
Figure III 6.	Evolution de l'effet des xénobiotiques sur la biocénose.....	72
Figure III 7.	Différentes cibles des xénobiotiques de l'organisme à la communauté.....	73
Figure III 8.	Schéma général du métabolisme de phase I et phase II.....	74
Figure III 9 :	Métabolisme général des xénobiotiques.....	75
Figure III 10	Inhibition de l'activité acétylcholinestérase par un pesticide.....	76
Figure III 11 :	Schéma des voies majeures conduisant à la détoxification et à la toxication des xénobiotiques organiques chez les animaux.....	78
Figure III 12:	Le processus de métabolisation des molécules actives polluantes.....	79
Figure III 13 :	Mécanisme de production de la protéine P450 après pénétration d'un polluant dans la cellule.....	80
Figure III.14 :	Enzymes du système antioxydant et place de la catalase.....	82
Figure IV.1:	Localisation géographique de la plaine de la Mitidja.....	87
Figure IV 2:	Localisation de la région de Blida « Soumâa » dans le Climagramme d'Emberger.....	90
Figure IV.3 a :	Diagramme Ombrothermiques de la région de SOUMAA (période 1995-2010).....	93

Figure IV.3 b:	Diagramme Ombrothermiques de la région de Soumâa de l'Année 2010.....	93
Figure IV.4. :	Présentation des sites d'études.....	94
Figure IV.5:	Les différents phénotypes de <i>Chaitophorus leucomelas</i>	96
Figure IV.6 a:	Schéma récapitulatif de la logique des traitements appliqués.....	98
Figure IV.6 b:	Schéma récapitulatif de la logique de suivi pour le témoin.....	99
Figure IV. 7:	Localisation des peuplements retenus pour l'étude et dispositif expérimental des traitements biologique.....	102
Figure IV. 8:	Localisation des peuplements retenus pour l'étude et dispositif expérimental de traitement chimique.....	103
Figure V.1:	Analyse multivariée «ACP» représentant les populations résiduelles de <i>C. leucomelas</i> sous l'effet des différents extraits aqueux.....	114
Figure V.2:	Analyse en composantes principales (A.C.P.) du traitement chimique en fonction du temps d'exposition.....	114
Figure V.3:	Analyse en composante principale (ACP) cas de populations résiduelles de <i>C. leucomelas</i>	115
Figure V.4:	Evolution temporelle des populations résiduelles de <i>C. leucomelas</i> sous l'effet des extraits aqueux.....	117
Figure V.5:	l'évolution temporelle de populations résiduelles de <i>C. leucomelas</i> sous l'effet de traitement phytosanitaire.....	118
Figure V.6 :	Fluctuation temporelle des populations résiduelles des femelles sexupares sous l'effet des extraits aqueux.....	120
Figure V.7:	effet de la matière active sur les populations résiduelles de <i>C. leucomelas</i>	121
Figure V.8:	Effets comparé de l'efficacité des extraits aqueux et du pesticide sur la population résiduelle de ravageur.....	122
Figure V.9 :	Evolution de l'efficacité temporelle des traitements biologiques et phytosanitaires sur les populations	

	résiduelles de <i>Chaitophorus leucomelas</i>	123
Figure V.10:	effet des molécules bioactive sur les biomarqueurs énergétiques et les mesures pondéral des femelles sexupares.....	125
Figure V.11 :	effet des matières actives sur les marqueurs biologiques et les mesures pondérales des femelles <i>C .leucomelas</i>	127
Figure V.12 :	effet des extraits aqueux et du pesticide sur les marqueurs biologiques et les mesures pondérales des femelles <i>C .leucomelas</i>	129
Figure V.13 :	Evolution temporelle de la qualité phytochimique de <i>Populus nigra</i> sous l'effet des extraits aqueux.....	131
Figure V 14 :	Evolution temporelle de la qualité phytochimique de <i>Populus nigra</i> sous l'effet de la matière active.....	132
Figure V.15:	Effet des extraits aqueux sur la qualité phytochimique de <i>Populus nigra</i>	134
Figure V.16 :	effet des extraits aqueux sur la qualité phytochimique de <i>Populus nigra</i>	136
Figure V.17 :	effet des extraits aqueux et du pesticide sur les marqueurs biologiques et les mesures pondérales des femelles <i>C .leucomelas</i>	138
Figure V.18:	Projectiion des groupes entomofauniques fonctionnels de peuplier sur les axes (Axe 1 et Axe 2) de l'AFC	141
Figure V.19:	Rangs / fréquences des espèces entomofaunique avant traitement.....	144
Figure V.20:	Rangs / fréquences des espèces entomofaunique après application des extraits aqueux.....	145
FigureV.21:	Evolution de la biocénose de <i>Populus nigra</i> sous l'effet de la matière active Thiamethoxan et Lambda-cyhalothrine.....	147
Figure V.22 :	Rangs / fréquences des espèces entomofaunique avant traitement.....	149
Figure V.23 :	Diagrammes rang/fréquence de l'installation des groupes fonctionnels sous l'effet résiduel des traitements chimique et biologique.....	151

Figure V.24 :	Fluctuation temporelle des populations résiduelles des de l'entomocénose du peuplier sous l'effet du traitement biologique.....	152
Figure V.25:	effet des matières actives sur les populations résiduelles des cortèges faunistique de peuplier noir	153
Tableau I.1 :	Composantes structurales de différents systèmes.....	26
Tableau I.2:	Propriétés des réseaux trophiques et des réseaux d'interactions.....	40
Tableau IV 1.a:	Variations mensuelles des températures et de la pluviométrie à Soumâa (période 1995-2010).....	92
Tableau IV.1.b:	Variations mensuelles des températures et de la pluviométrie à Soumâa de l'année 2010.....	93
Tableau IV.3 :	Détermination de la courbe standard de cholestérol.....	107
Tableau V.1:	les corrélations entre la quantité phytochimique de la plante, et les populations résiduelles de <i>C. leucomelas</i> sous l'effet des traitements appliqués.....	139

INTRODUCTION

Les végétaux, du fait de leur incapacité à se mouvoir sont soumis dans leur environnement à une multitude de stress biotiques ou abiotiques. En effet, ils ne peuvent échapper aux différentes attaques d'espèces phytophages ou d'organismes pathogènes, ni même aux aléas climatiques. Ainsi, les stress biotiques peuvent être engendrés par un grand nombre d'espèces vivantes appartenant à divers taxons d'herbivores : mammifères, reptiles, amphibiens, mollusques, oiseaux, arthropodes [1] ou de pathogènes : virus, mycoplasmes, bactéries, champignons, nématodes, protozoaires [2]. Toutefois, lorsque l'on estime l'importance relative des herbivores par rapport à la quantité de matières végétales qu'ils consomment, les insectes sont les plus voraces des espèces phytophages [3].

La réduction et la minimisation des dégâts occasionnés par ces ennemis naturels et en particulier par les insectes phytophages s'est faite grâce à des pesticides chimiques [4]. Le recours à l'utilisation des produits chimiques comme moyen de lutte, facile d'emploi suite à leur efficacité et fiabilités, d'où leur utilisation systématique et abusive [5]. Ainsi malgré son efficacité rapide, la lutte chimique n'est pas durable, les ravageurs peuvent souvent développer une résistance au bout d'un certain temps, parfois très court ce qui induit donc à une complication accentuée de la situation [6].

Les pesticides regroupent un nombre important de molécules, aujourd'hui presque toutes de synthèse, destinées à lutter contre de nombreux groupes d'organismes (fungicides, nématicides, insecticides, ...). Ces dénominations sont trompeuses, dans la mesure où ces produits ont en général une action sur l'environnement qui dépasse largement la cible officiellement visée [7]. Puisque

qu'aucune espèce n'est totalement indépendante des autres espèces qui l'entourent, que ce soit dans son environnement proche ou à l'échelle de la biosphère.

Lorsqu'ils se retrouvent dans les milieux naturels, les pesticides peuvent avoir différents impacts sur la biodiversité, ils conduisent à un mauvais fonctionnement physiologique [8, 9]. Ces applications peuvent créer également un déséquilibre entre les populations composant les agro-écosystèmes; en particulier lorsque ces produits sont utilisés de manière inappropriée d'où la naissance de conflits entre l'agriculture et la biodiversité [10].

La pollution chimique de l'environnement aujourd'hui est une triste réalité. . Qu'ils soient accidentels ou permanents, ces produits impactent plus ou moins directement les organismes vivants, que ce soient par des mécanismes de toxicité létale ou non ou par le biais de perturbation [10].

Les substances xénobiotiques ayant la capacité d'agir à un large spectre sur les espèces animales ou végétales et d'en perturber le fonctionnement normal. Ces substances altèrent les fonctions du système endocrinien, et induisant donc des effets nocifs sur la santé d'un organisme intact, de ses descendants ou sous-populations [11]. De même, il peut aussi altérer indirectement l'attribution d'énergie, ce qui affecte la capacité reproductrice de l'individu qui déterminera de sérieuses perturbations sur le plan individuel et interindividuel [12, 13].

Cette situation de stress impose une faculté d'adaptation indispensable pour la survie, nécessitant la mise en œuvre de mécanismes permettant la détection du stress, quelle qu'en soit la nature, et les réponses adéquates visant à en moduler les effets [14].

Pour contrôler le ravageur sans l'inconvénient des pesticides de synthèse, il est intéressant de trouver d'autres méthodes, alternatives, en protection phytosanitaire [15, 16].

Une alternative aux pesticides s'imposant, le monde scientifique s'est mis à la recherche d'un produit biodégradable, plus sélectif que les substances chimiques et sans danger pour les plantes, les animaux et les humains. Les biopesticides représentent une bonne alternative aux produits chimiques [4, 17, 18].

En effet, de nouveaux produits sont recherchés pour, d'une part, assurer une protection efficace de la production agricole, et d'autre part, contribuer à une gestion durable de l'environnement. Dans cette optique, l'utilisation d'extraits de plantes dotées d'activités insecticides offre une certaine potentialité [15, 16].

Notre étude a porté sur la mise au point des biopesticides à base des plantes spontanées et de mettre au point des méthodes de lutte intégrées peu coûteuses, efficaces et facilement utilisables par les agriculteurs.

Dans ce travail, nous nous sommes proposé de comparer l'action des formulations de bio-adjvant et d'extraits aqueux (silène/Inule) avec d'extraits aqueux de la plante entière et des compartiments d'Inule obtenus des différentes zones (Soumâa, Bouismail et chréa) d'une part et avec un produit phytosanitaire d'une autre part sur le potentiel biotique, les traits de vie biochimique de *Chaitophorus leucomelas*, sur la qualité phytochimique des feuilles de *Populus nigra*, et sur la reprise biocénotique.

Notre travail comporte deux parties. La première partie c'est un bilan synthétique des connaissances concernant la biodiversité et ses Interactions au sein de l'écosystème, les biopesticide comme un moyen de lutte efficace, ainsi que la notion de biomarqueurs. La deuxième partie, sera consacré à l'étude de

l'effet des d'extraits aqueux (formulés et non formulés) et de la matière active (Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine) sur *Chaitophorus leucomelas*, la qualité phytochimique de *Populus nigra* et sur le peuplement entomofaunique. Dans la discussion et conclusion générale, nous résumerons nos données acquises et nous les discuterons.

CHAPITRE I

BIODIVERSITE

Le déterminisme et l'expression de la biodiversité au sein des systèmes écologiques sont devenus des préoccupations importantes de l'écologie du paysage et des communautés [19]. En effet, les connaissances actuelles sur les relations existantes entre la structure et l'organisation spatiale des systèmes écologiques d'une part, et leur fonctionnement d'autre part, sont fragmentaires. De ce fait, les travaux qui se sont intéressés à la diversité taxonomique et spécifique des communautés [20, 21], se sont orientés vers l'étude des dimensions spatiales [22, 23] et fonctionnelle de la biodiversité [24].

I.1. Notions sur l'écosystème

I.1.1. La structure d'un écosystème

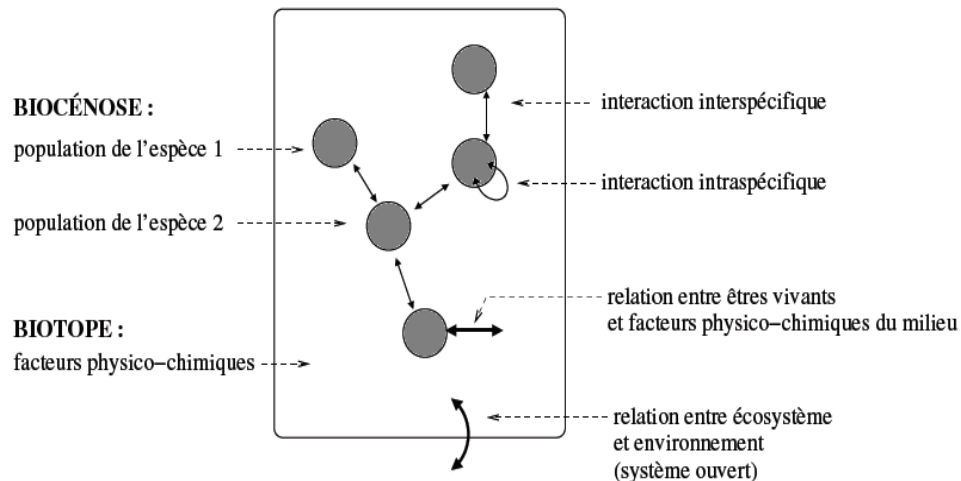
L'écologie a été définie pour la première fois en 1869 par Haeckel comme l'étude des interactions entre les organismes vivants et leur environnement, puis plus tard par Krebs [25], comme l'étude des interactions qui déterminent la distribution et l'abondance des organismes. L'écologie peut être encore définie comme l'étude des écosystèmes [26].

Un système peut être défini comme un ensemble d'entités ayant des relations entre elles et qui constitue une unité cohérente. Ce peut être par exemple une cellule, un organisme, une société ou un écosystème (Tableau I.1.).

Tableau I.1 : Composantes structurales de différents systèmes [26].

Système	Entités	Relations
cellule	molécules	relations biochimiques et physiques
tissu cellulaire	cellules	interactions cellulaires
organisme	organes	corrélations entre organes
écosystème	espèces et facteurs abiotiques	interactions écologiques
société	individus	relations sociales

Les écosystèmes, comme de nombreux systèmes étudiés dans la nature et la société, sont des systèmes ouverts, c'est-à-dire en relation avec leur environnement. Un écosystème est une unité écologique inclut donc : le biotope, facteurs physico-chimiques du milieu ; la biocénose, ensemble des êtres vivants ; les relations entre les êtres vivants (interactions biotiques) ; les relations entre les êtres vivants et leur biotope et les relations entre l'écosystème et son environnement (figure I.1.). Mais tout écosystème possède une variabilité dans l'espace et dans le temps [27].

**Figure I.1** : Interactions au sein d'un écosystème [27].

La figure I.2., résume les relations entre ces différents facteurs (biotiques et abiotiques) et leurs conséquences sur la stabilité d'un système comprenant un

organisme nuisible. La stabilité du système est fonction de plusieurs espèces qui ont un effet directe sur l'équilibre du système, soit l'abondance et la qualité nutritive de l'hôte (composante B), les prédateurs et les parasites, de même les autres organismes (composante C), en compétition avec l'espèce nuisible (composante A). Les fluctuations d'abondance des agents naturels de contrôle de l'organisme cible définissent l'abondance de celui-ci. Il existe également des facteurs indépendants de la densité (composante D), comme la température et la pluviosité, qui fixent les limites inférieures et supérieures de ces fluctuations [28].

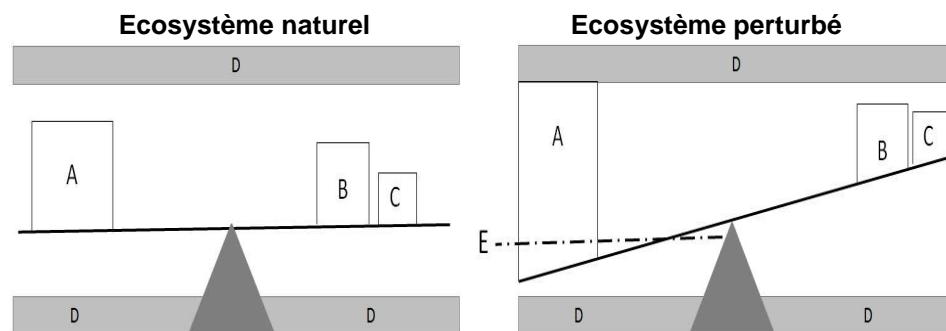


Figure I. 2 : Schéma théorique du concept de stabilité des écosystèmes naturels et perturbés [28].

A:Espèce nuisible; B: plante hôte; C: prédateurs, parasitoïdes, espèce compétitrice; D: facteurs Indépendants de la densité;
E: seuil économique

I.1.2. La relation entre structure et fonctionnement des écosystèmes

La relation entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes n'est qu'un des aspects de la relation entre structure et fonctionnement des écosystèmes. D'autres composantes de la structure des écosystèmes, notamment les interactions intra- et interspécifiques, les facteurs abiotiques du biotope (paramètres physico-chimiques du sol, du climat. . .), peuvent influencer les propriétés et processus fonctionnels des écosystèmes [29]. Les effets des interactions interspécifiques sur le fonctionnement des écosystèmes ont été beaucoup moins étudiés que ceux de la biodiversité.

La relation entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes est devenue l'une des problématiques majeures en écologie depuis quelques années. Les extinctions d'espèces (liées notamment aux changements du mode d'utilisation des terres, aux introductions d'espèces...) peuvent en effet conduire à des pertes de services écologiques [30, 31, 32, 29, 33, 34]. Les activités humaines peuvent avoir des impacts sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes, en modifiant la biodiversité, les interactions entre les êtres vivants et le biotope (figure I.3.).

La compréhension des effets de la biodiversité et des interactions entre espèces sur le fonctionnement des écosystèmes et des mécanismes sous-jacents permettra de mieux évaluer les impacts possibles de perturbations d'origine naturelle (changements climatiques) ou anthropiques [35].

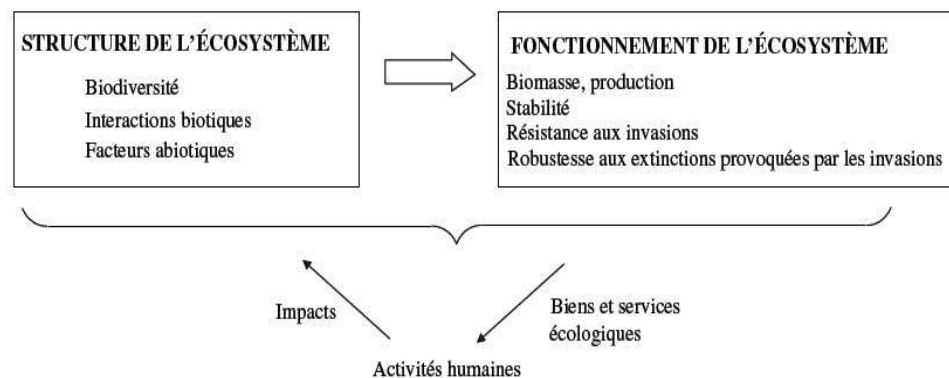


Figure I.3 : Propriétés structurales et fonctionnelles des écosystèmes, et activités humaines [35].

I.2. Notions sur la biodiversité

I.2.1. Définition de la biodiversité

La biodiversité a été longtemps considérée comme un simple attribut structurel des communautés qu'il était possible d'appréhender par le biais

d'estimation du nombre d'espèces ou toute autre mesure "Informationnelle " basée sur la présence-absence des espèces [36, 19, 20, 37].

Ainsi définie, la biodiversité est une mesure "centrée sur un site" et représente avant tout une propriété échelle-dépendante d'une portion de territoire [38]. Des mesures alternatives de la biodiversité, qu'elles soient multiscalaires [39, 40] ou "centrées sur une espèce" [41], ont été proposées pour pallier la dépendance d'échelle mais elles restent, comme les précédentes, centrées sur un compartiment fonctionnel de l'écosystème, le plus souvent la végétation, et basées sur l'occurrence des espèces considérées comme équivalentes.

La diversité biologique se manifeste essentiellement à trois niveaux : écosystèmes, espèces composant chaque écosystème et combinaisons de gènes au sein des espèces. Les écosystèmes sont constitués de différentes espèces et de populations de certaines espèces [42].

La biodiversité ou diversité biologique est le tissu vivant de la planète, c'est la variabilité des organismes vivants. Elle comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces, et la diversité des écosystèmes [38]. La notion de biodiversité peut ainsi se retrouver à différentes échelles : l'échelle moléculaire (fondée sur la diversité génétique, variabilité génétique entre individus d'une population et entre populations d'une espèce) ; l'échelle des espèces (diversité des espèces ou diversité spécifique) et l'échelle des écosystèmes (diversité des écosystèmes). En effet, la biodiversité permet de caractériser l'environnement de manière assez complète [43].

La biodiversité englobe trois niveaux d'organisation du vivant : la diversité écologique (ou diversité des écosystèmes), la diversité spécifique (diversité des espèces ou interspécifique) et la diversité génétique (ou intraspécifique) [44].

À chaque échelle, la biodiversité a des composantes à la fois quantitatives et qualitatives. Ainsi, la diversité spécifique peut être décrite de manière

quantitative, par le nombre d'espèces par exemple, ou de manière qualitative, par la composition spécifique. La diversité spécifique comprend plusieurs composantes [35] (Figure I.3) : la richesse spécifique (nombre d'espèces), la régularité de la distribution des espèces [45, 46] et le nombre de groupes fonctionnels [47].

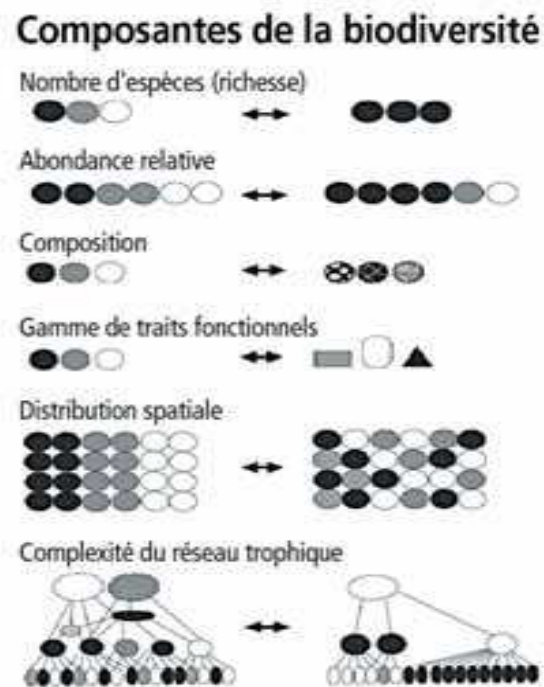


Figure I.4 : Les différentes composantes de la biodiversité. Toutes peuvent être affectées par les pratiques agricoles. D'après Díaz et al., (2006) [48].

Les espèces ne sont pas équivalentes dans l'écosystème" [49, 50], les recherches ont permis que la biodiversité recouvre plusieurs dimensions et différents niveaux d'organisation structurelle (basée sur la présence/abondance des espèces, la dimension fonctionnelle basée sur leurs attributs vitaux morphologie et physiologie) [19, 51, 52] et compositionnelle (basée sur leur comportement ou les attributs écologiques) [53].

La figure I.5 permet d'appréhender le concept de biodiversité dans sa globalité Les niveaux d'organisation de la biodiversité se rattachent aux branches fondamentales de l'écologie : l'écologie des organismes, l'écologie des

populations, l'écologie des communautés et l'écologie du paysage. En pratique, pour la recherche et le suivi de la biodiversité, une approche doit être choisie, déterminée par le(s) niveau(x) d'organisation et le(s) dimension(s) décrits Noss [51].

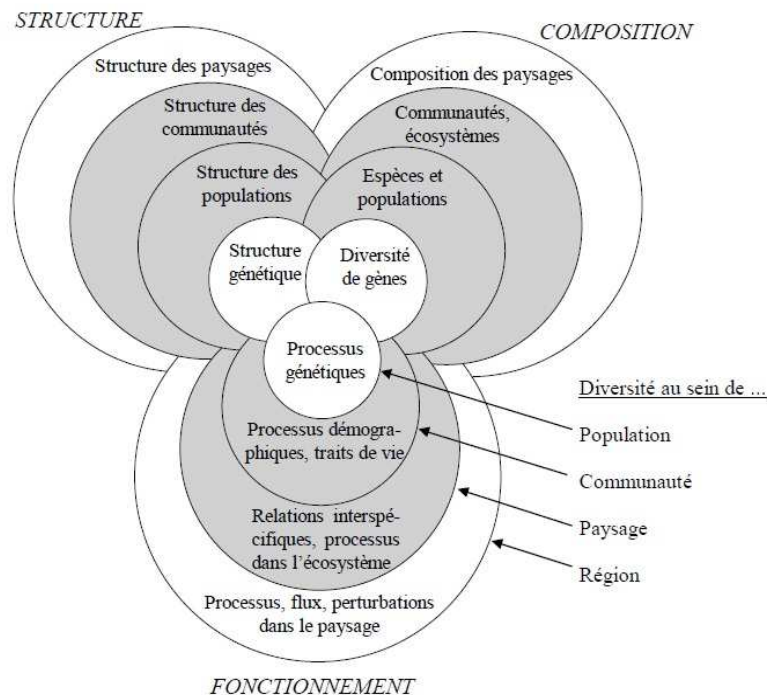


Figure I.5 : Dimensions et niveaux d'organisation de la biodiversité d'après Noss [51].

1.2.2. La signification fonctionnelle de la biodiversité

La relation structure/fonction est ici la relation entre la biodiversité et le fonctionnement d'un écosystème. Si la question de l'évaluation de la biodiversité est complexe (quelle dimension, quel compartiment ?), la question du fonctionnement ne l'est pas moins dans la mesure où les attributs pouvant servir à l'évaluation fonctionnelle peuvent concerner la productivité [54, 50], la stabilité [55, 56] ou les fonctions propres aux cycles de nutriments [57, 58].

La distribution de l'abondance des espèces dans une communauté et la relation entre la taille d'un territoire et le nombre d'espèces s'y trouvant [59].

L'organisation des communautés d'espèces peut être considérée comme un système complexe (.grand nombre d'entités de nature et aux caractéristiques diverses) [60, 61, 62, 63, 64, 65, 66]. Les entités du système interagissent localement entre elles et avec leur environnement selon une organisation hiérarchique pouvant s'étendre sur différentes échelles de temps et d'espace. Ces interactions locales donnent lieu à une dynamique globale souvent non linéaire, et à l'émergence de structures sophistiquées à un niveau hiérarchique supérieur à celui des entités qui les composent. De plus, la dynamique des systèmes complexes repose sur l'existence de boucles rétrogrades où les structures émergentes influencent à leur tour les entités mêmes qui les composent. Le comportement global des systèmes complexes résultant de cette dynamique est hautement sensible aux perturbations et souvent imprévisible, et finalement, contrairement aux systèmes simples, il ne peut être décrit par la superposition des comportements de ses composantes [63] (Figure I.6).

Les espèces interagissent localement avec leur environnement abiotique ainsi qu'entre elles en formant, entre autres, des réseaux trophiques répartis sur plusieurs niveaux hiérarchiques [67]. Ces interactions produisent un comportement souvent non-linéaire [66], comme lors de l'absorption de nutriments par les plantes [68] ou encore dans la croissance logistique des populations [69].

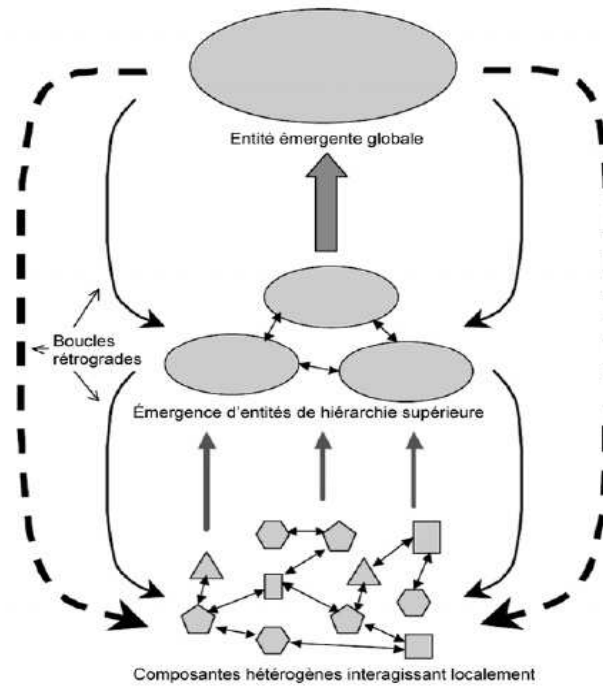


Figure I.6: Représentation schématique d'un système complexe. Les interactions locales entre les entités du niveau hiérarchique [63].

I.2.3. Structure écologique et aspects fonctionnels

La structure écologique d'une communauté est la répartition des espèces et des individus dans l'espace (ex. structure verticale de la végétation), mais aussi selon les types fonctionnels, définis par les traits de vie des espèces. Pour Huston [70], la diversité des types fonctionnels et le nombre d'espèces par type fonctionnel sont les deux composantes de base de la biodiversité, la richesse spécifique et la structure écologique de la communauté pouvant s'en déduire. La description de la structure des communautés fait donc partie de l'évaluation de la biodiversité d'une forêt ou d'un paysage.

Divers indices pour caractériser la structure des communautés ont été proposés. Pour les communautés végétales, les plus simples sont par exemple le nombre de strates verticales et la diversité des formes biologiques [71]. Pour les communautés animales, la sex-ratio et la distribution des âges ou des stades de développement sont souvent utilisés [72].

La diversité fonctionnelle des communautés est plus difficile à appréhender. Sa description demande en général des observations étalées dans le temps (ex. flux, processus démographiques, reproduction) ou dans l'espace (ex. structure spatiale des populations). Cependant, elle peut dans une certaine mesure être approchée par les indices et méthodes permettant de décrire la structure écologique des communautés [72].

1.2.4. La biodiversité fonctionnelle

La diversité des traits fonctionnels ou diversité fonctionnelle peut permettre d'évaluer l'importance des forces de divergence ou de convergence fonctionnelle au sein des communautés [73, 74, 75, 76] ou entre communautés [77, 78].

A l'échelle d'un assemblage local, la diversité fonctionnelle résulte de l'équilibre entre deux forces opposées : le filtrage des traits des espèces sur la base de leur tolérance aux conditions environnementales « habitat filtering » qui conduit à la convergence des traits des espèces [79, 73] et les interactions compétitives qui limite la coexistence d'espèces trop similaires sur le plan fonctionnel « limiting similarity » et conduit à la divergence des traits des espèces [80].

La biodiversité dépend étroitement des activités agricoles. Elle est considérée comme un facteur de production (équilibre entre les insectes, fertilité des sols, pollinisation...) [81]. La biodiversité fonctionnelle en agriculture est celle des cultures et des élevages, mais aussi celle qui s'invite au milieu de l'agro écosystème. Une des composantes de la biodiversité fonctionnelle, directement utile à l'agriculture, comprend toutes les variétés végétales et races animales des espèces domestiquées par l'homme [82] (Figure 1.7). Par contre une partie de la biodiversité sauvage s'incère dans l'agrosystème. Elle peut être destructive, ou au contraire utile. La connaissance des relations entre ces différentes composantes

est importante pour comprendre comment la biodiversité est un élément de stabilité [82].

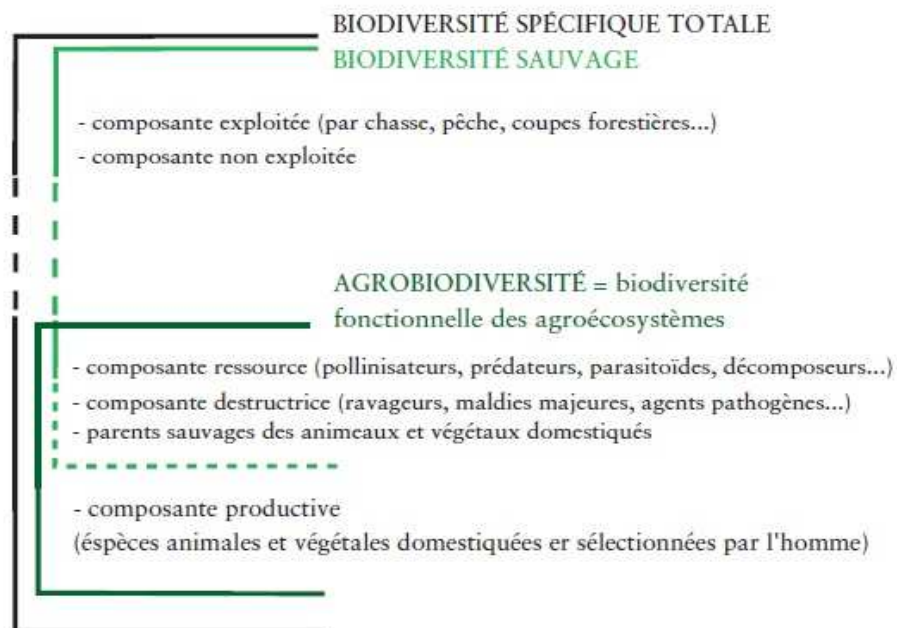


Figure I.7 : Les composantes de la biodiversité fonctionnelle [82].

I.2.5. La biodiversité dans multifonctionnalité

Trois grandes fonctions de la biodiversité ont été définies: patrimoniale, agronomique et écologique [83].

La fonction patrimoniale comprend les éléments naturels et/ou culturels qui constituent la biodiversité [43].

La biodiversité assure également une fonction agronomique. Dans une zone agricole, la présence d'insectes et d'oiseaux auxiliaires permettent aux cultures de mieux résister aux stress biotiques que constituent les espèces nuisibles. D'autre part, des insectes tels que les abeilles sauvages et les bourdons réalisent la très importante fonction de pollinisation des plantes entomophiles [43].

I.3. Les interactions biotiques

Chaque espèce, éternelle, occupe une place déterminée dans sa niche écologique, en parfait équilibre avec les autres espèces avec lesquelles elle interagit et le monde abiotique qu'elle occupe [84].

Chaque individu ou population peut avoir un effet positif (facilitation), négatif (inhibition) ou neutre (absence d'effet) sur un autre individu ou population. La nature de l'interaction bidirectionnelle établie entre deux partenaires dépend du signe des effets unidirectionnels de chacun des deux partenaires sur l'autre partenaire [85].

I.3.1. Interactions intraspécifiques et interactions interspécifiques

Selon Goudard [85], les organismes d'un écosystème établissent entre eux des interactions biotiques :

- des interactions intraspécifiques, entre individus appartenant à une même espèce. Elle est généralement associée à des comportements de groupe. Elle peut permettre la résistance à des facteurs abiotiques [85].

- des interactions interspécifiques, entre organismes d'espèces différentes. Elle comprend le mutualisme, interaction à bénéfice réciproque facultative pour les deux partenaires, et la symbiose, association à bénéfice réciproque obligatoire pour les deux partenaires [85].

I.3.2. Interactions directes et interactions indirectes

Une interaction (intraspécifique ou interspécifique) peut être établie directement entre deux individus ou deux espèces, ou indirectement, via des interactions avec un troisième individu ou espèce ou via des interactions avec un facteur du milieu. Il s'agit alors d'une interaction indirecte. Lorsque l'impact d'une espèce sur une autre espèce nécessite la présence d'une troisième espèce, l'effet indirect peut être transmis par variation d'abondance le long de la chaîne d'interactions ou par modification des traits des espèces en interaction [86,87].

Ainsi, la compétition, que ce soit la compétition intraspécifique ou la compétition interspécifique, peut être : Une compétition directe par interférence, comportementale ou chimique (allélopathie); soit une compétition indirecte par exploitation d'une ressource commune limitante (ressource trophique, spatiale, partenaires sexuels) [86,87].

La compétition par exploitation d'une ressource commune et la compétition apparente (prédation clé de voûte) sont deux cas de compétition indirecte liée à la prédation (figure I 8).

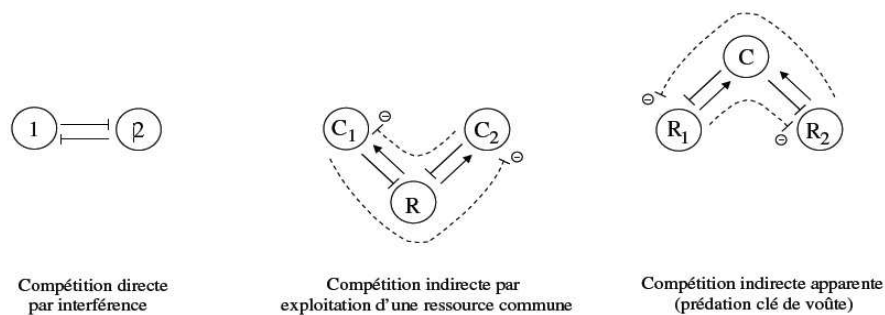


Figure I.8 : Compétition directe et compétition indirecte [86,87].

(C : consommateur, R : ressource, trait plein : effet direct, tireté : effet indirect)
(Flèche tronquée : effet négatif, flèche pointue : effet positif)

Dans une chaîne trophique à trois niveaux trophiques (figure I 9), les consommateurs secondaires sont en coopération indirecte avec les producteurs

primaires (cascade trophique). Il peut également y avoir coopération indirecte (mutualisme indirect) entre deux prédateurs dont les proies sont en compétition indirecte par exploitation d'une ressource commune, coopération indirecte entre trois compétiteurs, ou bien coopération indirecte le long d'un gradient de niche [86,87].

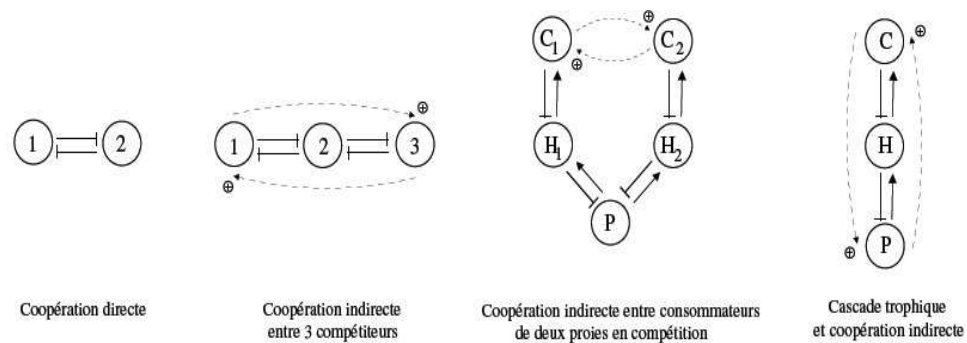


Figure I.9 : Coopération directe et coopération indirecte [86,87].

(C : carnivore, H : herbivore, P : plante, trait plein : effet direct, tireté : effet indirect)
(Flèche tronquée : effet négatif, flèche pointue : effet positif)

Plusieurs auteurs considèrent d'une part les effets indirects liés à des changements d'abondance des espèces, par propagation d'effets indirects le long d'une chaîne d'interactions directes, et d'autre part des effets indirects liés à des changements de traits spécifiques [87,88, 89,90].

I.3.3. Modifications d'interactions

Les modifications d'interactions sont des interactions non linéaires qui s'opèrent par la modification d'une interaction entre deux espèces par une troisième espèce ou la modification d'une interaction entre une espèce et un paramètre abiotique du milieu par une autre espèce (modification de l'interaction entre une plante et sa ressource minérale par exemple) [86,91] (figure I 11).

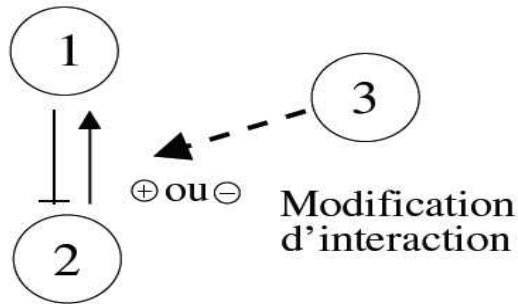


Figure I. 10 : Modification d'interaction (cas de la modification d'une interaction trophique) [86, 87].

I.3.4. Propriétés des réseaux d'interactions ou des réseaux trophiques

Tous les êtres vivants sont interdépendants. Les chaînes alimentaires sont les relations les plus importantes entre les êtres vivants. Dans un milieu équilibré, toute pullulation d'un ravageur est régulée par plusieurs auxiliaires [92, 93, 81].

Un réseau trophique est un ensemble d'espèces connectées par des interactions trophiques ; il comporte ainsi de nombreuses chaînes trophiques reliées entre elles. Les écosystèmes sont des réseaux d'interactions complets, puisque les espèces sont connectées par des liens trophiques et des liens non trophiques tels que la compétition ou la coopération [85].

Les propriétés des réseaux ont été étudiées essentiellement dans des réseaux trophiques [94, 95, 96, 97] et dans des communautés compétitives [98,99]. Plusieurs études montrent que la richesse spécifique est plus faible dans les niveaux trophiques les plus élevés [100, 101]. Les propriétés des réseaux sont susceptibles de varier avec la diversité spécifique, comme le montrent des études réalisées sur des réseaux trophiques.

Il est vraisemblable que la relation entre richesse spécifique et connectance dans un réseau trophique dépende du niveau de richesse spécifique. La forme de la relation peut également dépendre du degré de généralisme des prédateurs : en

présence de prédateurs plutôt spécialistes, le nombre de liens pas espèce a tendance à rester invariant, tandis qu'en présence de prédateurs plus généralistes le nombre de liens par espèces a tendance à augmenter avec le nombre d'espèces [95].

De nombreuses études théoriques ont cherché à décrire les propriétés des réseaux trophiques pour en dégager des caractères communs [94, 95, 96]. Un réseau trophique peut ainsi être caractérisé par de nombreux aspects, notamment la diversité spécifique, la densité de liens, la connectance et la force des interactions trophiques. Un réseau d'interactions pourrait être caractérisé par des propriétés similaires (tableau I.2), à la différence que les interactions ne sont alors plus seulement de nature trophique mais peuvent être également de la compétition, de la coopération, du commensalisme, de l'amensalisme, du parasitisme, etc [85].

Tableau I.2: Propriétés des réseaux trophiques et des réseaux d'interactions [85].

Propriété	Notation usuelle	Définition
diversité spécifique	S	nombre d'espèce (richesse spécifique) ou de groupes fonctionnels
nombre de liens	L	nombre d'effets spécifiques non nuls
densité de liens	$\frac{L}{S}$	nombre de liens moyen par espèce
connectance	$\frac{L}{S^2}$	proportion de liens réalisés (= effets spécifiques non nuls) parmi l'ensemble des liens possibles
force moyenne	E	intensité moyenne des effets spécifiques $\frac{\partial}{\partial X_j} \left(\frac{dX_i}{dt} \right)$

La notion de complexité d'un réseau trophique ou d'un réseau d'interactions prend en compte à la fois la diversité spécifique et les interactions interspécifiques. Ainsi, une mesure de complexité classiquement utilisée dans les réseaux trophiques est le produit de la richesse spécifique et de la connectance trophique ($S \times C$).

La diversité des organismes et la complexité de la chaîne trophique permettent de retrouver assez rapidement l'état d'équilibre à la suite de conditions défavorable du milieu. En effet les écosystèmes complexes ont plusieurs espèces à tous les niveaux de la chaîne trophique (Figure I.12) des interactions régissent tant les espèces d'un même niveau trophique (relations horizontales) que les espèces de niveaux différents (relations verticales). C'est le nombre et l'intensité des liens entre les espèces d'un système qui détermineront la stabilité de celui-ci. Les écosystèmes complexes ayant un grand nombre de relations trophiques peuvent amoindrir les effets de changements brusques de densité d'une des composantes (élasticité et résistance élevées) [28].

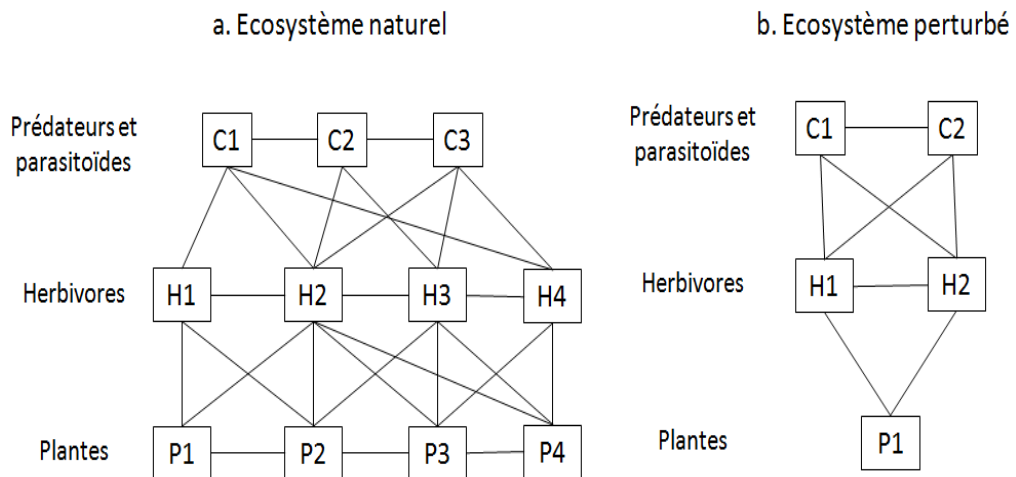


Figure I. 11: schéma théorique des relations horizontales et verticales du réseau trophique des écosystèmes naturels et perturbés [28].

La disparition d'une espèce peut facilement être sans compensée détérioration majeur du réseau. Dans des systèmes simplifiés comme les monocultures agricoles ou les plantations monospécifiques d'arbres, le nombre des interactions est considérablement réduit (Figure I. 12 b) .En raison de leur faible niveau d'élasticité et de résistance, ces système sont plus vulnérables aux perturbations. La disparition ou/au contraire, l'augmentation marquée de l'abondance d'une des espèces aura des effets directs sur les autres composantes, ce qui laissera au système peu de possibilité de récupérer son équilibre [28]

I.3.5. Aspects écologiques et évolutifs des interactions

Les interactions interspécifiques sont des facteurs de dynamique et de structuration des communautés et des écosystèmes [102]. La niche écologique est un espace à n dimensions caractérisant les besoins d'une espèce (axe trophique, spatial, temporel, etc.). La théorie de la niche est fondée sur la compétition interspécifique : elle constitue une synthèse sur les impacts des espèces sur la ressource et sur les besoins des espèces [80]. La niche écologique dépend donc à la fois des besoins des espèces et de leurs impacts sur les ressources [80,103]. Les interactions biotiques, notamment la prédation, modifient les niches écologiques. La compétition interspécifique est le moteur de l'exclusion compétitive et de la ségrégation de niches écologiques (ségrégation trophique, spatiale, temporelle). La compétition interspécifique, en intervenant dans la coexistence d'espèces, a donc un impact sur la biodiversité. De même, la prédation a un impact sur la coexistence d'espèces : la suppression d'un prédateur clé de voûte par exemple peut entraîner de nombreuses extinctions d'espèces en cascade. La compétition interspécifique joue un rôle clef dans les successions écologiques et est l'un des facteurs de la zonation écologique. Les interactions interspécifiques sont ainsi responsables d'une modification de la niche potentielle en niche réalisée. Les interactions interspécifiques influencent donc la diversité spécifique et l'organisation spatiale et temporelle des écosystèmes [85].

Les interactions ont également une importance évolutive. La compétition interspécifique intervient dans les déplacements de caractère : en cas de sympatrie, il peut y avoir sélection directionnelle par pression de sélection due à la compétition interspécifique. La prédation constitue une force sélective, elle contribue à la sélection de gènes codant pour des caractères adaptatifs (adaptations morphologiques, physiologiques et comportementales des proies et des prédateurs). Les interactions jouent un grand rôle dans la dynamique coévolutive de deux espèces en interaction étroite (coévolution plante - pollinisateur, coévolution proie - prédateur ou hôte - parasite, et course aux armements). Les interactions entre individus et entre espèces ont donc des rôles à la fois écologiques et évolutifs : les interactions constituent un facteur

d'organisation des écosystèmes essentiel, influencent leur dynamique et leurs processus fonctionnels, et jouent un rôle dans les processus évolutifs [85].

I.3.6. La diversité et les traits d'histoire de vie

La spécialisation écologique induit donc une évolution des traits d'histoire de vie des organismes. Ces adaptations dans leurs traits d'histoire de vie permettent aux individus de mieux répondre en termes de valeur sélective aux pressions de sélection qu'ils subissent dans leur habitat, que ces pressions proviennent des ressources utilisées ou des interactions interspécifiques existant au sein de leur communauté [104, 105, 106,107].

Pour comprendre la distribution et l'abondance d'une espèce, il est nécessaire de connaître son histoire, les conditions environnementales favorables, les ressources nécessaires, ses paramètres démographiques et les effets des interactions intra et interspécifiques. De plus, les conditions environnementales sont les facteurs abiotiques, tels que la température, l'humidité, le pH, la salinité, la pression, l'oxygénation, voire la pollution, qui posent les limites physico-chimiques de son aire de répartition [107].

Les traits d'histoire de vie nécessitent la combinaison d'informations provenant de l'écologie, qui détermine les pressions de sélection, de la génétique quantitative (héritabilité) et des compensations entre traits d'histoire de vie, dont les composantes sont à la fois physiologiques et génétiques [107].

Les traits d'histoire de vie traits correspondent aux caractéristiques des individus d'une espèce et aux événements majeurs au cours de leur vie qui contribuent à la production et la survie des descendants. Le système de reproduction, la masse à l'état adulte et la longévité [104,108].

La théorie des traits d'histoire de vie cherche donc à fournir une explication évolutive pour interpréter la diversité et la complexité du cycle de vie d'une espèce, à élucider le mécanisme d'allocation des ressources destinées à la croissance et la maintenance des fonctions somatiques avec les performances reproductrices, ou "effort de reproduction" [109, 110, 108].

Les stratégies individuelles varient cependant au sein d'une population, cette diversité étant liée à la qualité hétérogène des individus, mais aussi à l'hétérogénéité spatiale et/ou temporelle des conditions environnementales [107].

Les études sur les traits d'histoire de vie se sont traditionnellement intéressées à la démographie et au comportement, en se concentrant sur le succès de la recherche alimentaire ou d'appariement, le succès reproducteur et la survie qui représentent tous le résultat de l'interaction entre l'organisme et son environnement. Dans cette approche, la physiologie de l'individu a traditionnellement été considérée comme supportant plutôt que contrôlant la réponse des différents traits d'histoire de vie en réponse à l'environnement. Or la biologie évolutive a pour but d'expliquer non seulement le pourquoi de la biodiversité, mais aussi le comment de la pluralité des traits d'histoire de vie, lesquels englobent les caractéristiques morphologiques, physiologiques et comportementales des organismes vivants [109, 110, 108].

Cette constatation a conduit au développement récent d'études mécanistiques évolutives, qui ont montré que la réponse des individus aux variations de leur environnement est médiée par des réponses morphologiques, comportementales et physiologiques tels que le métabolisme de repos, la dépense énergétique totale ou encore l'action pléiotropique des régulations hormonales. De ces interactions va résulter la valeur sélective des individus, et le cadre dans lequel ces interactions vont pouvoir varier est limité par des contraintes définies par l'histoire évolutive des espèces. Ces contraintes restreignent donc les capacités de réponse des individus aux changements environnementaux et se répercutent in fine sur les capacités dynamiques des populations [111].

I.3.7.Composition fonctionnelle : les traits des espèces

L'approche fonctionnelle de la diversité, se propose de décrire les organismes par leurs propriétés fonctionnelles, qui sont plus directement utilisables dans un contexte ago-écologique [112, 113]. (Grime, 2001; Westoby et al., 2002). En effet, Les pratiques agricoles mises en œuvre au niveau de la parcelle – labour, fertilisation, pâturage, etc. – peuvent être considérées comme des facteurs du milieu particuliers qui agissent sur les organismes. Dans le paradigme "trait-environnement" qui s'est développé en écologie des communautés au cours des 25 dernières années [114], ces facteurs sont considérés comme des filtres qui vont déterminer la composition des communautés locales à partir du pool d'espèces disponibles à un niveau régional (Figure 1.12).

L'idée centrale est que ces filtres opèrent non pas sur les espèces, mais sur les traits que portent ces espèces. Chaque filtre spécifique (régime de perturbation, fertilisation, interactions entre organismes, etc.) porte sur certains traits appelés "traits de réponse" (Figure 1.1-3.). Selon ce modèle, la composition des communautés doit pouvoir être prédite à partir des informations sur la nature et la force des filtres d'une part, et de la nature et de la valeur des traits de réponse filtrés d'autre part [115].

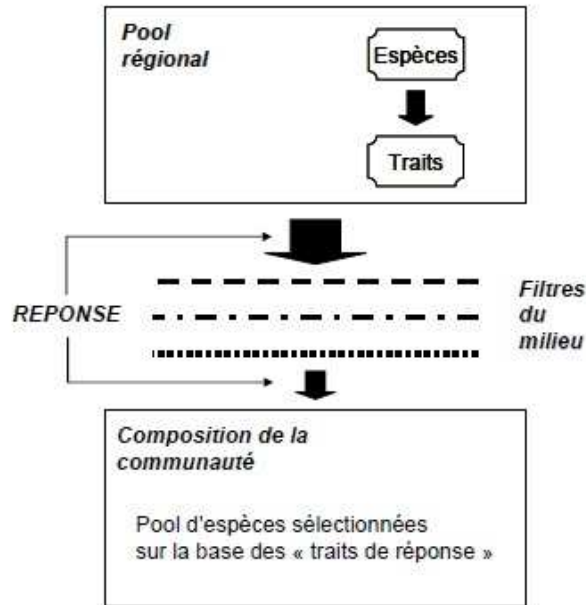


Figure 1.12 : Schéma conceptuel présentant les effets des facteurs du milieu sur la composition des communautés [115].

I.4. Perte de la biodiversité

La croissance d'une population est toutefois influencée par de nombreux facteurs et subit toutes sortes de limitations (Figure I.13). Celles-ci peuvent résulter d'un manque de nourriture ou d'espace, ou encore être dues à des maladies ou à des prédateurs [116].

À partir d'une méta-analyse d'un grand nombre d'études publiées, Worm *et al.* (2006) [118] concluent que les écosystèmes les plus diversifiés sont aussi les moins susceptibles de connaître l'effondrement ou la disparition d'espèces car les mieux à même à résister aux variations naturelles ou aux agressions anthropiques. De ce fait, la perte de biodiversité pourrait ainsi avoir de graves conséquences sur l'environnement.

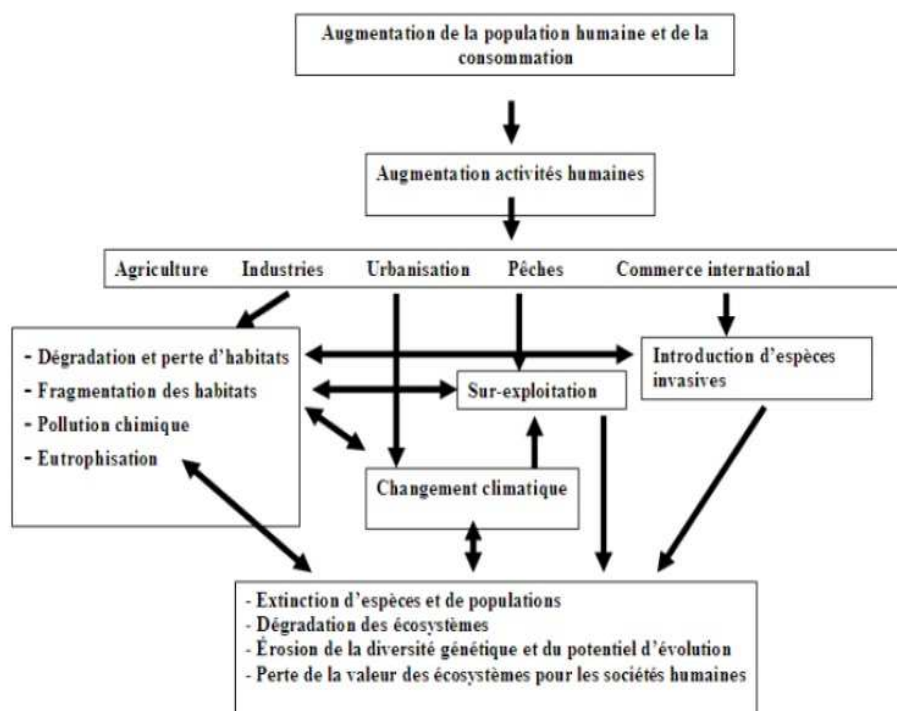


Figure I.13 : Principales causes ayant une incidence sur la biodiversité [117].

Les conséquences sur la biodiversité du changement climatique, largement attribué à l'augmentation dans l'atmosphère de la concentration en gaz à « effet de serre », devraient devenir de plus en plus perceptibles. On estime qu'une hausse de 1°C de la température déplace vers les pôles les limites de tolérance des espèces terrestres de 125 km en moyenne, et de 150 m d'altitude vers le haut en montagne. Ceci devrait entraîner des modifications importantes de la structure et du fonctionnement des écosystèmes et mettre en péril les espèces et les communautés végétales qui ne seront pas capables de faire évoluer assez rapidement leur aire de répartition [119].

Comme le montre Cuddington [120], le monde de Darwin est « plein » : plein de formes, plein d'individus, plein de vie, et l'apparition d'une nouvelle espèce ne peut se faire qu'au prix de la disparition d'une autre. Les espèces introduites sont actuellement considérées comme la deuxième cause d'extinction d'espèces, derrière la dégradation des habitats [121]. L'impact d'une espèce introduite peut ne pas seulement réduire la diversité des espèces, mais aussi la diversité des écosystèmes (écodiversité) [122].

Les introductions d'espèces peuvent donc être à l'origine de modifications de la structure de l'écosystème, en provoquant des extinctions d'espèces et une réorganisation des interactions entre les espèces présentes dans l'écosystème, et du fonctionnement des écosystèmes, par des effets sur les flux de matière et d'énergie, notamment la biomasse des espèces, le recyclage de la matière, les entrées et sorties d'éléments du système. L'impact écologique d'une espèce invasive peut être quantifié [123] par le produit de l'aire d'extension de l'espèce invasive, de sa densité (abondance surfacique) et de l'impact écologique par individu (ou par unité de biomasse) de l'espèce invasive. Cet effet individuel, difficile à estimer, est mesuré à plusieurs niveaux [123] : effets génétiques (hybridation), effets démographiques sur la dynamique des populations (taux de mortalité, taux de croissance, abondance), effet sur la communauté (richesse spécifique, structure du réseau d'interactions), effets sur le fonctionnement de l'écosystème (disponibilité en nutriments, productivité primaire). L'estimation de la contribution des espèces invasives aux taux actuels d'extinctions d'espèces passe par l'évaluation de l'effet des espèces invasives sur les extinctions locales à l'échelle des populations [124].

La perte d'habitat peut concerner un habitat essentiel à une espèce nécessaire pour boucler son cycle de vie [125]. L'habitat est indispensable pour le maintien de la biodiversité et le renouvellement des populations. Par exemple, la dégradation d'habitat dans l'estuaire de la Seine a entraîné une perte de 25 % de la population totale de juvénile de sole, *Solea solea* en Manche Est entre 1850 et aujourd'hui [126].

L'exploitation massive de ressources biologiques sauvages (par la chasse, la pêche, la cueillette, les collections, le défrichement et l'exploitation du bois) à un rythme incompatible avec leur renouvellement a été historiquement une cause importante de perte de biodiversité, à la fois par son impact direct sur les espèces exploitées et par la perturbation des communautés écologiques auxquelles celles-ci appartiennent. Actuellement, le poids relatif de la surexploitation d'espèces tend à diminuer par rapport à d'autres facteurs tels que la destruction des habitats.

Cependant, la pression de chasse représente encore, par exemple, un facteur de déclin pour certaines espèces vulnérables, en particulier d'oiseaux [119].

Les conséquences de dépôt d'azote sur les insectes phytophages sont également variables [127] et les résultats obtenus dans les différentes études difficiles à généraliser (voir la synthèse de Dajoz, 1998). En effet, les apports d'azote ont tendance à faire baisser le rapport C/N des tissus des plantes hôtes, d'où un effet inverse de celui de l'élévation du taux de CO₂ atmosphérique. Cette modification est plutôt favorable aux insectes, l'azote étant généralement une ressource limitante pour ces organismes. Ainsi, les ravageurs des feuillus sont souvent plus abondants après une fertilisation en azote, car la nourriture plus riche en composés azotés augmente leur vitesse de croissance et leur taux de survie. Mais d'un autre côté, la fertilisation azotée agit sur l'état physiologique des arbres, et elle peut accélérer leur vitesse de croissance, augmenter leur masse de feuillage et améliorer leurs réactions de défense [127]. Ainsi, les populations de certains ravageurs des conifères tels que les scolytes ou les tenthrèdes diminuent souvent après des apports d'azote, du fait de l'accroissement de la quantité et de la toxicité de la résine synthétisée par les conifères.

Les pesticides ou autres polluants chimiques peuvent avoir des conséquences considérables et désastreuses sur la biodiversité et les écosystèmes. Dans la plupart des exemples documentés et relatifs à la disparition de certaines espèces et à l'incapacité de certains milieux à maintenir la vie, il apparaît que c'est l'activité humaine qui est à l'origine de la perte de l'équilibre qui permettait de maintenir la vie dans ces écosystèmes. On peut déterminer les méfaits de pesticides en observant le cycle de vie et les tendances des populations d'un certain nombre d'animaux ou d'autres organismes appelés "espèces- indicatrices ". Dans la sélection de ces espèces indicatrices, nous identifions les animaux et insectes indispensables au maintien de l'équilibre de l'écosystème local et observons ce qu'il en advient [13].

I.4.1. Effet des traitements sur la diversité

Les pesticides employés pour lutter contre les organismes nuisibles peuvent se retrouver dans l'environnement. Ils risquent alors d'engendrer une contamination ponctuelle ou diffuse [128].

Lorsqu'ils se retrouvent dans les milieux naturels, les pesticides peuvent avoir différents impacts sur la biodiversité. Ceux-ci peuvent être directs ou indirects. Les impacts des pesticides sur l'environnement et la biodiversité sont cependant difficiles à circonscrire vu le nombre élevé d'organismes vivants, leur sensibilité différente aux pesticides, la grande diversité des milieux et des pesticides employés, ainsi que la difficulté de recenser les effets engendrés. Les risques attribuables aux pesticides sont donc encore incertains et relativement méconnus. Ils peuvent avoir des effets toxiques sur le court terme sur les organismes qui y sont directement exposés, ou des effets sur le long terme, en provoquant des changements dans l'habitat et la chaîne alimentaire [8].

Les pesticides utilisés en agriculture peuvent réduire l'abondance des mauvaises herbes et insectes, qui sont une source importante de nourriture pour de nombreuses espèces. Les herbicides peuvent changer les habitats en altérant la structure de la végétation, et finalement conduire au déclin de la population. Les fongicides ont également permis aux agriculteurs de ne plus avoir recours aux 'cultures secondaires' telles que l'herbe ou les racines. Cela a conduit au déclin de certaines mauvaises herbes des terres arables [129].

De nombreux pesticides imposent un stress indéniables aux communautés benthiques. De fait, selon [130], l'atrazine aux concentrations de 1 à 5 ug/l observées dans le ruisseau Saint-Georges, peut réduire la croissance des algues vertes, inhiber partiellement la photosynthèse du phytoplancton, réduire la productivité primaire, la production d'oxygène dissous et la respiration des communautés aquatiques [130]. Les concentrations détectées peuvent également affecter les communautés d'algues et avoir des effets sur les gastéropodes.

La population d'amphibiens est mondialement en déclin [131, 132]. Les contaminants chimiques en provenance de l'agriculture ont été proposés comme une des causes possibles de ce déclin [133]. Les amphibiens, considérés comme étant particulièrement sensibles à de nombreux pesticides, peuvent être plus sujets à des stress environnementaux et à l'exposition aux toxines car une partie de leur développement se déroule dans l'eau [131].

I.4.2. Perte de diversité à cause des traitements chimiques

Le recours à la lutte chimique reste la méthode la plus employée et la plus appréciée par les agriculteurs. Malgré son efficacité rapide, elle est non durable. Les ravageurs peuvent souvent développer une résistance au bout d'un certain temps, parfois très court [134,135]. L'utilisation intensive des pesticides (augmentation des doses et de la fréquence des traitements) a fait apparaître des résistances dans les populations cibles qui sont responsables de leur baisse d'efficacité générale [136, 137].

L'action des produits phytosanitaires sur les déprédateurs des cultures peut avoir comme conséquence divers changements internes. Une fois qu'un produit chimique pénètre l'organisme, il peut altérer directement le système endocrinien. De même, il peut aussi altérer indirectement l'attribution d'énergie, ce qui affecte la capacité reproductrice de l'individu qui déterminera de sérieuses perturbations sur le plan individuel et interindividuel [12, 13].

CHAPITRE II

BIOPESTICIDE

Introduction

Il existe plusieurs solutions pour remplacer de la lutte chimique. La lutte biologique est une approche qui semble rallier de plus en plus de producteur et de recherche scientifiques. Elle est basée sur les concepts écologiques, bien que la lutte biologique soit une solution relativement ancienne, récemment, de nombreuses études ont établi les bases indispensables à la mise en place de ce concept. Il est intéressant de noter que l'évolution de la lutte biologique suit de près celle de l'écologie. Toutes ces possibilités, de même que celles qui restent à découvrir pour faire face à nos besoins, sont cependant directement dépendantes du maintien de la biodiversité et de ses dynamiques d'évolution [28].

Selon Cloutier et Fravel [138,139], la lutte biologique considérée dans ce sens strict comme l'utilisation d'organismes vivants pour en contrôlant d'autres nuisibles. Ce concept fait également référence à toute modification de l'environnement, dans le respect des règles écologiques de stabilité et d'équilibre, qui mène au maintien des organismes nuisibles sous un seuil économique. La lutte biologique plus précisément, c'est l'exploitation délibérée des organismes vivants ou de produits dérivés d'organismes vivants, dans le but de faire répression d'organisme nuisible. Le terme répression signifie une intervention reposant sur l'action directe d'un agent biocide et donc capable de causer la mort des individus. Les interventions visant à diminuer l'activité des organismes nuisibles fondées sur l'usage: de substance agissant sur le comportement comme les phéromones; substance perturbant le développement comme les juvénoides; substance

chimiostérilisantes ou de libération de males stériles et de cultivars montre une résistance aux ravageurs.

II.1. Les biopesticides

La lutte biologique correspond à l'utilisation d'organismes et/ou composés naturels pour détruire ou contrôler d'autres organismes nuisibles sur le plan agronomique ou au niveau d'espaces naturels. Ces agents sont regroupés sous l'appellation de « biopesticides ». On distingue des organismes prédateurs (insectes, nématodes, plantes, mammifères, etc....) mais également des protistes (bactéries, virus, champignons) ou des molécules naturelles (phéromones, roténones, etc....) [140].

Les bioinsecticides peuvent se définir au sens large comme des pesticides d'origine biologique, c'est-à-dire, organismes vivants ou substances d'origine naturelle synthétisée par ces derniers, et plus généralement tout produit de protection des plantes qui n'est pas issu de la chimie. [141]. Sous ce vocable, les biopesticides comprennent les agents de contrôle des insectes (auxiliaires) comme les arthropodes entomophages (ex. trichogrammes), les champignons hyphomycètes pathogènes pour les lépidoptères ou coléoptères (ex. *Beauveria*), les baculovirus responsables des polyédroses nucléaires (NPV) ou des granuloses (GV) chez les lépidoptères, les bactéries (*Bacillus*), etc... , les insecticides d'origine végétale et les molécules de synthèse biologique (phéromones, molécules allélochimiques) [28].

La faible utilisation des biopesticides peut s'expliquer par l'inconsistance des résultats sur le terrain, la durée d'entreposage très courte, le coût élevé par rapport aux formulations chimiques et le nombre limité de pestes visées. Les avantages liés à l'utilisation de biopesticides devraient, par contre, en favoriser le développement commercial ; ils sont biodégradables, très spécifiques aux pestes et sont sans danger pour les plantes, les animaux et les humains [142].

II.2. Diversité des produits biologiques

II.2.1. Les biopesticides à bases des microorganismes pathogènes et des ennemis naturels

Les microorganismes pathogènes (virus, champignons, bactéries et protozoaires) et les ennemis naturels (parasitoïdes et prédateurs) sont des antagonistes naturels des insectes et des animaux.

En 1986, Khachatourians reconnaissait environ 650 espèces de virus pathogènes d'insectes. Les infections virales sont généralement mortelles dans un délai assez court. Les plus connus sont les baculovirus et affectent principalement les lépidoptères et les hyménoptères phytophages [143,144]. Le principal désavantage des virus entomophages demeure la difficulté de les propager en masse à faible coût, compte tenu du caractère obligatoire de leur multiplication à partir de tissus intacts d'insectes [145].

Les bactéries sont les micro-organismes les plus souvent associés aux insectes [146]. Une centaine d'espèces sont spécifiquement entomopathogènes mais seulement quelques types ont été considérés pour la production de biopesticides [144]. Le bacille le plus connu est sans contredit le *Bacillus thuringiensis* (Bt) qui accapare environ 90% du marché actuel des biopesticides [147, 148,149]. Deux souches sont largement exploitées sous forme de bioinsecticides : le *B.t. israelensis* (contre les diptères (maringouins et mouches noires)) et *kurstaki* (contre les chenilles de lépidoptères) [150]. Actuellement, une dizaine de variétés de *B.t.* sont offerts sur le marché ou exploitables pour réprimer des ravageurs importants [28].

Environ 700 espèces de champignons sont capables d'infecter des insectes [14,144]. *Beauveria bassiana* est sans contredit le champignon le plus exploité considérant la grande diversité de ravageurs visés (doryphore de la pomme de terre, pyrale du maïs, piéride du chou, thrips des petits fruits, etc...) [151,152, 153]

et des recherches intéressantes sont également menées avec *Verticillium lecanii* pour la répression des homoptères ou des thrips en serre [154,156].

Les ennemis naturels regroupent les parasitoïdes et les prédateurs. Le terme «parasitoïde» fait référence à des entomophages intermédiaires entre les parasites et les prédateurs tandis que les «auxiliaires de lutte» font référence aux insectes parasitoïdes et aux arthropodes prédateurs [157].

Plus de 15 000 espèces d'insectes sont parasitiques et la majorité d'entre elles le sont pour d'autres insectes [157]. Les parasitoïdes sont caractérisés par un adulte actif ayant de fortes capacités d'orientation et de repérages d'hôtes potentiels. Une vingtaine d'insectes parasitoïdes sont développés contre des ravageurs importants. Parmi ceux-ci, *Encarsia formosa*, contre l'aleurode des serres, est sans contredit la plus largement commercialisée avec les trichogrammes [158, 159, 160]. Les arthropodes prédateurs sont les plus fréquemment cités en lutte biologique [161,162]. Ces prédateurs ne font pas dans la dentelle; ils tuent la proie capturée. Leur voracité étant un indice utile de son potentiel de répression [163].

Une trentaine de prédateurs polyphages sont actuellement exploités ou en développement. Parmi les plus importants mentionnons les acariens phytoséiides (*Phytoseiulus persimilis*, *Amblyseius ballais*, *A. cucumeris*, *Hypoaspis* spp., etc...) [164, 165,166, 160].

Dans les productions serricoles, la lutte biologique contre les insectes et les acariens, de même que l'utilisation des bourdons ont fait diminuer considérablement l'utilisation des insecticides. Les résultats positifs générés par cette lutte biologique incitent les chercheurs à développer davantage d'autres produits, principalement dans les productions ornementales et les espaces verts

II.2.2. Les insecticides d'origine botanique (Biocide inerte)

La pharmacopée est en grande partie issue des plantes, même si les laboratoires ont par la suite isolé les molécules intéressantes et appris à les synthétiser. De même, des substances insecticides issues du monde végétal ou animal ont supplanté des produits très toxiques utilisés auparavant comme le DDT et les organochlorés, en réduisant drastiquement les effets secondaires. Plus de 2000 espèces végétales dotées de propriétés insecticides ont été répertoriées [167].

Dès l'Antiquité, les Chinois, les Grecs et les Romains utilisaient des plantes ou extraits de plantes avec du soufre et de l'arsenic [168]. Il a été rapporté que les Romains utilisaient des poudres préparées à partir de *Veratrum* sp. comme insecticides et rodenticides tandis que des extraits d'ifs (*Taxus baccata*) ont été utilisés par certains peuples de l'hémisphère nord [169]. Sous les tropiques, l'utilisation du neem (*Azadirachta indica* Juss. Meliaceae) est répertoriée depuis au moins 4000 ans [170]. Au XIXe siècle, seuls quelques composés d'origine végétale étaient identifiés et abondamment utilisés comme répulsifs ou produits toxiques parmi lesquels [171].

II.2.2.1. Le pyrèthre

Le pyrèthre naturel est un insecticide issu de plantes appartenant à la famille des Astéracées. *Chrysanthemum cinerariaefolium* est l'espèce la plus couramment utilisée pour la production d'insecticide. D'autres espèces de *Chrysanthemum* peuvent être utilisées comme source de pyrèthre [172]. Le pyrèthre continue de dominer le marché mondial des insecticides végétaux accaparant à lui seul près de 80% des ventes [173]. Ses avantages ; un large spectre d'activité, un effet choc rapide et une disparition totale dans l'environnement [174,175].

L'effet insecticide des produits issus de ces plantes est dû à 6 molécules : Pyréthrine I et II, Cinérine I et II, Jasmoline I et II. Le potentiel insecticide de ces molécules est différent. Leur proportion varie en fonction de l'origine de la plante et du mode d'extraction. Le produit agit sur la conduction nerveuse des insectes (effet « neurotoxique »). Avant de mourir, l'insecte présente une phase d'hyperactivité. L'effet du produit se constate quelques minutes après l'application du produit. Il a une véritable action de choc [172].

II.2.2.2. Les huiles essentielles

Les huiles essentielles sont des substances ou extraits de certains végétaux extrêmement puissants. Elles se forment dans un grand nombre de plantes comme sous produits du métabolisme secondaire. Les huiles essentielles sont extraites des plantes par divers procédés dont l'entraînement à la vapeur d'eau et l'hydrodistillation [176,177] et la pression mécanique à froid [178,179, 180]. Le choix de la méthode d'extraction dépend de la qualité recherchée et de la nature du matériel végétal à extraire, les huiles essentielles sont de véritables concentrés de substances aromatiques et de principes actifs, d'où leur administration à des doses extrêmement faibles. Quelques gouttes suffisent pour agir sur l'ensemble de l'organisme ou sur un système ou un organe spécifique [181].

Les huiles essentielles des plantes font partie ces dernières années des voies les plus explorées dans la régulation des ravageurs. Leur application dans la protection des stocks a fait l'objet de nombreux travaux. Leur toxicité s'exprime de différentes manières : activités ovicide, larvicide, anti-nutritionnelle et inhalatoire [182, 183]. Les huiles essentielles de certaines plantes sont utilisées pour leurs activités de contact et inhalatoire qui n'offrent pas souvent le même degré d'efficacité selon la cible visée [184].

Les huiles essentielles sont des complexes naturels de molécules volatiles et odorantes, synthétisées par les cellules sécrétrices des plantes aromatiques.

Celles-ci les conservent dans des poches au niveau de certains organes [185]. Les huiles essentielles ont une composition assez complexe On y trouve généralement de nombreux constituants appartenant principalement à deux grandes familles chimiques : les composés terpéniques et les composés aromatiques dérivés du phénylpropane [186].

Les huiles essentielles existant dans les plantes aromatiques sont responsables des différentes senteurs qu'elles dégagent. Les huiles essentielles se retrouvent dans des glandes minuscules situées dans différentes parties de la plante aromatique : dans les feuilles (basilic), dans les fleurs (rose), dans le fruit (citron), dans les graines (coriandre), dans l'écorce (cannelle) et, pour certaines plantes, c'est dans les racines (ail) [187].

La composition des huiles essentielles est très complexe .Terpènes, aldéhydes, cétones, phénols, lactones, esters, en sont les composants principaux [188]. Plus récemment il a été démontré que de nombreux constituants terpénoïdes d'huiles essentielles végétales sont toxiques au contact, pour un large éventail d'insectes et peuvent être utilisés comme insecticides d'origine végétale [189]. Un nombre important de composés chimiques sont connus. De ce type, les plus puissants figurent le thymol, extrait de thym (*Thymus vulgaris*, Lamiacées), la pulégone, extraite de menthe pouliot (*Mentha pulegium*, Lamiacées) et l'eugénol, extrait du clou de girofle (*Eugenia caryophyllus*, Myrtacées) [190].

II.2.2.3. Les glycosinolates

Les glycosinolates, de formule (1'-Thio- β -D-glucopyranosyl-alkyl-Z-N-hydroximin sulphate esters), sont des métabolites secondaires des plantes de l'ordre des *Capparales*, en particulier les *Brassicaceae* [191, 192].

Une grande variété de parasites telluriques a été ciblée pour le contrôle par l'utilisation de glucosinolates d'origine végétale (biofumigants), entre autres les insectes, nématodes, champignons pathogènes et les mauvaises herbes,

montrant pour l'ensemble une sensibilité à l'inhibition par les produits d'hydrolyse de glucosinolate [193, 194].

Les glucosinolates semblent prometteurs pour lutter contre les maladies post-récolte surtout *Penicillium expansum* et *Monilinia laxa*. En particulier, allyl-isothiocyanate (AITC) de *Brassica carinata*, butenyl-isothiocyanate de gluconapine de *Brassica rapa*, le 2-phényléthyl isothiocyanate de gluconasturtine de *Barbarea verna* et le 4-méthyl-thiobutyl isothiocyanate de glucoerucine extrait d'*Eruca sativa* qui ont été testés et inoculés sur les poires et les fruits à noyaux. Les traitements ont été efficaces 24 h et 48 h après l'inoculation de poires [195]. Ainsi, un effet anti-appétant de la sinigrine a été rapporté pour les pucerons, *Aphis fabae*, *Acyrtosiphon solani* et *Aphis pisum*, et même pour un criquet très polyphage comme *Melanopus sanguinipes* qui consomme moins de feuilles de Crucifères en rapport avec leur taux de glucosinolates [196].

II.2.2.4. L'azadirachtine

Le neem ou margousier, plante biocide et insecticide dont le principe actif est l'azadirachtine. L'intérêt croissant pour l'utilisation des pesticides à base de neem dans le monde est motivé par leurs effets comparables à ceux des pesticides chimiques ainsi que par leur probable innocuité sur l'environnement. [197].

L'azadirachtine, extraite de la noix du margousier ou neem (*Azadirachta indica* A. Juss), c'est un insecticide puissant, est utilisée sur les noctuelles, les cicadelles, les tordeuses et les doryphores [198, 199]. L'azadirachtine a des effets antiappétants et répulsifs chez les insectes, l'efficacité du neem sur terrain comme agent de protection des cultures réside davantage dans la capacité de l'azadirachtine d'inhiber la croissance des insectes cibles en les empêchant de muer [200]. Les extraits du neem ont également des propriétés antifongiques [201].

L'huile de neem tirée de ses fruits est un produit naturel dont les extraits ont une action extrêmement toxique et non mutagène sur les insectes, mais reste inoffensive pour l'homme et les animaux à sang chaud. La protection des légumineuses sèches avec l'huile de neem a donné de très bons résultats au Togo, au Bénin et au Niger [202, 203].

II.2.2.5. Extraits aqueux

Les substances d'origine végétale ont toujours constitué une source majeure pour l'élaboration de nouvelles substances aux propriétés thérapeutiques. Dans cette optique, l'utilisation d'extraits de plantes dotées d'activités insecticides offre une certaine potentialité [15, 16].

Actuellement, on rapporte que 2121 espèces de plantes possèdent des propriétés de lutte antiparasitaire ; un total de 1005 espèces identifiées, présentent des propriétés insecticides, 384 avec des propriétés anti-appétissantes, 297 possédant des propriétés répulsives, 27 avec des propriétés attractives et 31 avec des propriétés de stimulateurs de croissance [204].

A l'origine, cette démarche visait la réduction du nombre d'interventions avec des pesticides tout en minimisant leurs effets secondaires. Par conséquent, le développement des futurs biopesticides d'origine végétale, est une méthode plus saine et écologique pour la protection des plantes [205].

L'importance de l'effet cause par un toxique augmente avec la dose de ce dernier. L'intensité des effets toxiques exercés par des xénobiotiques est liée à la concentration de l'espèce toxique dans le tissu ou l'organe cible.

Toute substance biologiquement active est susceptible, à fortes doses ou à faibles doses et pour une administration prolongée de produire des effets indésirables, voire nocifs. Les extraits des plantes naturels sont utilisés dans nombreux pays pour lutter contre les insectes ravageurs des cultures [206].

Les extraits de *Melia azadirach* .et d'*Azadirachta indica* ont affectés la fécondité et la mortalité de *Bemisia tabaci* [207, 208 209]. La poudre et les extraits de *Capsicum frutescens* (Solanaceae) ont montré un pouvoir répulsif contre *Callosobruchus maculatus* [210, 211, 212], *Rhyzopertha dominica* [213], *Sitophilus zeamais* Motsch et *Tribolium castaneum* [214, 215]. La toxicité des extraits des fruits du piment fort a aussi été notée chez *Rhyzopertha dominica*, *S. oryzae* (L.) et *T. confusum* J. du Val [216, 217].

Les extraits d'algues confèrent également une protection des plantes contre les attaques des insectes [218, 219, 220]. La fécondité de certains insectes seraient aussi réduite suite à l'application de ces extraits d'algues [218, 220]. L'infestation des racines par les nématodes est aussi réduite en présence d'extraits d'algue [221, 222], ces extraits jouant sur le taux de fécondité des nématodes [223, 224]. Ainsi l'expression de nombreux gènes de défense est induite suite à la pulvérisation de l'extrait d'algue. En accord avec ces effets sur l'expression des gènes de défense, cet extrait engendre une protection accrue des plantes contre les attaques pathogènes [225, 226].

CHAPITRE III

BIOMARQUEURS

Introduction

L'introduction de produits chimiques dans le milieu naturel constitue une préoccupation majeure dans la surveillance de l'environnement. En effet, celui-ci subit en permanence des séries de contraintes liées aux activités humaines. La gestion de l'environnement envisage un contrôle strict des ressources naturelles, permettant de respecter l'ensemble des communautés vivant dans les écosystèmes. Si les analyses chimiques renseignent sur la présence ou non d'un polluant dans les différents compartiments de l'écosystème (eau, sol, sédiments, organismes), cela reste insuffisant pour prédire l'impact des mélanges de substances toxiques sur les organismes. Les nombreuses interactions entre polluants et entre polluants/organismes (xénobiotiques), qui existent dans le cas de pollutions multiples, ainsi que la biodisponibilité de ces polluants dans l'environnement ne sont pas prises en compte dans l'approche purement analytique [227].

Les analyses biologiques qui intègrent les interactions entre tous les polluants présents et les organismes, permettent de fournir un diagnostic plus réaliste de l'impact de la pollution sur les organismes et les écosystèmes. L'impact d'un stress d'origine anthropique sur les écosystèmes, comme la pollution chimique, peut être mesuré à différents niveaux qui se distinguent en termes de sensibilité et de pertinence écologique. Dans ce contexte, les organismes ou les communautés qui réagissent à un effet environnemental, par des variations mesurables au niveau des effectifs des populations (abondance et diversité

d'espèces), permettent de mettre en évidence un changement significatif dans l'environnement et peuvent être considérés comme des « bio-indicateurs ». En général, ces espèces peuvent être divisées en trois catégories : *les indicateurs biologiques* qui renseignent sur la composition et la structure des écosystèmes en observant la simple présence ou absence d'espèces; *les organismes tests*, utilisés dans des procédures standardisées dans les laboratoires de recherche en écotoxicologie et *les organismes de surveillance* qui permettent de mesurer la qualité et la quantité de substances nuisibles dans l'environnement et dans quelques cas d'en détecter les effets. Ces organismes indicateurs peuvent déjà exister dans l'écosystème (surveillance passive) ou y être introduits de façon standardisée (surveillance active) [227,228].

D'autres types de surveillances peuvent aussi être développés. Elles sont basées sur les changements des caractéristiques biochimiques, physiologiques ou comportementales des organismes. Elles peuvent également porter sur les attributs des communautés écologiques traditionnelles telles que l'abondance et la diversité. Depuis une trentaine d'années, les progrès de la biologie cellulaire ont permis une identification des mécanismes moléculaires de l'action toxique. Ces connaissances fondamentales ont ouvert la possibilité de forger de nouveaux outils d'évaluations et de surveillance basés sur les cascades d'événements moléculaires induits par l'exposition d'organismes vivants à des xénobiotiques. En fonction du niveau d'observation choisi dans cette cascade d'événements, on se situera en début de processus (proche de la première interaction entre le xénobiotique et une macromolécule cellulaire) ou au niveau de l'expression clinique de l'altération pathologique. Ceci a donné naissance au concept de « biomarqueurs », en référence à des mesures de modifications de paramètres biochimiques impliqués dans les mécanismes moléculaires de toxicité. Ce concept initial de biomarqueurs a été affiné au cours de deux décennies de recherches d'effets biochimiques multiples spécifiques débouchant sur la notion de multimarqueurs ou plus récemment de signature biologique [227, 229].

III.1. Notion de biomarqueurs

III.1.1. Définition de biomarqueurs

A partir des années soixante-dix, le formidable développement de la toxicologie moléculaire utilisant les outils de la biochimie et de la biologie moléculaire, a permis de progresser dans la connaissance des mécanismes de toxicité.

Les mécanismes de détoxification sont souvent mis en jeu avant la manifestation des effets toxiques et peuvent donc servir d'indicateurs précoces, sensibles et, dans une certaine mesure spécifiques. Parallèlement, des techniques permettant de mesurer les effets sur certains processus comme la génotoxicité [230] ou l'immunotoxicité [231] ont été développées.

C'est dans les années quatre-vingts que la notion de biomarqueurs prend forme. Cette période voit se dérouler les premiers symposiums internationaux sur les réponses aux polluants des animaux marins (*Pollutant Responses in Marine Animals*, 1981) et les tests écotoxicologiques dans l'environnement marin (1983), ainsi que divers programmes (Groupement Interface Chimie- Biologie des Ecosystèmes Marins, 1987) [232]. Après cette phase de développement différentes définitions ont été données au terme "biomarqueurs". Ce terme est généralement utilisé dans un sens très large, incluant quasiment toutes les mesures reflétant une interaction entre un système biologique et un danger potentiel ; ce danger pouvant être chimique, physique, ou biologique [233].

La définition ayant été retenue par Lagadic et al. (1997) [13] est la suivante : un biomarqueur est un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèle l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant [13]. Ce changement peut alors être associé à l'exposition en

elle-même, aux effets toxiques ou à la sensibilité vis-à-vis du contaminant environnemental [234, 235, 13, 236, 237].

Un biomarqueur mesuré au niveau individuel ne trouve sa signification écotoxicologique que lorsqu'il permet de décrire, d'expliquer, voire même de prédire, les effets des polluants sur les populations et communautés évoluant dans leur environnement naturel"[13].

Les biomarqueurs correspondent donc à des paramètres biologiques (caractéristiques génétiques, protéines, métabolites...) qui permettent de caractériser un état physiologique, un état pathologique, l'évolution d'une maladie ou la réponse à un traitement [238].

Les biomarqueurs sont des outils importants en toxicologie. Ils permettent d'améliorer l'évaluation du risque d'altérations cellulaires résultant d'une exposition à des xénobiotiques [239].

Les biomarqueurs représentent la réponse biologique initiale des organismes face à des perturbations ou des contaminations du milieu dans lequel ils vivent. En conséquence, ils sont en général plus sensibles que les paramètres mesurés à un niveau supérieur d'organisation biologique tel que l'organe, l'individu ou la population [240] (Figure III 1).

Les applications des biomarqueurs dépendent de l'objectif fixé qui correspond à : une première identification rapide pour signaler la présence ou les effets de polluants (dépistage ou « screening ») ; un diagnostic, réalisé sur le terrain grâce à une batterie de biomarqueurs indiquant une réponse précoce, avant que la population ne soit touchée ; une surveillance spatio-temporelle de tendances, avec une traduction des objectifs de qualité à atteindre en gammes de réponses des biomarqueurs indicatrices d'un environnement non pollué ; ou enfin des procédures prédictives de caractérisation du risque [241].

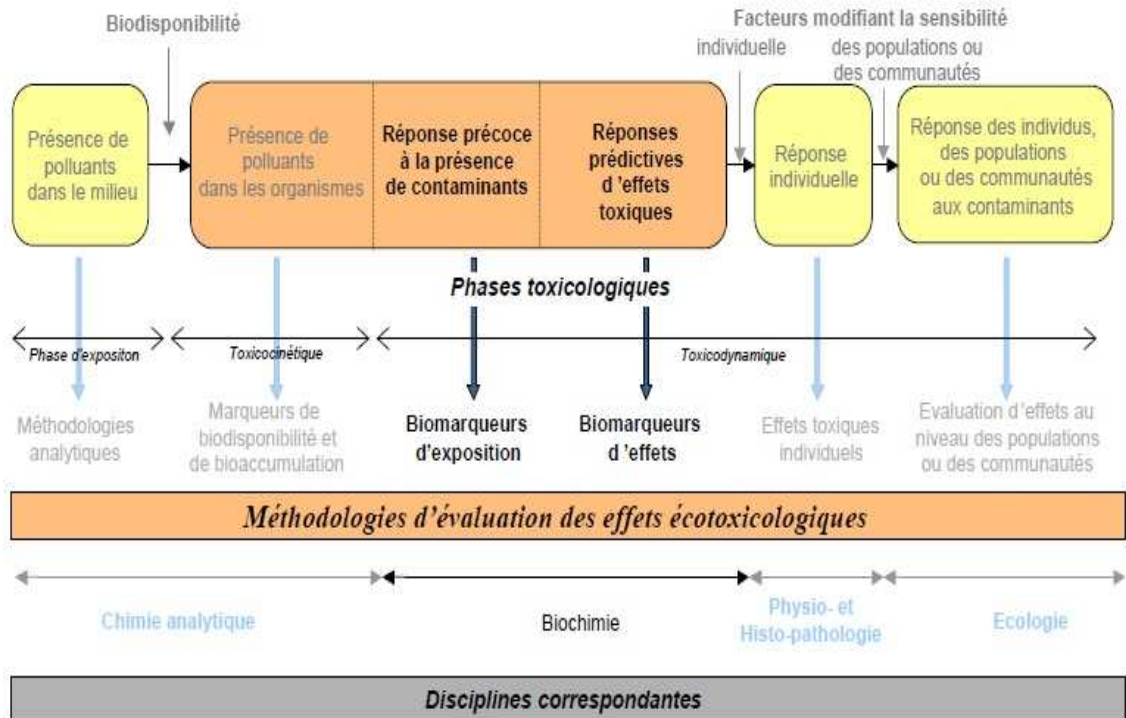


Figure III.1 : Représentation des méthodologies permettant d'évaluer les risques écotoxicologiques modifié d'après Lagadic et al., (1997) [13].

Idéalement, les biomarqueurs, étudiés au niveau individuel, devraient en effet permettre de prédire par extrapolation les effets possibles de la présence des polluants et d'autres facteurs de stress à l'échelle supérieure de la population ou de la communauté. A ce jour, cet objectif n'est pas atteint et nécessite des efforts supplémentaires de validation afin d'approcher une évaluation du risque écotoxicologique. Cette dernière nécessite la fois la connaissance de la valeur prédictive des biomarqueurs (par des observations en milieu naturel et l'expérimentation en conditions contrôlées) et des conditions dans lesquelles les prédictions se réaliseraient [13].

Au cours du développement et de validation d'un ou de plusieurs biomarqueur(s), il est difficile de se positionner d'emblée par rapport aux quatre objectifs présentés précédemment, dans une démarche *a priori*. Un minimum de recul et une solide connaissance des réponses biologiques en question sont

nécessaires pour juger de la pertinence de l'outil développé dans chacune des quatre démarches [242].

III.1.2. Types de biomarqueur

Il est classique, en écotoxicologie, de distinguer trois types de biomarqueurs: *les biomarqueurs d'exposition* à un xénobiotique, *les biomarqueurs d'effet* de l'exposition et *les biomarqueurs de sensibilité/susceptibilité* aux effets [243, 13, 237, 244]. Ces trois types sont précisés ci-dessous par la schématisation des étapes de la contamination d'un individu ou d'une population, depuis son exposition au développement de la pathologie (Figure III.2) [245].

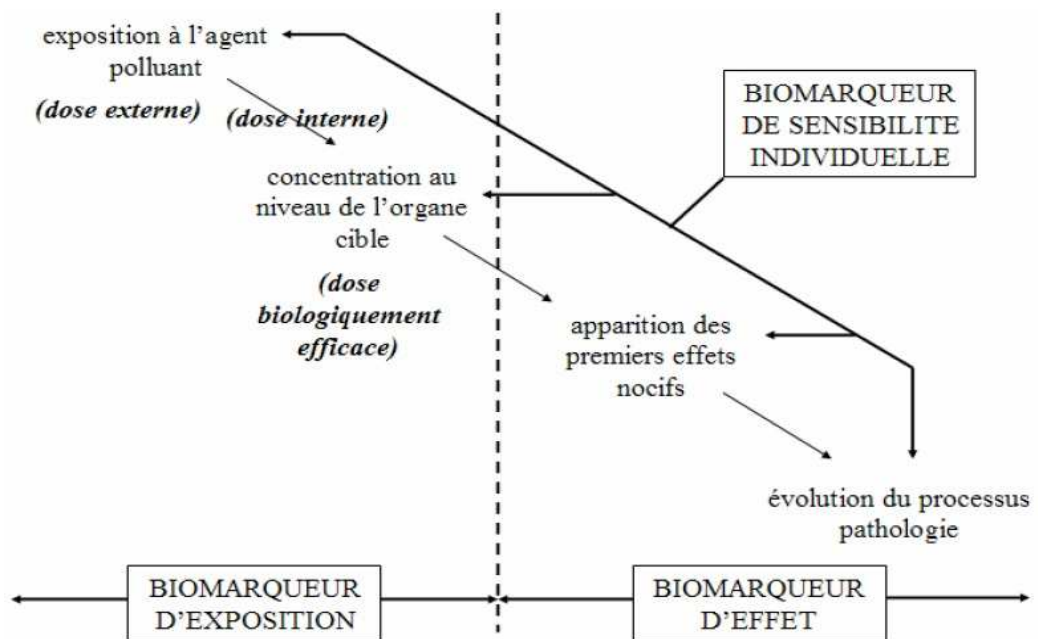


Figure III. 2 : Classification des biomarqueurs de toxicité [245].

Les biomarqueurs d'exposition sont des indicateurs de la contamination des systèmes biologiques par un (des) xénobiotique(s). Il s'agit aussi de chercher une corrélation entre la dose externe ou dose d'exposition de la substance toxique (présente dans l'environnement), sa dose interne (concentration dans l'organisme), et sa dose biologiquement active (concentration au niveau du tissu,

de la cellule ou de la molécule sur laquelle le toxique va agir). Les biomarqueurs d'exposition sont généralement caractérisés par leur réponse précoce et leur spécificité de réaction. Ils sont induits par un type spécifique de polluants et, de ce fait, leurs variations sont indicatrices d'une exposition de l'organisme à cette classe de polluants. Un biomarqueur d'exposition peut être considéré comme une réponse biologique à des interactions entre un type de polluant et une cellule ou une molécule cible à l'intérieur de l'organisme, sans que cette réponse n'ait pour autant de répercussions néfastes sur l'état de santé de l'individu (Figure III 3). Il témoigne de la présence d'un contaminant dans le milieu et de sa disponibilité (biodisponibilité) pour l'organisme. Le marqueur d'exposition s'est également étendu à la mesure des réactions cellulaires de certains effets biologiques précoces ne présentant pas de toxicité immédiate pour les organismes, comme par exemple l'induction de certaines activités enzymatiques sous l'effet des contaminants [246].

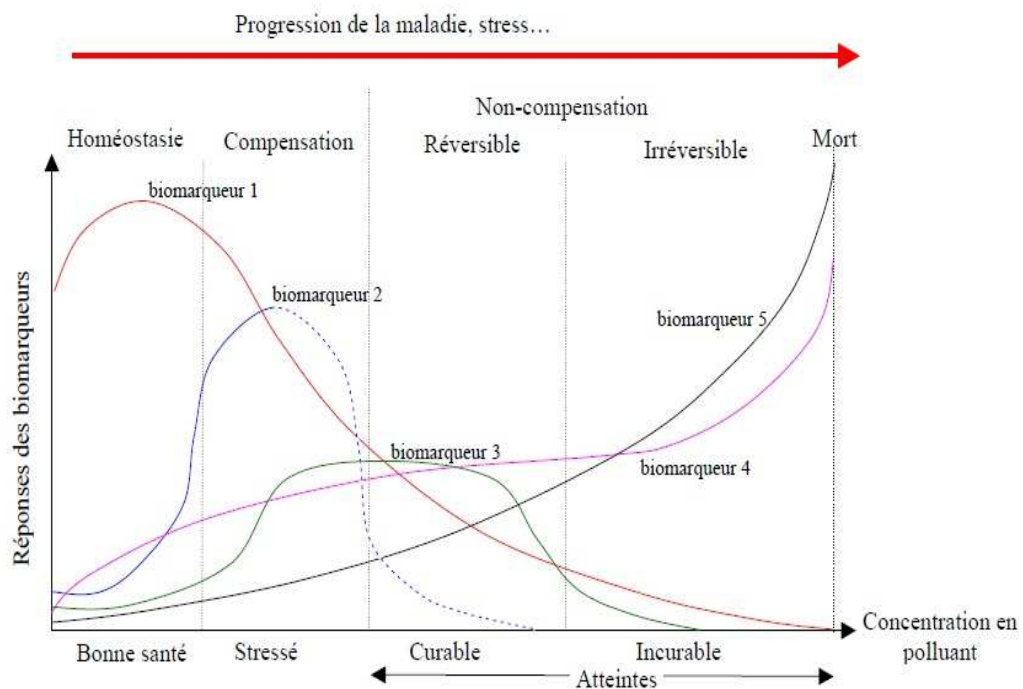


Figure III 3 : Progression de l'état de santé d'un individu à l'exposition d'une augmentation de la concentration d'un polluant [246].

Les biomarqueurs 1 à 3 correspondent aux biomarqueurs d'exposition et 4 et 5 aux biomarqueurs d'effets.

Les biomarqueurs d'effet permettent de montrer que le xénobiotique est entré dans l'organisme et, qu'après avoir été distribué entre les différents tissus, a exercé un effet toxique sur une cible critique. Les biomarqueurs d'effet correspondent à des cibles moléculaires qui, lorsqu'elles sont atteintes, signifient que les mécanismes de défense ou de détoxification de l'organisme n'ont pas été suffisamment efficaces pour contrer l'action néfaste d'un xénobiotiques. Ce type de biomarqueurs correspond à une altération biologique qui, en fonction de l'intensité de la réponse, peut être associée à une altération possible de l'état physiologique de l'individu (Figure III 3), comme des effets sur la croissance ou sur le succès reproducteur ou peuvent être parfois irréversibles, entraînant à terme la mort de l'animal, de tels effets peuvent par la suite altérer la structure même des populations et donc des écosystèmes [13].

Ces derniers sont très nombreux et variés suivant le niveau biologique considéré (biochimique, cellulaire, physiologique...). Contrairement aux biomarqueurs d'exposition, ces biomarqueurs ne sont pas spécifiques d'un polluant, mais intègrent plutôt tous les types de toxicités complexes [13, 247].

Les biomarqueur de sensibilité/susceptibilité utilisent la mise en évidence de caractères de résistance d'origine génétique des organismes à certains contaminants, comme la synthèse d'enzymes moins sensibles ou une augmentation du pouvoir de détoxification (résistance des insectes aux pesticides). Ces variations d'expression peuvent être dues à des différences génétiques interindividuelles ou résultantes d'une exposition précédente à un xénobiotique; seule une approche globale intégrant des analyses chimiques et biologiques permet d'évaluer la qualité d'un écosystème et les risques qu'il encourt [241, 13, 247, 248, 249]. (Figure III 4).

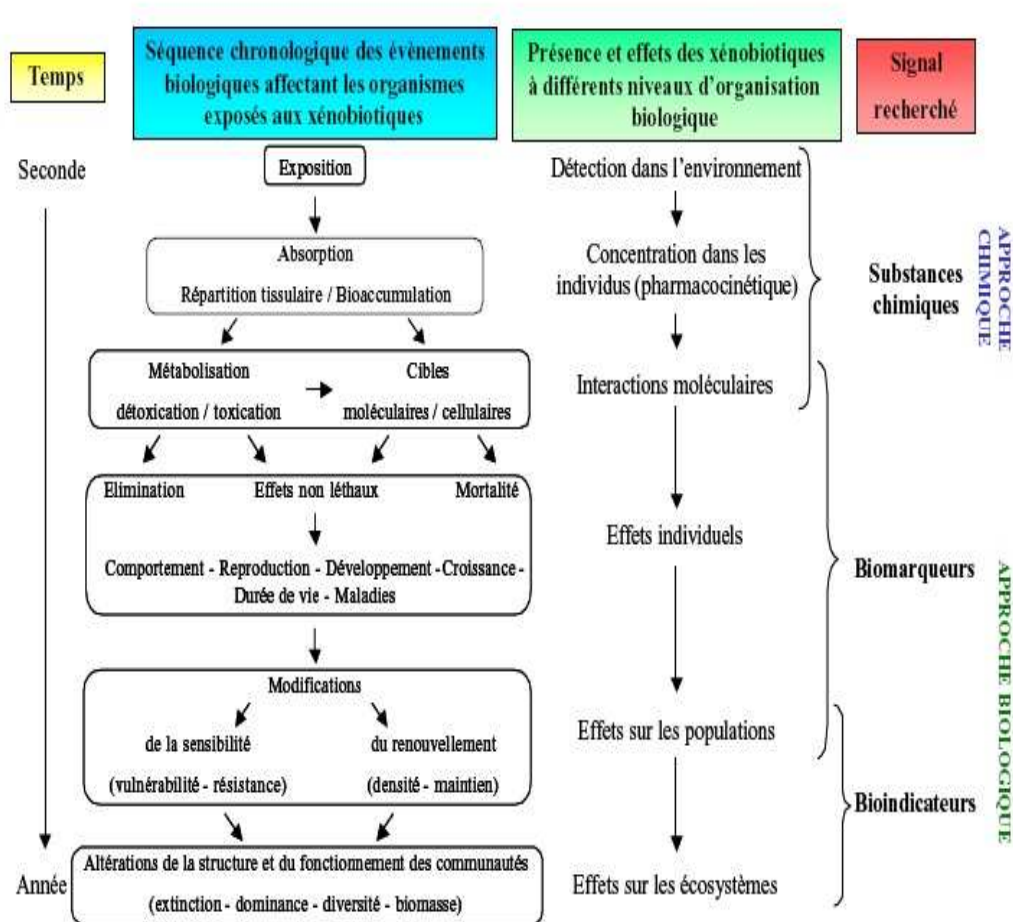


Figure III.4: Évaluation de la qualité de l'environnement par une approche globale, chimique et biologique d'après LAGADIC et CAQUET, (1996) [241].

Les mesures utilisées dans chacune des catégories de biomarqueurs se basent sur les niveaux d'effets observés en présence d'un stresser à savoir [13, 247].

- Effets primaires : Réponses biochimiques: hormonales, dysfonctionnements métaboliques.
- Effets secondaires : Réponses physiologiques: réserves énergétiques, réponses du système circulatoire, immunosuppression.
- Effets tertiaires : Paramètres au niveau de la population tel que : croissance, reproduction, survie, maladies, comportement.

III.2. Effets des xénobiotiques de l'individu jusqu'à la communauté

En effet, ce que l'on considère comme biomarqueur consiste en une modification d'une structure ou encore en une variation anormale d'une activité biologique. Or, dans des conditions normales, toute structure ou activité biologique joue un rôle dans l'état d'homéostasie d'une cellule, d'un tissu, d'un organisme ou même d'une population. Les toxiques présents dans l'environnement sont absorbés par les organismes vivants et se répartissent dans les tissus où ils interagissent avec différentes molécules biologiques, les interactions moléculaires se traduisent par une (ou des) variation(s) de paramètres biochimiques, au-delà d'un certain seuil (dans la dose du xénobiotique ou la durée d'exposition), les signaux de réponses au polluant évoluent de l'état normal, ce qui se traduit par la manifestation de nombreux effets à des niveaux hiérarchiques élevés de l'organisation biologique [13, 236, 237] (Figure III 5).

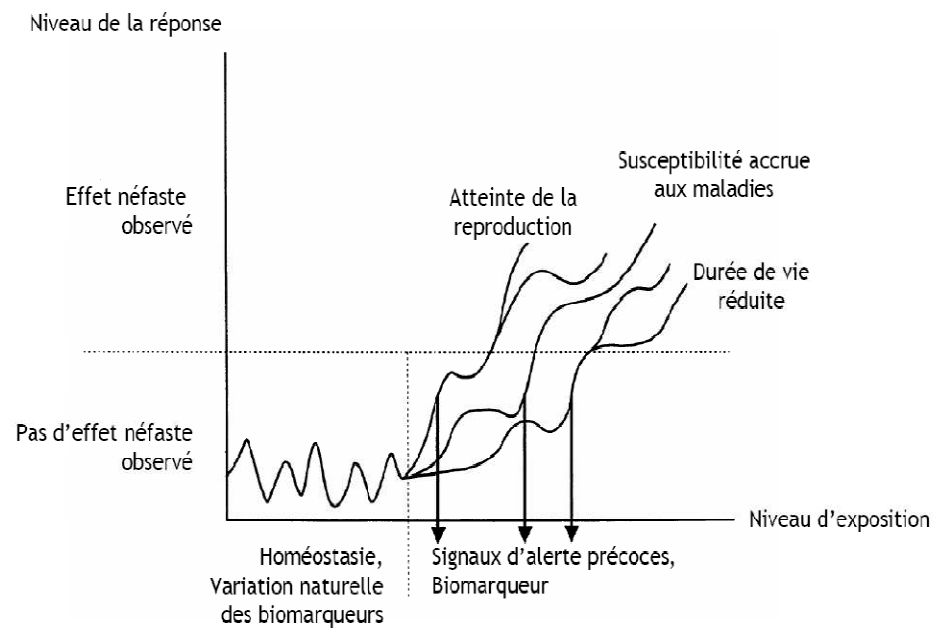


Figure III 5. Représentation graphique des niveaux de réponses attendus en fonction du niveau d'exposition à un facteur de stress [237]

Les changements biochimiques induits par la présence du toxique peuvent avoir des effets physiologiques, biochimiques ou moléculaires sur les individus [13, 236, 237] ((Figure III 6),

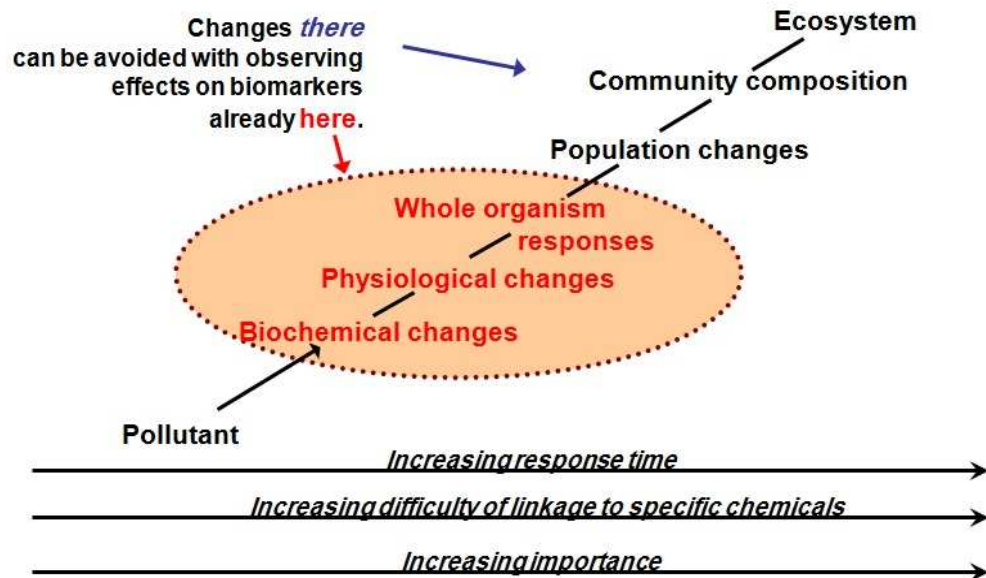


Figure III 6. Evolution de l'effet des xénobiotiques sur la biocenose [250]

Une fois un grand nombre de ces derniers sont affectés, les effets sont décelables au sein des populations dont les performances écologiques (taux de croissance, expansion, efficacité d'utilisation des ressources, adaptabilité, etc) peuvent être perturbées [13, 236, 237] (Figure III 7.).

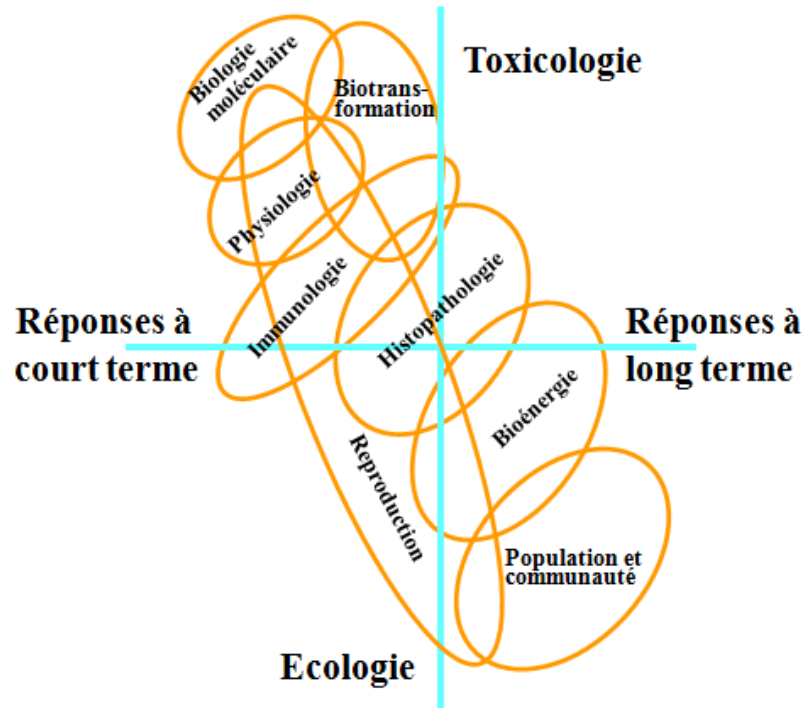


Figure III 7. Différentes cibles des xénobiotiques de l'organisme à la communauté [251]

III.3. Réponses métaboliques au stress chimique

III.3.1. Réponse enzymatique

Les xénobiotiques sont les molécules de faible masse moléculaire étrangères à l'organisme, comme des médicaments, des polluants atmosphériques, des composés d'origine alimentaire. Ces substances sont fréquemment hydrophobes et/ou comportent des groupements chimiques réactifs. Leur métabolisme est donc nécessaire soit pour les rendre plus hydrophiles et donc plus faciles à éliminer, soit pour neutraliser leurs groupements réactifs. Compte tenu de l'immense variabilité de structures chimiques potentielles et des réactions à catalyser, il existe un très grand nombre d'enzymes du métabolisme des xénobiotiques, chaque catégorie comportant plusieurs isoformes [252, 253]

L'objectif des systèmes enzymatiques de détoxification va être de transformer une molécule lipophile en une molécule hydrophile facilement

excrétable. Ces différentes opérations de transformation se classent généralement en deux grandes étapes : le métabolisme de phase I et le métabolisme de phase II [254]

Le métabolisme de phase I a pour objectif de fonctionnaliser les molécules, même les moins réactives, pour faire apparaître à leur surface des fonctions chimiques. Deux approches peuvent être suivies en fonction de la nature du substrat : création d'une fonction réactive dans une position non réactive ou modification d'une fonction existante pour la rendre réactive [254].

Le métabolisme de phase II va utiliser ces fonctions pour conjuguer ces molécules, encore relativement lipophiles, à des entités fortement hydrosolubles et ainsi en faciliter l'excrétion (figure III 8) [254]

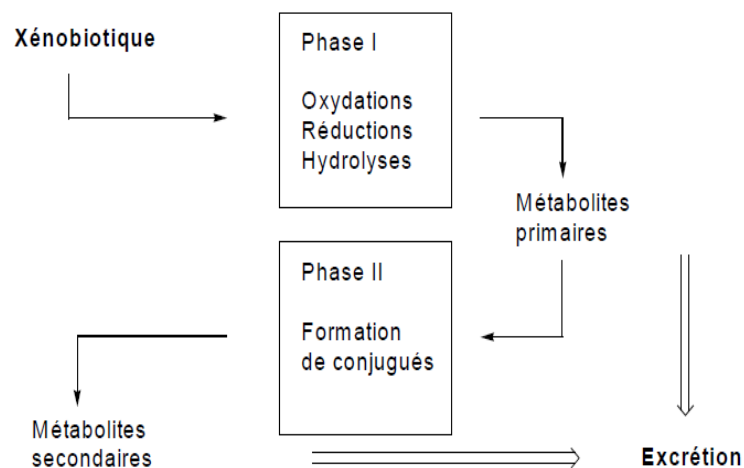


Figure III 8. Schéma général du métabolisme de phase I et phase II [254]

Les enzymes de phase I comprennent essentiellement des hydrolases et des oxydo-réductases. Parmi celles-ci, les monooxygénases à cytochromes P450 sont les principales. De nombreuses isoformes existent ; elles ont une spécificité relative et chevauchante. Les enzymes de phase II sont des transférases qui utilisent une fonction pour ajouter un groupement, généralement très hydrophile, qui permettra l'élimination facile du conjugué. Dans quelques cas, ce groupement

n'est pas hydrophile et sert à neutraliser un groupement chimique réactif (par exemple l'acétylation ou la méthylation) [255] (Figure III 9).

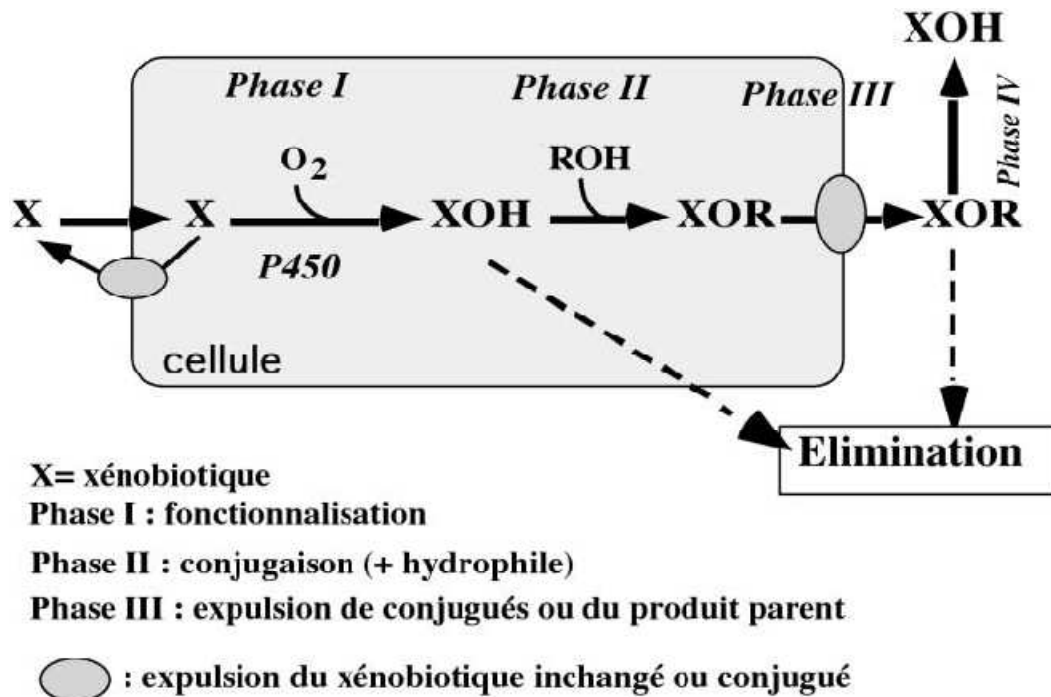


Figure III 9. Métabolisme général des xénobiotiques [255].

Les métabolismes de (dé) toxication des xénobiotiques (ex.: cytochromes P450)

Les produits de ce métabolisme sont généralement moins toxiques que les produits parent, mais dans certains cas peu courants, les métabolites produits sont toxiques. Ce sont les « Bavures » d'un système très efficace pour transformer les xénobiotiques en métabolites non réactifs faciles à éliminer. Ainsi un xénobiotique peut être transformé en métabolites non toxiques ou toxiques; l'équilibre entre ces voies dépend de la nature et de l'expression de ces EMX et en particulier des cytochromes P450 ; cette expression peut varier en fonction de facteurs génétiques, environnementaux ou physiopathologiques [255].

III.3.1.1 Action des produits phytosanitaires sur l'activité Acétylcholinestérase (ChE)

Les insecticides sont les principaux contaminants de l'environnement qui inhibent l'activité acétylcholinestérase. Cette inhibition entraîne une accumulation d'acétylcholine dans l'espace synaptique, l'influx nerveux est alors transmis de manière permanente, la membrane reste dépolarisée et la synapse se trouve bloquée. Le blocage de toutes les synapses du système nerveux central entraîne la mort de l'individu. Le blocage des synapses neuro-musculaires conduit à la tétanie de l'animal, celui-ci est asphyxié et finit par mourir [256] (Figure III 10).

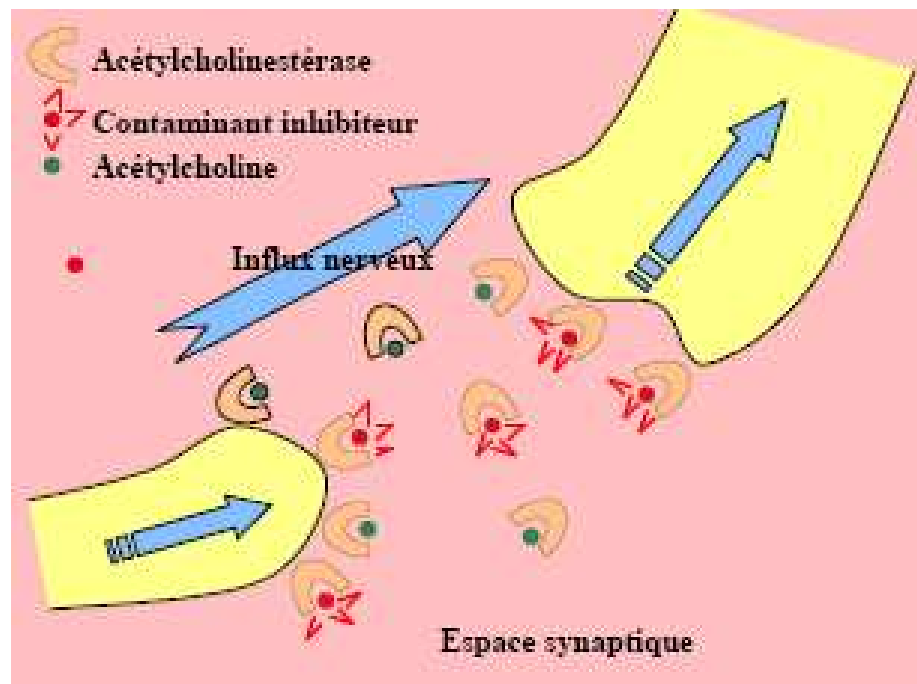


Figure III 10 : Inhibition de l'activité acétylcholinestérase par un pesticide [256].

L'inhibition de l'acétylcholine par les organophosphorés est irréversible, elle est liée à la phosphorylation du site estérasique: les organophosphorés sont des «substrats suicides». Ils sont parfois responsables d'une neuropathie retardée chez les insectes : la paralysie apparaît quelques temps après l'exposition à des doses sublétales [257].

Les carbamates, eux, forment un complexe Enzyme-Inhibiteur avec carbamylation du groupement hydroxyle de la sérine impliquant l'inhibition. Cette inhibition est réversible, il y a régénération spontanée de l'enzyme carbamylée [257].

D'autres familles d'insecticides inhibent aussi cette activité enzymatique bien que leur principale toxicité soit dirigée vers d'autres voies : c'est le cas des pyréthrinoides (action préférentielle sur le canal sodium mais inhibition des ChE constatée chez des vertébrés et invertébrés) [258, 259], des triazines (mode d'action principal : herbicide par inhibition de la photosynthèse) [260].

De nombreuses études portent sur la perturbation de l'activité enzymatique induite par la présence d'une molécule toxique inhibitrice [261, 256].

Il existe une relation dose-réponse. En effet, une inhibition de l'activité supérieure à 70% entraîne souvent la mort de l'individu. 30 à 70% d'inhibition provoquent des effets sublétaux physiologiques et des troubles du comportement ainsi que des effets létaux [257].

III.3.1.2. Activités enzymatiques du système de biotransformation des toxiques

Contrairement à l'activité acétylcholinestérase, les biomarqueurs du système de biotransformation ne mettent pas en évidence l'effet perturbateur d'un toxique sur une activité enzymatique mais la prise en charge de ce xénobiotique dans une voie de métabolisation souvent à la base de la détoxification [13] (Figure III 11).

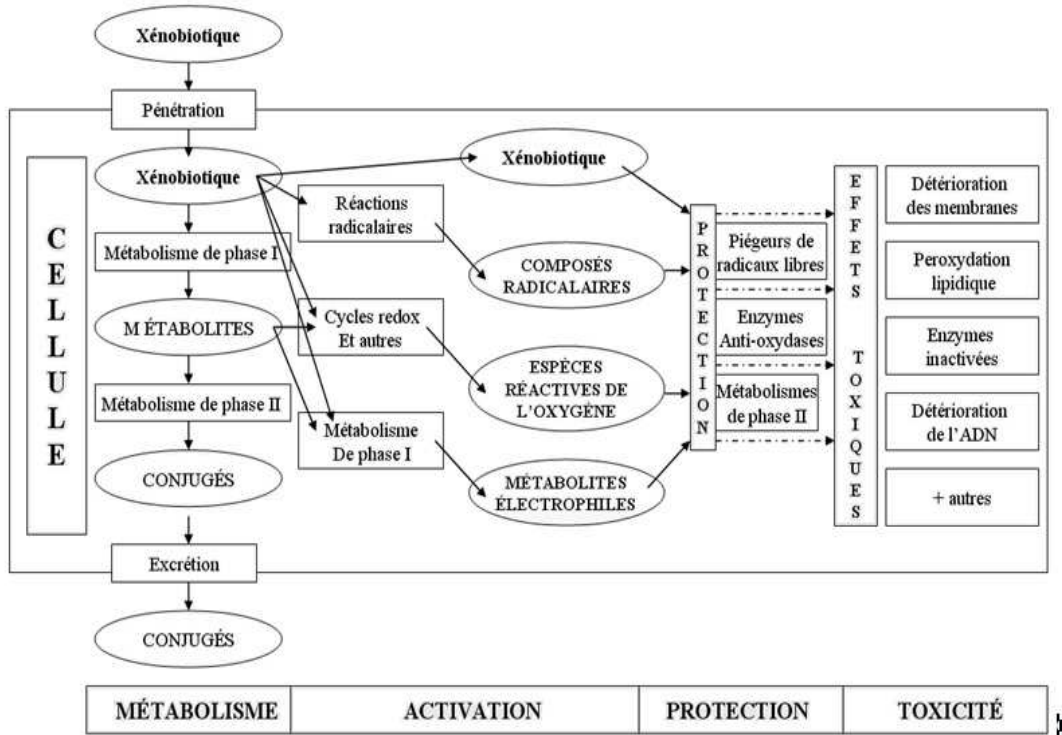


Figure III 11 : Schéma des voies majeures conduisant à la détoxification et à la toxication des xénobiotiques organiques chez les animaux [13].

En effet, un bon nombre de composés organiques présentent un caractère lipophile qui leur permet de s'accumuler au sein des réserves lipidiques des organismes et dans les membranes cellulaires (essentiellement constituées de phospholipides). La présence de telles molécules entraîne rapidement la mise en route des systèmes biochimiques de détoxification dont le rôle est de rendre hydrosolubles ces composés dangereux, afin de faciliter leur excrétion. Certains organes du corps contiennent donc des enzymes chargées de catalyser une série de réactions permettant de détoxifier l'organisme des composés nocifs présents. Ces réactions peuvent également conduire à une toxication de la molécule, devenant alors encore plus nocive pour l'organisme. La métabolisation d'une substance toxique est un processus qui se déroule en 1 et/ou 2 phases présentées sur la Figure III 12 [262].

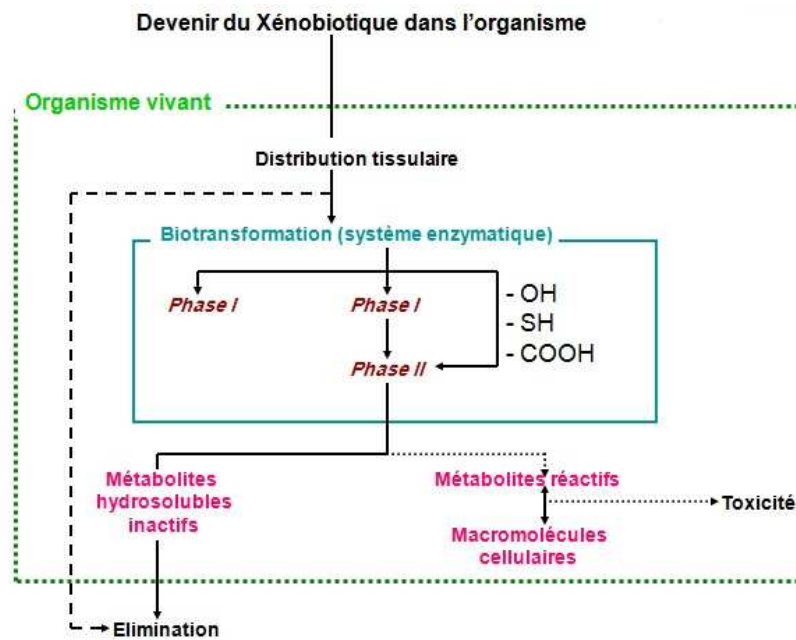


Figure III 12 : Le processus de métabolisation des molécules actives polluantes [262].

III.3.1.2.1. Activité Ethoxyrésorufine-O-deséthylase (EROD)

L'EROD est une enzyme dépendante du cytochrome P450 (système CYP4501A), un système protéique multienzymatique (formé de 2 flavoprotéines et 2 hémoprotéines) localisé dans la membrane cellulaire [263]. Ce système est appelé P450 car sa longueur d'onde maximale d'absorption après réduction avec le monoxyde de carbone est de 450 nm. Il est capable de métaboliser des contaminants exogènes mais aussi des composés endogènes (stéroïdes, acides gras...). Ce cytochrome P450 appartient aux enzymes de phase 1 qui catalysent l'insertion d'un atome d'oxygène sur un xénobiotique pour le transformer en un composé plus soluble dans l'eau et plus facilement éliminable que la molécule initiale [264].

Les enzymes à cytochrome P450 sont généralement localisées dans le réticulum endoplasmique lisse (chez les animaux et végétaux) mais elles se trouvent aussi dans les membranes internes des mitochondries (Mammifères et Arthropodes) ou dans l'enveloppe nucléaire (animaux seulement). On connaît même des formes solubles chez les bactéries [264].

La pénétration de certains polluants organiques dans l'organisme entraîne une induction de la synthèse des cytochromes P450 (Figure III 13). En effet, les molécules de contaminant pénètrent dans la cellule, où elles forment alors un complexe avec les récepteurs cytosoliques Aryl Hydrocarbon Receptor (AhR). Ce complexe atteint alors le noyau où il se fixe à l'ADN. Ceci induit l'altération de l'homéostasie cellulaire et la synthèse de protéines du système P450 impliquées dans le mécanisme de métabolisation puis détoxification [265].

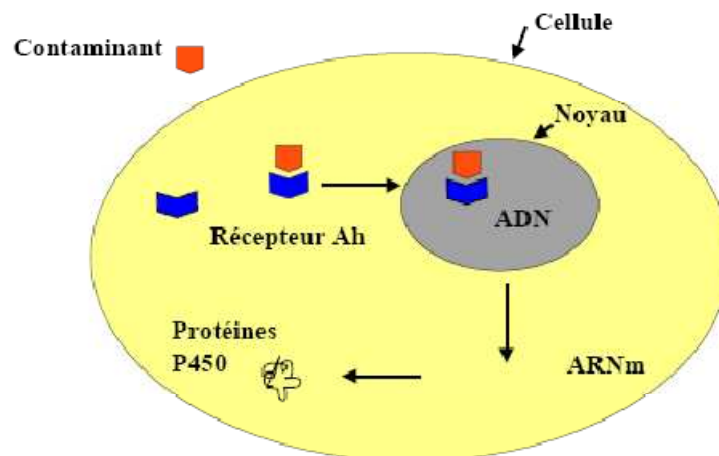


Figure III 13 : Mécanisme de production de la protéine P450 après pénétration d'un polluant dans la cellule [265].

La mesure de l'activité enzymatique EROD constitue alors un indicateur indirect de la présence de substances toxiques actives de l'AhR. En effet, l'activité de l'enzyme est dépendante du cytochrome P450, lui-même synthétisé en fonction de la concentration en pesticides dans l'organisme.

L'activité EROD constitue donc une méthode de mesure de l'induction du cytochrome P450 suite à l'exposition à des polluants de l'environnement. L'étude de cette cinétique enzymatique entraîne une réponse biochimique qui donne à l'activité EROD un statut de biomarqueur. [263].

III.3.1.2.2. Activité Glutathion S-Transférase (GST)

Les glutathion S-transférases représentent une famille d'enzymes multifonctionnelles essentiellement cytosoliques, impliquées dans des opérations diverses de transports et de biosynthèses intracellulaires [266].

Leur fonction la plus étudiée est le rôle d'enzymes de détoxification de la phase de conjugaison. En effet, les glutathion-S-transférases sont impliquées dans des phénomènes de conjugaison entre un tripeptide ubiquiste dans les cellules, le glutathion, et des métabolites issus de la phase fonctionnalisation. Les molécules susceptibles d'être directement attaquées et capables de réagir dangereusement avec des macromolécules comme les acides nucléiques peuvent également participer à cette conjugaison [267]. Le produit final de la conjugaison est un complexe hydrosoluble, généralement moins toxique et plus rapidement éliminé par l'organisme [268].

Un organisme exposé à des molécules toxiques comme les pesticides présente une activation de l'activité enzymatique GST et une forte consommation de glutathion réduit. Xiao *et al.* [269] ont montré une augmentation de 5 à 10 % de l'activité GST chez le ver de terre *Eisenia fetida* exposé à l'herbicide acétochlore. Les travaux de Contardo-Jara et Wiegand [270] suggèrent également l'utilisation de la variation de l'activité GST chez le ver de terre *Lumbriculus variegatus* comme un biomarqueur sensible de l'exposition à un polluant.

III.3.1.2.3. Activité Catalase (CAT)

La formation d'espèces hautement réactives de l'oxygène (ROSs : Reactive Oxygen Species) à l'origine du stress oxydant est une conséquence normale de réactions biochimiques essentielles à la vie modulées par les conditions environnementales (la présence de xénobiotiques...). Toutefois, ces radicaux libres sont très instables et peuvent potentiellement endommager les cellules et les tissus [271]. Cependant tous les organismes sont dotés de systèmes

antioxydants qui se mettent en activité lors d'un stress oxydant. Lorsque l'induction des enzymes antioxydantes est suffisante, elle permet l'adaptation des individus et le retour à la normale alors que leur inhibition est souvent associée à des effets de toxicité [272].

Il existe en effet de petites molécules enzymatiques (dont la catalase) ayant des fonctions antioxydantes, protégeant ainsi les cellules contre les effets néfastes de ces ROSs. Cependant, les radicaux libres participent aussi à des événements cellulaires « normaux » comme la transduction du signal ou les défenses antibactériennes : il est donc nécessaire de maintenir une balance correcte entre oxydants et antioxydants afin de garantir l'homéostasie cellulaire. La catalase, hémoprotéine tétramérique ayant un atome de fer par sous-unité, joue ainsi un rôle très important dans le système antioxydant. Elle prend en charge les peroxydes d'hydrogène pour les transformer en eau : $\text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \frac{1}{2} \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}$ protégeant ainsi les organismes des espèces réactives de l'oxygène, responsables des réactions du stress oxydant [272]. (Figure 1.26).

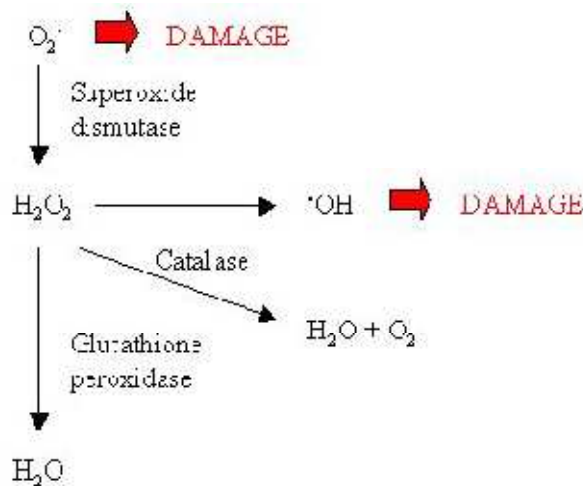


Figure III.14 : Enzymes du système antioxydant et place de la catalase [272].

Au cours du processus de biotransformation des xénobiotiques (pesticides, HAP, etc.), les enzymes de métabolisation peuvent libérer des espèces réactives de O_2 , et du peroxyde d'hydrogène notamment. Ces radicaux libres sont alors pris en charge par les enzymes du système antioxydant dont la catalase. Dès lors, une

augmentation de l'activité des enzymes du système antioxydant, dont la catalase, traduit une forte activité de métabolisation et prise en charge des toxiques [273].

Ainsi, la présence de xénobiotiques tels que des produits phytosanitaires dans l'organisme induit une production de H_2O_2 augmentant alors l'activité enzymatique CAT comme le suggèrent les travaux de Ribera *et al.* [274], chez le ver de terre *Eisenia fetida andrei* exposé au carbaryl. Les travaux de Richardson *et al.* [275] sur la moule (*Perna viridis*) mettent en évidence une activation de l'activité CAT sous l'effet des pesticides. Les pesticides organophosphorés et les carbamates induisent des variations d'activité CAT chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), signe de la prise en charge des toxiques [276]. Chez les mammifères aussi, l'effet des pesticides sur les variations d'activité des enzymes antioxydantes au cours du processus de biotransformation a été étudié [277].

III.3.2. Réponse énergétique

Les principales formes de stockage de l'énergie chez les animaux sont représentées par le glycogène (et autres polysaccharides de structures voisines) ainsi que les lipides [278]. Leur disponibilité semble être le résultat d'une balance entre la prise de nourriture et les demandes de réserves par des processus tels que la reproduction, la maintenance et la croissance [279] ou à la suite d'un stress. Lorsque les besoins en énergie sont importants, par exemple en période de reproduction ou à la suite d'un stress, ces réserves énergétiques sont mobilisées. En cas de stress sévère, les protéines peuvent aussi être utilisées comme source d'énergie; ce phénomène s'opère cependant au détriment de leur rôle structural ou fonctionnel puisque ces biomolécules ne sont pas synthétisées et stockées dans le but de fournir de l'énergie [280].

Les paramètres métaboliques ont été choisis pour leur implication dans les réponses à un stress chimique [281]. Les substrats énergétiques subissent de forts remaniements en fonction de la saison et du cycle de reproduction ; parmi eux, le glycogène constitue une forme rapidement mobilisable. Son taux

musculaire et hépatique reflète l'état des réserves énergétiques d'un organisme et traduit l'altération éventuelle des processus de glycolyse ou de néoglucogénèse [282, 283]. Les lipides jouent un rôle important comme réserves énergétiques chez de nombreux groupes d'animaux, incluant les arthropodes en général [284] et spécialement les insectes [285], pour lesquels ils sont d'une importance vitale [286]. Les lipides neutres représentent une forme de réserve à plus long terme et les lipides polaires sont les composants principaux des membranes cellulaires. Ainsi, au-delà du simple aspect énergétique, la teneur lipidique conditionne largement la bioaccumulation des polluants lipophiles.

La ressource investie dans les fonctions physiologiques va ainsi entrer en conflit avec le maintien de l'homéostasie. En effet, selon le principe d'allocation de Williams et Levins [287, 109], tout investissement supplémentaire dans un aspect quelconque de la vie d'un organisme ne pourra se faire qu'au dépend d'un autre aspect. Le fait que les ressources soient généralement limitantes et que les organismes doivent investir l'énergie dans des voies concurrentielles est à la base de la notion de compromis ou "trade-off" entre les traits d'histoire de vie. Ainsi, la valeur physiologique totale d'un organisme peut être considérée comme la somme entre le succès dans le maintien de l'homéostasie, cet effort optimal sera donc déterminée par un équilibre entre les bénéfices attendus et les coûts pour les fonctions futures. L'existence d'un conflit entre le succès des traits physiologiques donnée et la valeur résiduelle d'un organisme est une proposition clé, à la base du concept de "coût des fonctions physiologiques" formulé par Williams [287].

III.4. Facteurs de confusion et limites à l'utilisation des biomarqueurs

Le biomarqueurs parfait et universel n'existe pas. Un biomarqueur peut s'avérer très pertinent dans certaines conditions, mais ne pas répondre dans d'autres, voire induire un diagnostic erroné. Ces conditions varient selon une telle quantité de facteurs, qu'il est inconcevable de présumer de la pertinence d'un biomarqueur dans toutes les situations possibles, parfaitement claires et définies [288].

Il serait idéal de ne pouvoir se concentrer que sur la caractérisation des modalités de la contamination :

- Dose, durée et/ou répétitions de l'exposition ;
- Nature et propriétés du contaminant, du mélange de substances testé ;

Ou

- Contexte de contamination multiple *in situ*.

Les mélanges de substances et les contaminations multiples impliquent de potentiels synergies et antagonismes, ce qui complexifie déjà grandement la compréhension des faits. Néanmoins, de nombreux autres facteurs sont susceptibles d'influencer la physiologie d'un organisme et donc la réponse d'un biomarqueurs. Parmi eux, il est possible de distinguer notamment des facteurs intrinsèques, tels que l'âge, le sexe, le statut reproducteur ou les caractéristiques génétiques de l'espèce sentinelle. Enfin, d'autres facteurs extrinsèques exercent une influence sur la réponse des biomarqueurs, qu'il s'agisse d'interactions biotiques (compétition intra- ou interspécifique, prédation, parasitisme...) ou encore de facteurs abiotiques tels que la température ou la salinité [288].

Si l'influence de ces facteurs peut être en partie limitée ou, à défaut, correctement appréhendée en conditions contrôlées, l'interprétation de la réponse des biomarqueurs devient extrêmement plus délicate en milieu naturel [288]. Ainsi, les efforts soutenus de standardisation sont généralement restés vains, tant la définition de la gamme de réponses pouvant être considérée comme « normale » pour un organisme s'avère difficile, voire impossible à établir [262]. Il est donc recommandé de toujours comparer les réponses entre sites de niveaux de contamination différents (emploi de sites de « relative référence »). L'utilisation d'organismes maintenus dans des conditions contrôlées (souches de laboratoire, procédures d'encagement *in situ*) peut également limiter certains des facteurs de confusion [288].

CHAPITRE IV

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Introduction

Dans le domaine de l'agriculture, Les pesticides sont introduits volontairement dans le milieu en vue d'une action positive visant à protéger les cultures vis à vis des maladies, des ravageurs ou de la concurrence des mauvaises herbes. Cependant, les produits phytosanitaires peuvent être potentiellement toxiques pour des organismes non cibles (végétaux ou animaux). Il convient donc de s'interroger sur leur devenir après leur application sur l'environnement et d'évaluer les risques de contamination des ressources naturelles [5].

Dans ce sens les options alternatives aux produits chimiques notamment, la lutte biologique par utilisation de bio-pesticides à base de substances naturelles et de micro-organismes, l'utilisation de prédateurs et de parasitoïdes peuvent diminuer les préoccupations mondiale majeure quant à la protection de l'environnement.

VI.1. Objectif

Les biopesticides sont recherchés pour assurer une protection efficace de la production agricole d'une part, et d'autre part, contribuer à une gestion durable de l'environnement. Dans cette optique, l'utilisation d'extraits de plantes dotées d'activités insecticides offre une certaine potentialité [15,16].

L'objectif de nos recherches est d'évaluer l'efficacité globale des molécules bioactives dans la gestion durable de la sante végétale. Il s'agit de vérifier les réponses structurales des biocénoses aux différents régimes de stress (Application biologique et chimique) et d'estimer le potentiel biotique de *Chaitophorus leucomelas* en rapport avec la phytochimie de la plante.

IV.2. Présentation de la région d'étude

IV.2.1. présentation de la région de Mitidja

IV.2.1.1. Situation géographique

La Mitidja est une vaste plaine littorale étroite du Nord. Elle s'étend sur une longueur de 100 kilomètres et une largeur de 5 et 20 kilomètres, elle couvre une superficie de 150 000 ha. Elle correspond à une dépression allongée d'Ouest en Est. Elle est limitée à l'Ouest par l'Oued NADOR et à l'Est par l'Oued BOUDOUAOU et bordée par deux zones élevées : le Sahel au Nord et l'Atlas au Sud (figure IV.1) [289].

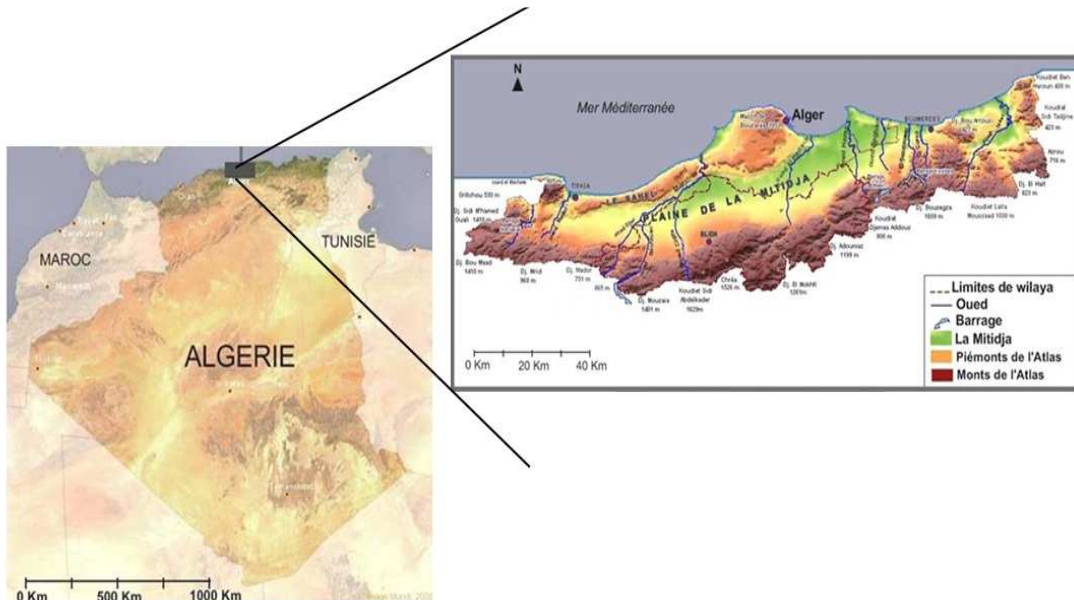


Figure IV.1: Localisation géographique de la plaine de la Mitidja.

Echelle: 1/500 000

Source support: Googleearth

La Mitidja se situe à une latitude Nord moyenne de 36 à 48° et une altitude moyenne de 30 et 50 mètres [289]. La plaine ne s'ouvre que sur quelques kilomètres sur la mer Méditerranée.

Le climat est de type méditerranéen à tendance continentale (étage humide à hiver frais), favorable à l'activité agricole avec une pluviométrie majoritairement hivernales et printanières, sont caractérisées par une grande irrégularité inter annuelle et inter-mensuelle avec une moyenne de 660 mm/an et une évapotranspiration (ETP) moyenne de l'ordre de 1 400 mm/an. Toutefois, on observe un climat qui tend de plus en plus à l'aridité : depuis 30 ans, la zone n'a connu que huit années humides [290].

IV.2.1.2. Bioclimat des régions d'étude

L'Algérie est un pays soumis à l'influence conjuguée de la mer, du relief et de l'altitude. Le climat est de type méditerranéen extra-tropical tempéré. Il est caractérisé par une longue période de sécheresse estivale variant de 3 à 4 mois sur le littoral, de 5 à 6 mois au niveau des Hautes Plaines, et supérieure à 6 mois au niveau de l'Atlas Saharien [291].

IV.2.1. 2.1. La pluviosité

Les précipitations accusent une grande variabilité mensuelle et surtout annuelle. [292], attribue cette variabilité à l'existence d'un gradient longitudinal et un gradient latitudinal. En effet, la pluviosité augmente d'ouest en est en raison de deux phénomènes. A l'ouest, la Sierra Nevada espagnole et l'Atlas marocain agissent comme un écran et éliminent ainsi l'influence de l'Océan Atlantique. A l'est, les précipitations sont plus fortes à cause des perturbations pluvieuses au nord de la Tunisie.

IV.2.1.2. 2. Les températures

La moyenne des températures minimales (m) du mois le plus froid est comprise entre 0 et 9 °C dans les régions littorales et entre - 2 et + 4 °C dans les régions semi-arides et arides. En hiver, les Hauts Plateaux steppiques sont plus froids que l'Atlas Tellien, le littoral et le Sahara. Le mois de janvier est le plus froid de l'année. Il est à noter la grande amplitude de variation de la température (8,7°C) en allant du nord au sud.

En été, les températures restent assez voisines. La moyenne des températures maximales (M) du mois le plus chaud varie avec la continentalité [291]. Elle est de 28°C à 31°C sur le littoral, de 33°C à 38 °C dans les Hautes Plaines steppiques, et supérieure à 40°C dans les régions sahariennes. On peut dire qu'en été le climat de l'Atlas Tellien ne se différencie pas fortement de celui des Hauts Plateaux. En été et en hiver, le littoral jouit de l'effet adoucissant de la mer, mais cet effet s'estompe dès que l'on pénètre de quelques kilomètres à l'intérieur des terres.

IV.2.1.2. 3. Les vents la grêle la gelée

Le vent a un effet très important sur la vie agricole ils soufflent toute la saison, avec cependant une légère prédominance printanière et estivale, il dure rarement plusieurs jours de suite, ce qui l'empêche pas d'être très contraignant. C'est un facteur de réduction des récoltes qui est très important, notamment lorsque il souffle au moment de la floraison des arbres fruitiers ou à la nouaison de fruit.

Les grêles sont hivernales particulièrement au mois de novembre, janvier, mars avec une durée variable, l'abaissement de la température au dessous de 0°C à la suite duquel, l'eau se prend en glace. Elles sont fréquemment signalées en hiver, elles causent de graves dommages sur les feuilles des jeunes rameaux et les poussent donnant un aspect de brûlures [293].

IV.2.2. Climatologie des régions d'étude

IV.2.2.1. Étage bioclimatique (Climagramme d'EMBERGER)

L'indice d'EMBERGER permet la caractérisation des climats et leurs classifications dans les différents étages bioclimatiques. Cet indice est calculé par le biais du coefficient pluviométrique adopté par STEWART, dont l'équation et comme suite [294].

$$Q_2 = 3,43 [(P/M-m)]$$

p : pluviométrie annuelle (mm).

M : Moyennes des températures maximales du mois le plus chaud.

m : Moyennes des températures minimales du mois le plus froid.

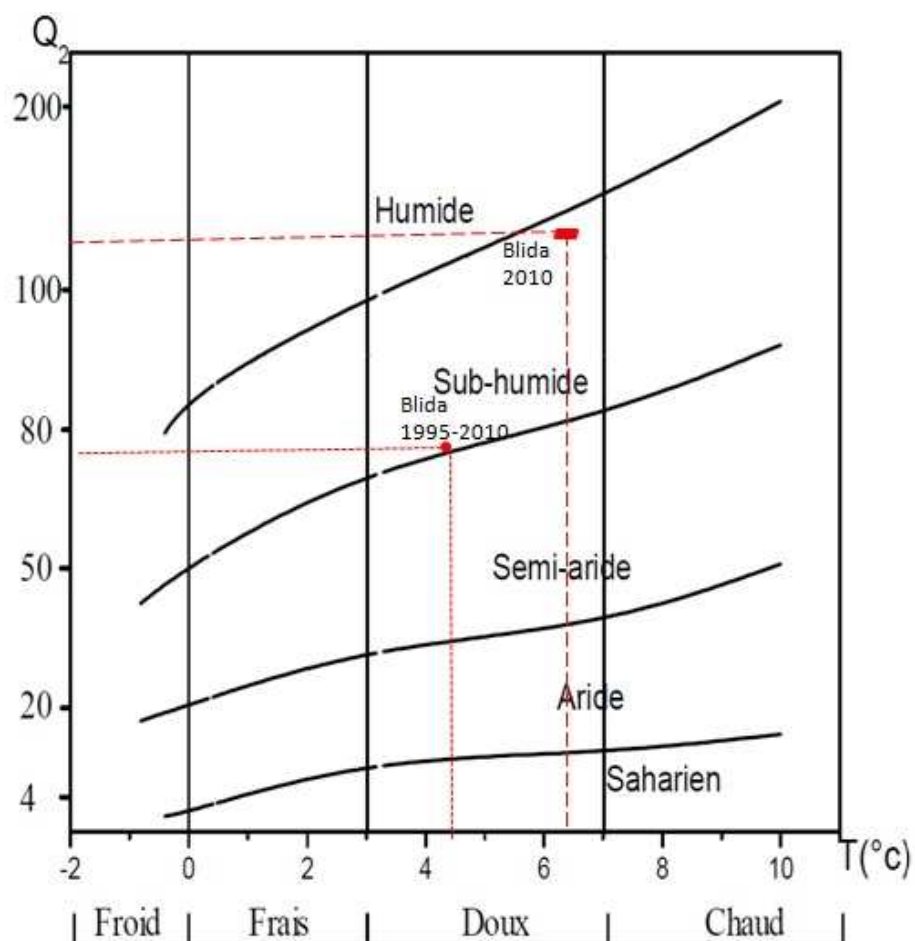


Figure IV 2: Localisation de la région de Blida « Soumâa » dans le Climagramme d'Emberger.

La valeur de coefficient pluviométrique Q_2 fixée en ordonnée alors que la température moyenne minimale du mois les plus froids fixés en abscisse, donne la localisation de la région d'étude dans le Climagramme. La région de Soumâa donc bénéficie d'un climat méditerranéen située dans l'étage bioclimatique sub-humide; à hiver doux confirmé par le calcul du quotient pluviométrique d'Emberger Q_2 , ($Q_2=70,34$) pour les quinze ans de 1995-2010 et ($Q_2=135,14$) pour l'année 2010 (Figure IV.2).

IV.2.2.2.synthèse climatique

Nous relatons pour la localité d'étude les principaux paramètres climatiques que nous avons pu synthétiser d'après l'Agence National des Ressources Hydrauliques de Soumâa.

Bagnouls et Gaussen [295], Dajoz [296], définissent le mois sec lorsque la somme des précipitations moyennes exprimées en (mm) est inférieure au double de la température de ce mois ($P/ 2 T$). Ils ont proposé un diagramme où on juxtapose les précipitations et les températures. Lorsque la courbe des précipitations rencontre celle des températures et passe en dessous de cette dernière, nous avons une période sèche.

Le diagramme Ombrothermique de (1995 à 2010) (figure IV.3a), montre deux périodes fondamentales: l'une humide de sept mois s'étalant de janvier à avril puis de octobre à décembre, l'autre sèche d'un interval de cinq mois de mai à septembre. Alors que pendant l'année d'étude 2010 (figure IV.3b), on peut constater une période de sécheresse de cinq mois entre mai et septembre.et une autre saison froide et humide caractérisée par une pluviosité élevée, s'étalant d'octobre à avril.

Sur le plan thermique, Les mois les plus froids sont janvier et février avec des températures moyennes minimales respectives de 4,49 °C et 4,48 °C, et une température moyenne maximale de 20,31 °C et 22,56 °C, tandis que les mois les

plus chauds sont juillet et août avec des températures moyennes maximales respectives de 37,2°C et 37,00°C et de 20,54°C suivie de 22,01 °C comme température moyenne minimale (Tableau IV.1a) (Figure IV.3 a).

A Soumâa, les précipitations sont caractérisées par une grande variabilité en fonction des années, et aussi en fonction des mois de la même année. Ainsi avec 107,4 mm le mois de décembre est le plus humide alors que, le mois de juillet s'érige comme étant le plus sec avec seulement 2,69 mm en moyenne (Tableau IV.1a) (Figure IV.3 a).

Tableau IV 1 a: Variations mensuelles des températures et de la pluviométrie à Soumâa (période 1995-2010)

Moi	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sep	Oct	Nov	Déc
T_{min}	4.49	4.4	5.2	8.8	11.07	17.07	20.54	22.01	16.53	13.53	8.23	5.18
T_{max}	20.3	22.5	26.1	27.3	31.99	36.20	37.2	37.00	34.66	32.05	25.73	21.40
T_{moy}	12.4	12.4	15.5	16.1	21.42	25.74	28.53	29.34	25.08	21.92	16.25	13.20
P (mm)	87.7	62.9	68.0	73.2	63.84	3.62	2.69	7.24	37.16	54.32	102.5	107.4
E (mm)	65.0	68.6	89.9	114.4	157.2	178.0	199.5	189.1	115.3	95.35	91.69	66.34
V (Km/h)	3.42	3.4	3.9	3.3	3.07	3.44	3.28	3.58	3.39	2.83	3.45	3.41

Pour l'année 2010, le diagramme Ombrothermique montre une variation assez marquée l'installation d'une saison froide et humide d'Octobre à Avril et une saison chaude et sèche de Mai à Septembre (Tableau IV.1b) (Figure IV.3 b). A Soumâa la répartition des précipitations est irrégulière au cours de toute l'année, la campagne d'étude 2010 est caractérisée par un volume des précipitations de 122,8 mm au Mars, qui est le mois le plus humide. Par ailleurs le mois le plus froid est Décembre avec une température moyenne de 11°C alors que la température la plus chaude est celle de mois juillet avec 33,2°C.

Tableau IV.1.b : Variations mensuelles des températures et de la pluviométrie à Soumâa de l'année 2010

Moi	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil.	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc
T _{moy}	12,3	13,8	14,4	14,17	24,05	27,11	33,2	30	22,5	19,6	13,5	11
P (mm)	67,2	92,1	122,8	99,32	27,84	1,6	3,2	1,6	11	118	114,7	97,2

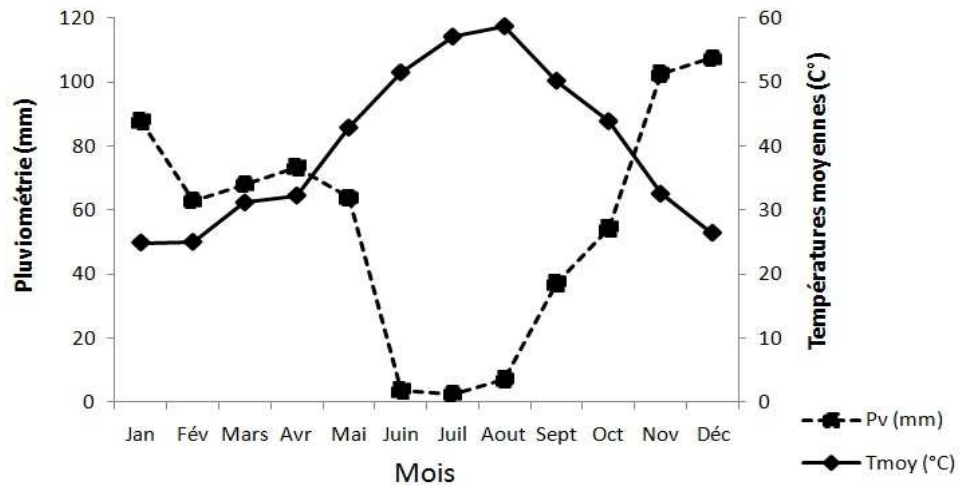


Figure IV.3 a : Diagramme Ombrothermiques de la région de SOUMAA (période 1995-2010)

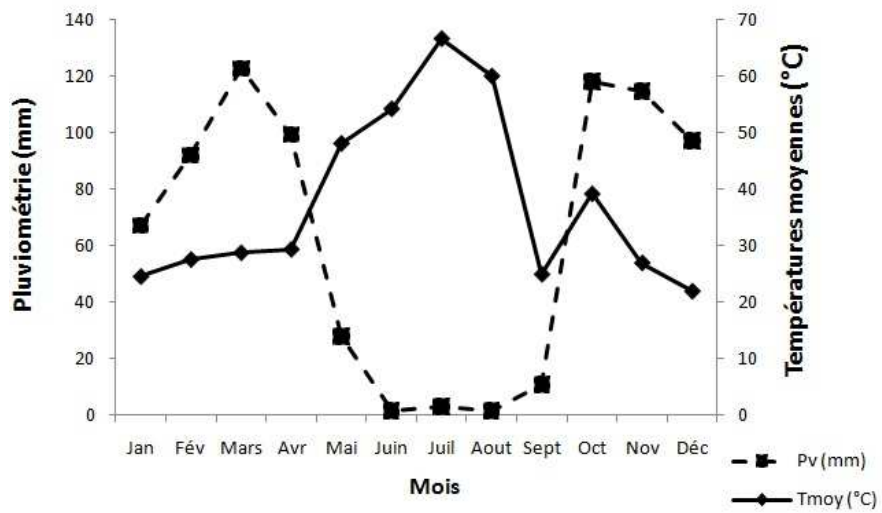


Figure IV.3 b : Diagramme Ombrothermiques de la région de Soumâa de l'Année 2010.

VI 2.3. Présentation du site d'étude

Notre travail expérimental a été réalisé au niveau de deux résidences universitaire de l'Université SAAD DAHLEB de Blida sur des essences d'alignement de *Populus nigra* âgées de 5 à 8 ans. Le premier site est la résidence universitaire 4 distante d'environ 0,78 Km du campus Agronomique de l'Université de Blida, elle a été retenue pour la réalisation des traitements biologiques. Tandis que pour le deuxième site, nous avons retenu la résidence universitaire 7, distante d'environ 1,41Km du campus Agronomique, elle a été retenue pour les applications phytosanitaires. Le témoin a été retenu au niveau chaque site (Figure IV.4).

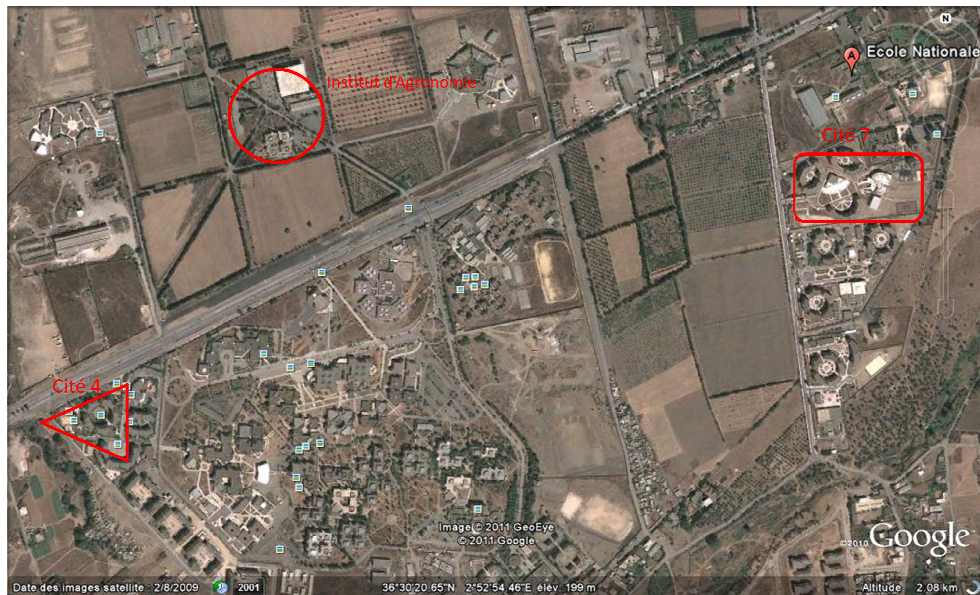


Figure IV.4. : Présentation des sites d'études
Source support : Google Earth, 2011

IV.3. Matériel d'étude

IV.3.1. Matériel biologique

VI.3.1.1. Matériel végétal

Le matériel végétal utilisé au cours de notre expérimentation appartient à une essence forestière arbustive *Populus nigra* et deux espèces herbacées spontanées *Erchfildia viscosa* et *Silene fuscata*.

Les feuilles de *Populus nigra* var. *italica* prélevées ont servi aux dosages des molécules biochimiques à savoir : la proline, les sucres totaux et les tanins condensés.

Le matériel végétal qui a été retenu pour l'étude de l'efficacité comparée des biocides inertes et des traitements phytosanitaires c'est limité à une plante spontanée fréquente en région méditerranéenne, où elle fleurit à la fin de l'été et au début de l'automne. Il s'agit de *Erchfildia viscosa* (= *Inula viscosa*) (Asteraceae). Les spécimens ont été récoltés durant la période de floraison automnale au niveau de trois régions distinctes soumises à des conditions géo-stationnelles différentes à savoir:

- Bouismail, zone côtière distante de 1 km de la mer, située à 30 m d'altitude;
- Soumâa, zone sublittorale, distante de 20 km de la mer, située à 250 m d'altitude;
- Chréa, zone montagneuse, distante de 32 km de la mer, située à 980 m d'altitude;

Une Caryophyllacées (*Silene fuscata*) a été retenue pour cet aspect d'étude dont les extraits aqueux ont été utilisés comme bioadjuvant. Les spécimens ont été récoltés du Mont de Chréa durant le mois de juin période coïncidant avec le stade de floraison.

IV.3.1.2. Matériel animal

Le matériel biologique destiné à l'évaluation de l'efficacité des traitements biologiques et chimiques c'est limité aux différents individus de *Chaitophorus leucomelas* (Aphididae, Homoptera) évoluant sur les feuilles sénescentes de *P. nigra*. Les prélèvements ont été réalisés durant la période auto-hivernale (Octobre, novembre et décembre). Le matériel animal échantillonné, après estimation des taux des vivants et des morts, les femelles vivantes sont pesées et déposer dans des tubes d'éppendorf de 1,5 ml, puis conservé à -20°C pour un éventuel dosage des réserves énergétiques.

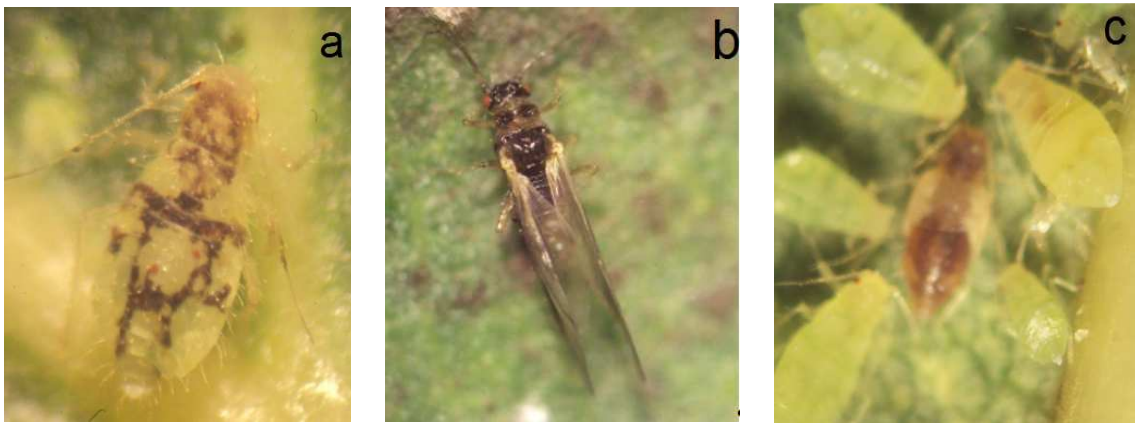


Figure IV.5: Les différents phénotypes de *Chaitophorus leucomelas*
(G x20) (Originale, 2011).

a: femelle sexupare, b: male adulte sexué, c: Colonies de larves de sexués

Dans l'esprit d'estimer la dynamique des communautés et la réaction de la biocénose aux différents régimes de stress, nous avons utilisé des pièges jaunes à eau. Trois pièges sont disposés à hauteur d'homme au niveau de chaque site. Les observations et l'identification des spécimens sont effectuées au laboratoire par examen sous la loupe binoculaire (voir appendice N°A).

IV.3.2 Produit phytosanitaire

Les individus de *C. leucomelas* ont été soumis à un pesticide à base de deux matières actives (Thiamethoxam / Lambdacyhalothrine).

Le Thiamethoxam , de formule brut chimique $C_8H_{10}ClN_5O_3$, fait partie de la famille des néonicotinoïdes ; sa solubilité dans l'eau est de 4,1 g.L à 20°C et sa température de fusion est de 139,1°C.

La Lambdacyhalothrine, de formule brute chimique $C_{23}H_{19}ClF_3NO_3$, fait partie de la famille des pyréthriinoïdes non solubilité dans l'eau et sa température de fusion est de 49.2°C. Le mélange Thiamethoxam et Lambdacyhalothrine est doté de trois modes d'action (contact, ingestion et systémie), en bloquant la perméabilité membranaire et l'ouverture des canaux sodiques.

Deux doses d'application ont été arrêtées à savoir la dose homologuée (4ml/l) et la demi-dose (2 ml/l).

IV.4. Méthodologie du travail

A partir du matériel biologique arrêté nous avons essayé d'évaluer l'efficacité globale des extraits aqueux d'*Erchfieldia viscosa* (Astéracées) en combinaison avec le bio-adjuvant de *Silena fuscata* (Caryophyllacées) sur les populations de *Chaitophorus leucomelas* et de sa biocénose. Pour ce faire, l'effet comparé des extraits aqueux des plantes entières et des différents compartiments ont été évalué selon l'origine des spécimens. De plus l'effet comparé des extraits aqueux du ratio (*E. viscosa* / *S. fuscata*) a été évalué. Enfin l'impact des différentes formulations biologique et chimique sur la qualité phytochimique de *Populus nigra* ainsi que sur le potentiel biotique et la réaction des traits de vie biochimique des espèces dominantes dans la biocénose a été évalué comme le montre le schéma directeur (figure IV.6).

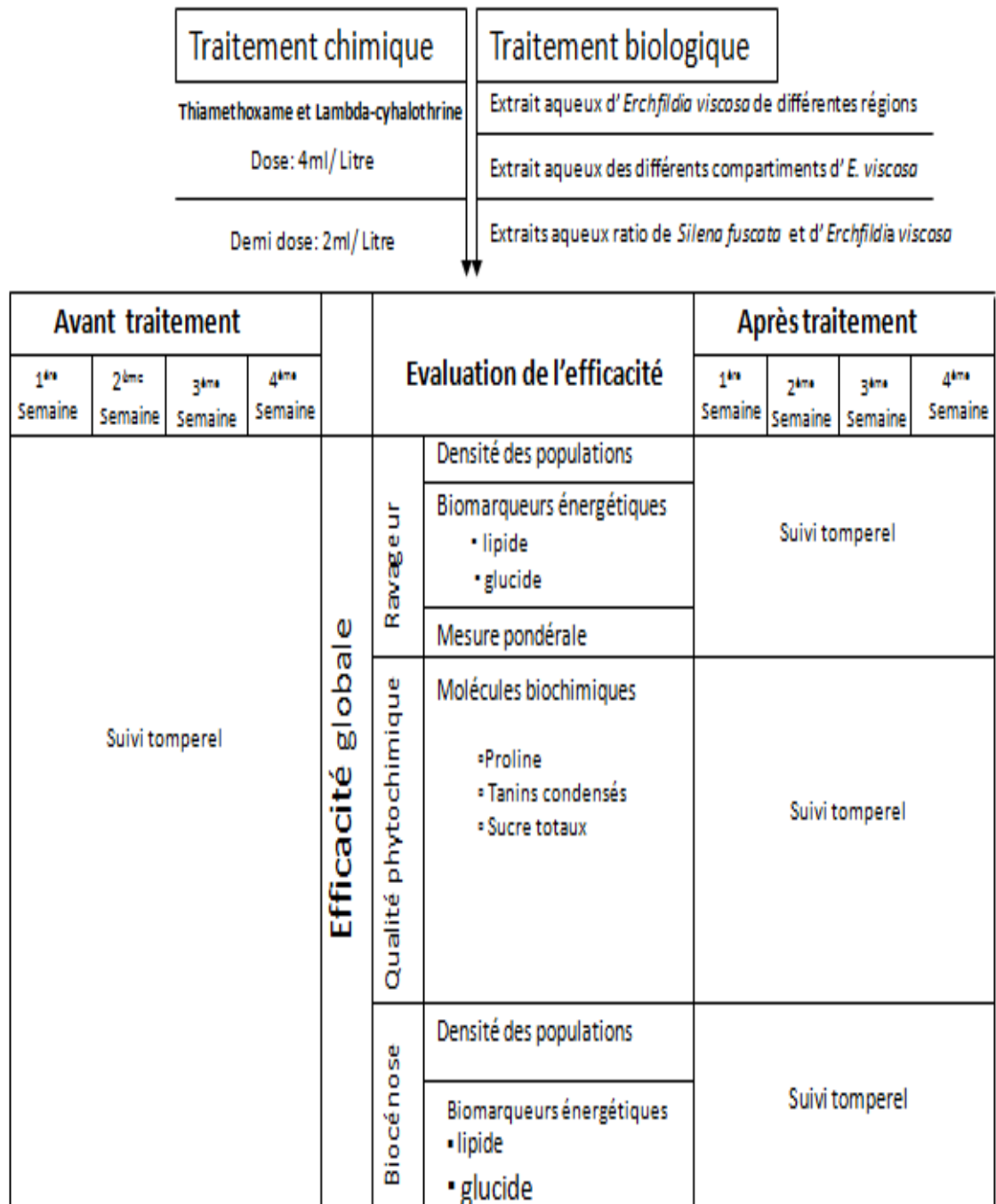


Figure IV.6 a : Schéma récapitulatif de la logique des traitements appliqués.

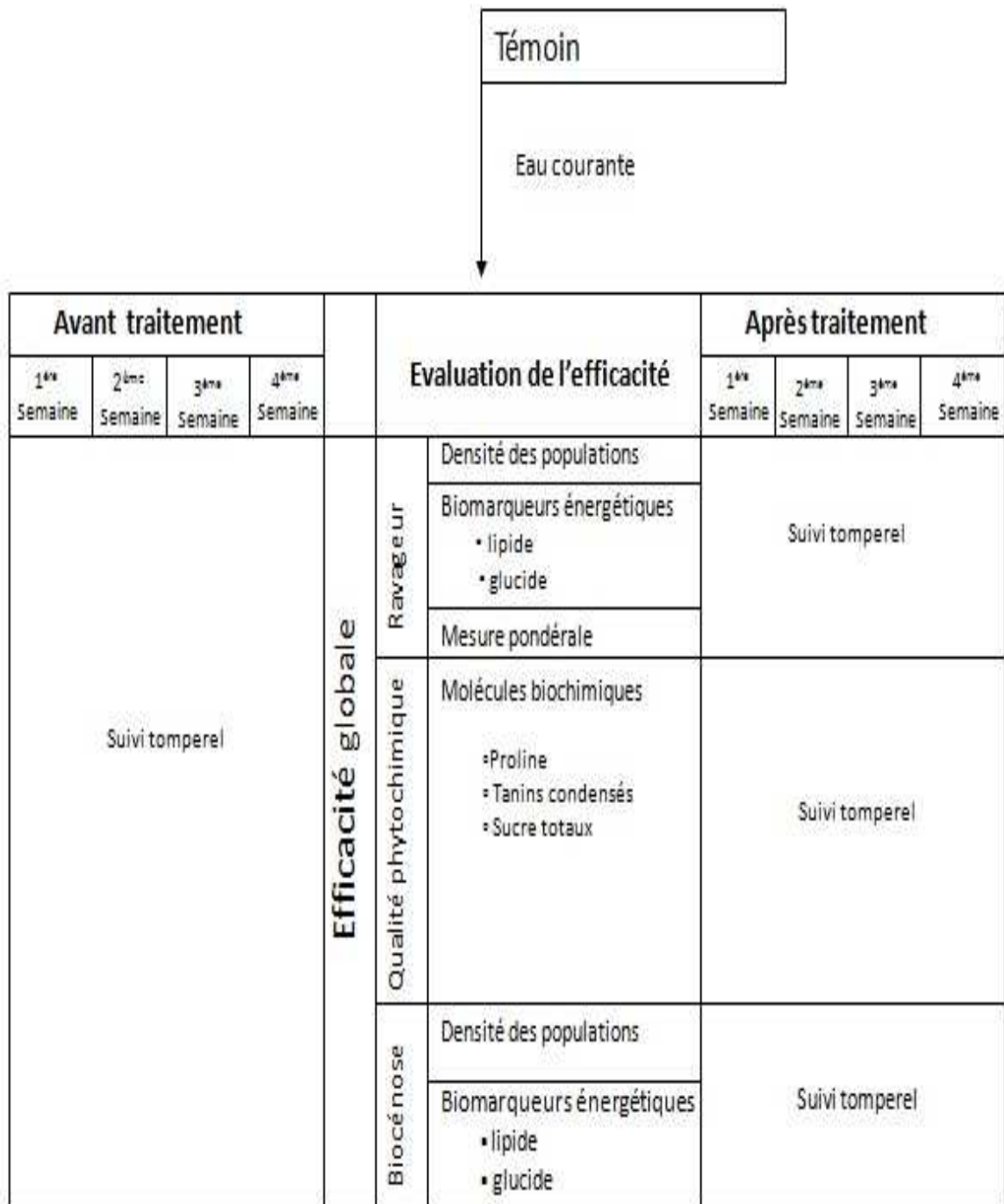


Figure IV.6 b: Schéma récapitulatif de la logique de suivi pour le témoin.

IV.5.Préparations des extraits aqueux

Deux plantes ont été sélectionnées pour l'étude, ils s'agissent d'*Erchfildia viscosa* et *Silene fuscata*. Ces espèces vivent à l'état spontané sous forme libre et parfois en petits peuplement accompagnant.

Le matériel végétal collecté est mis en sacs en plastique étiqueté (date et lieu du prélèvement), un pré lavage des spécimens est effectué à l'eau courante pour l'élimination des débris.

Par la suite une opération de séparation des parties aériennes (feuilles et tige) et des parties souterraine (racine), également on laisser des plantes entières.

Les compartiments et les plantes ont été étales sur du papier et mis sécher à l'air libre, a l'abri de la lumière et de l'humidité et à la température ambiante. Après l'opération de séchage, les échantillons sont compressée dans un mortier manuelle puis subit un broyage afin d'obtenir une poudre plus ou moins fine a l'aide d'un mixeur électrique. La poudre obtenue est récupérer et conserver dans des bouteilles stériles dans les conditions de laboratoire jusqu'au moment de l'extraction. Une macération aqueuse a été effectuée sur 20 g de poudre de chaque partie avec 250ml d'eau distillé stérile, dans des flacons hermétiques et stériles, sous agitateur horizontal pendant 72h à la température ambiante du laboratoire pour faire libérer et extraire les particules actives existantes chez le matériel végétale à étudier . Au total, nous avons eu 13 flacons. Après 72h, les homogénats ont été filtrés d'abord à l'aide de compresses stériles, puis pas le biais du papier wattman (n°1). Ensuite, les solutions obtenues sont filtrés grâce à un dispositif millipore [297, 298].

Les extraits bruts ont été ensuite préservés aseptiquement dans des bouteilles de Roux stériles de 25cm³ (Costar (cell culture Flask)), entourées par du papier aluminium afin de d'évite toute dégradation des molécules par la lumière puis conservé dans le réfrigérateur pour une utilisation ultérieure.

A partir des ces extraits aqueux obtenus après ultrafiltration, que nous avons préparé la gamme des concentrations pour l'estimation de l'efficacité insecticides vis-à-vis les compartiments de l'environnement (ravageur, plante, groupe fonctionnel). Nous avons choisi à évalué la toxicité des plantes d'*Erchfildia viscosa* en application seule et en mélange avec des bioadjuvant à base de *Silene fuscata* selon les ratios suivant:

Extrait aqueux pur d'*Erchfildia viscosa* de différentes régions.

Extrait aqueux pur des différents compartiments d'*E. viscosa*.

Extraits aqueux ratio de *Silene fuscata* et d'*E. viscosa* (*formulation*)

($\frac{1}{2}$ d'*E.viscosa* et $\frac{1}{2}$ *Silene fuscata*).

($\frac{1}{4}$ d'*E.viscosa* et $\frac{3}{4}$ *Silene fuscata*).

IV.6. Dispositif expérimental et application des traitements

Deux stations ont été choisies pour réaliser cette étude. Au niveau de chaque station nous avons installé des transects végétaux qui seront considérés comme des blocs expérimentaux.

Le pesticide et les extraits aqueux sont pulvérisés sur la fronde de *Populus nigra* infestées par *C. leucomelas*.

Au niveau de la résidence universitaire 4, nous avons appliqué le traitement biologique à base des plantes spontanées (*Erchfildia viscosa* et *Silene fuscata*). Les applications ont été répétées trois fois.

Au niveau du bloc traité, le premier transect a subi un traitement biologique à base des extraits aqueux de plante entière d'*Erchfildia viscosa* récoltées de trois régions (Bouismail, Chréa, et Soumâa). Le deuxième transect a subi un traitement biologique à base des extraits aqueux des différents compartiments (feuille, tige et racine) d'*Erchfildia viscosa*. Le dernier transect a reçu un traitement biologique à base des extraits aqueux ratio d'*E viscosa* et *Silene fuscata* a différentes dilutions

(50% d'*E. viscosa* et 50 % de *S. fuscata*) et (75% de *S. fuscata* et 25% d'*E. viscosa*). Au niveau du transect qui a été retenu pour témoin, une pulvérisation à l'eau courante a été appliquée. Le suivi des populations a été maintenu pendant 11 jours dès application des extraits aqueux (Figure VI.7)

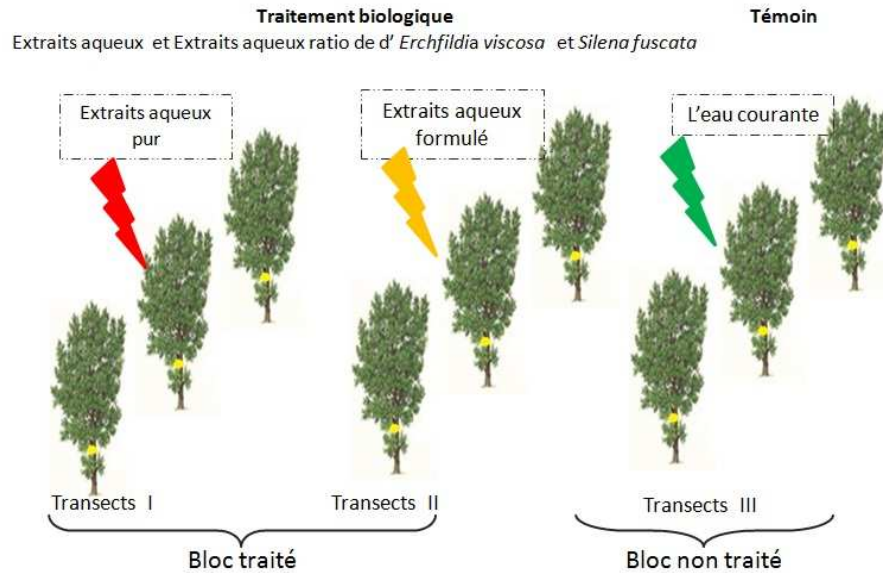


Figure IV. 7: Localisation des peuplements retenus pour l'étude et dispositif expérimental des traitements biologiques

● : Piège jeune à eau

Au niveau de la résidence universitaire 7, nous avons appliqué le traitement chimique (Thiamethoxam/Lambda-cyhalothrine). Les applications ont été répétées

trois fois. Le premier transect a subi un traitement à la dose prescrite (4ml/l). Le deuxième transect a subi un traitement à la demi-dose (2ml/l). Au niveau du transect qui a été retenu pour témoin, une pulvérisation à l'eau courante a été appliquée. Le suivi des populations a été maintenu pendant 11 jours dès application du produit. (Figure VI.8)

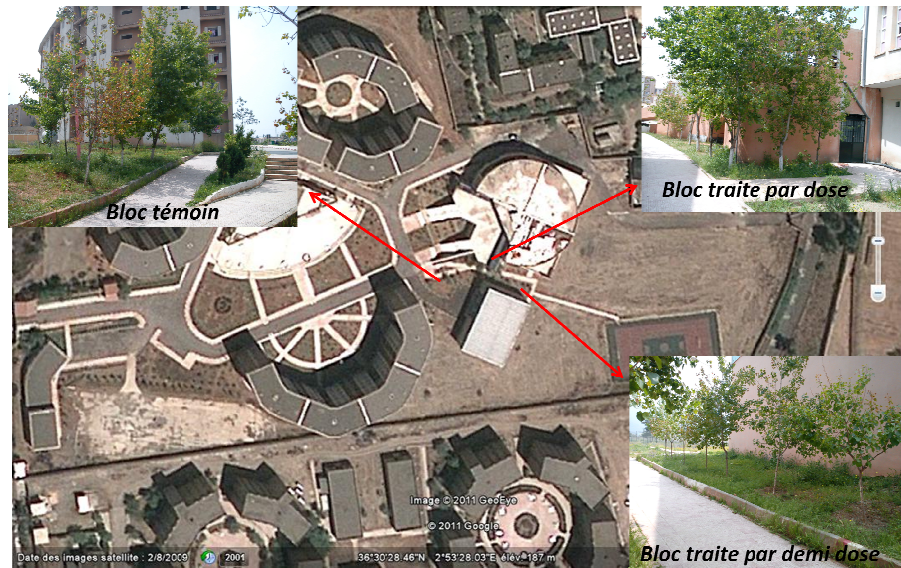


Figure IV. 8: Localisation des peuplements retenus pour l'étude et dispositif expérimental de traitement chimique

: Piège jeune à eau



IV.7. Technique de prélèvements et d'évaluation

IV.7.1. Echantillonnage floristique

L'échantillonnage a été mené selon la méthode des transects proposé par FRONTIER [299]. A partir des 66 arbres obtenus par les biais des placeaux d'observation, nous avons prélevés trois feuilles de chaque direction cardinale à un intervalle de 10 jours durant la période d'investigation qui s'est étalée trois mois pour l'estimation de la biocénose et chaque 24h durant 11 jours pour l'estimation de la toxicité des produits biologiques et chimiques

Tous les prélèvements et observations ont été réalisés à hauteur d'homme, les feuilles sont placées dans un sac en plastique, pour l'identification des sachets une étiquette sur chacun portant toutes les informations nécessaires (date de prélèvement, N° d'arbre, la direction, N° du bloc, ...etc.) et indispensable, en suite les sachets sont placés dans le réfrigérateur.

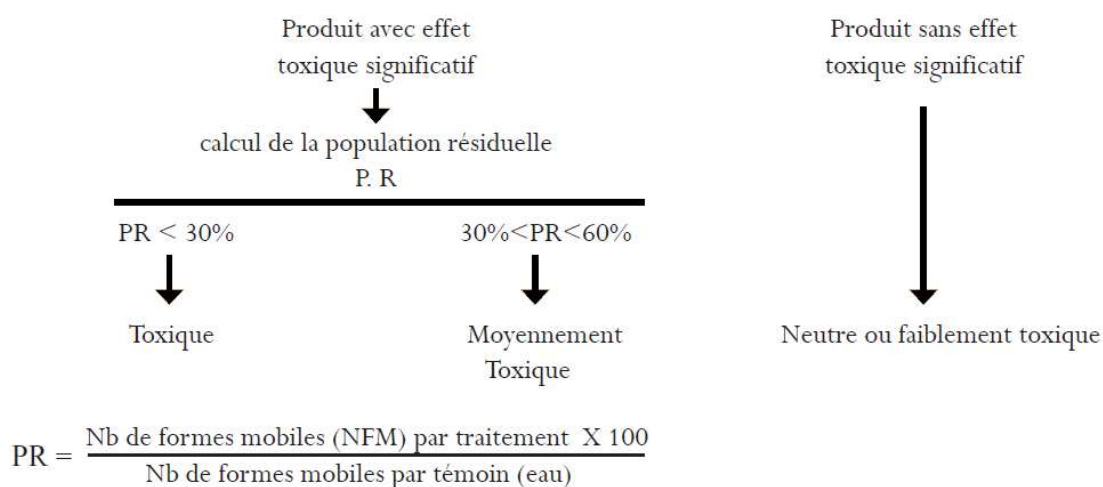
IV.7.2. Echantillonnage du peuplement faunistique

A l'intérieur des parcelles élémentaires, l'entomofaune a été suivie par la méthode de capture: les pièges jaunes à eau; ainsi que par la réalisation de comptages. Les collectes ont été effectuées à l'aide des pièges jaune à eau

Les collectes se sont effectuées à différentes phases à savoir: avant l'application du traitement, puis après l'application du traitement. Les spécimens ainsi collectés sont mis dans des flacons contenant du formol à 33%, sont ensuite transférés au laboratoire pour être déterminés et dénombrés. Les insectes ont été identifiés sur la base des caractéristiques morphologiques externes à l'aide d'une loupe binoculaire au grossissement (8x10).

IV.8. Estimation des populations résiduelles

L'évaluation de l'efficacité des extraits aqueux des plantes spontanées à été comparé à un produit phytosanitaire de synthèse. L'effet répressif a été quantifié sur les populations de *Chaitophorus leucomelas* et sur les principaux groupes fonctionnels associés. Pour cette finalité nous avons calculé le taux des populations résiduelles selon le Test de DUNNETT [300].



IV.9. Estimation des traits de vie biochimique

A partir de la population entomofaunique et de la population aphidiennes échantillonnés, nous avons quantifié les biomarqueurs lipidiques et glucidiques, et ainsi les mesures pondérales sous l'effet des molécules appliquées.

IV.9.1. Mesure pondérales

Nous avons identifié et sélectionner les femelle de *Chaitophorus leucomelas* imposé par la période de prélèvement à partir des feuilles échantillonnée de *Populus nigra*.

Les femelles discernées sont pesées et déposées dans des eppendorf de 1,5 ml, ensuite conservées à -20°C pour d'éventuel traitement ultérieur.

IV.9.2. Mode d'extraction et de dosage des réserves énergétiques

L'extraction et le dosage des réserves énergétiques (lipides et sucres) ont été réalisés selon les méthodes de Win Decoen [301] et de Van Brummelen et Suijzand [302].

IV.9.2.1. Extraction et dosage des biomarqueurs lipidiques

L'extraction des lipides a été réalisée selon la méthode de Van Brummelen et Suijzand [302]. A partir de ravageur *C. leucomelas* et des principaux groupes fonctionnels entomofauniques nous avons quantifiés les réserves lipidiques.

Les lipides étant les macromolécules les plus hydrophobes (caractéristique chimique unique des lipides), ils peuvent être extraits sélectivement au moyen de solvants organiques. Un mélange monophasique 1 : 2 : 0,8 (chloroforme : méthanol : eau bidistillée) est versé dans les tubes contenant les pucerons et est utilisé comme solution d'extraction.

Les tubes sont ensuite mis à centrifuger pendant 5 minutes à (14000 tours/min) pour agiter le tout, puis on rajoute du chloroforme dans chaque tube, ce qui induit la séparation du mélange en deux phases. L'opération de séparation des lipides est répétée à nouveau deux fois avec du chloroforme et ces solutions de chloroforme contenant les lipides sont récupérées et mises en commun, puis séchées sur sulfate de sodium. Les lipides sont récupérés après rinçage du sulfate de sodium avec du chloroforme

Chaque tube en verre est alors mis à évaporer à sec sous flux d'azote. On rajoute ensuite de l'acide sulfurique dans chaque tube que l'on met à chauffer pendant 10min à 100°C.

On laisse refroidir les échantillons jusqu'à ce qu'ils atteignent la température ambiante, et on rajoute la réactive vanilline dans chaque échantillon. La solution prend alors une couleur rose, et on lit la densité optique à 540nm au bout de 10 minutes.

Un blanc est effectué avec de l'acide sulfurique que l'on fait chauffer et auquel on rajoute la réactive de vanilline (Tableau IV.2.).

Tableau IV.2 : Détermination de la courbe standard de cholestérol.

Solution mère (ml)	µg de cholestérol dans le volume pris et mis dans le tube en verre	Concentration du cholestérol (µg/ml) dans la solution finale de 2.8 ml (contenant l'acide sulfurique et la réactive vanilline)	Densité optique moins le blanc, à 540 nm au bout de 10 minutes
5,60	280	100	2,4993
2,80	140	50	1,3265
1,40	70	25	0,7262
0,70	35	12,50	0,3484
0,35	17,50	6,25	0,2106
0,17	8,75	3,12	0,1221

IV.9.2.2 Extraction et dosage des glucides

L'extraction des sucres a été réalisée selon la méthode de Win Decoen [301].

Bien que l'extraction et le dosage des sucres chez les insectes se fassent généralement à partir de l'hémolymphe, dans notre dosage, du fait de la petite taille des pucerons, les sucres sont extraits à partir des insectes dans leur totalité.

Les échantillons sont homogénéisés dans de l'eau bidistillée avec un broyeur puis de l'acide trichloroacétique (T.C.A. 15%) est ajouté afin de faire précipiter les protéines. La précipitation est facilitée par une centrifugation pendant 10 minutes à 3000rpm à 4°C.

Le surnageant contenant les sucres est récupéré dans un autre tube eppendorf et le culot est redissous dans une solution de T.C.A. 5%; Les échantillons sont à nouveau centrifugés pour précipiter les protéines restantes, et le surnageant en résultant est ajouté au surnageant précédent.

250 µl de solution contenant les surnageants sont versés dans un tube eppendorf; auquel sont ajoutés rapidement 250µl de phénol 5% et 1 ml de H₂ SO₄

Le mélange est déposé dans un puits d'une microplaque à la lumière et la température ambiante. L'adsorption des échantillons est mesurée après 30 minutes à 490 nm.

On procède de la même manière pour le blanc.

Les densités optiques ainsi obtenues permettent ensuite de calculer la concentration initiale de sucres contenus dans les échantillons au moyen d'une courbe standard effectuée avec du glucose à des concentrations connues (0,5mg/ml -5mg de glucose dans 10ml d'eau distillée-, effectuer une série de dilutions afin d'obtenir les concentrations suivantes de glucose : 0.5, 0.25, 0.12, 0.062, 0.031, 0.016 et 0.0078 mg/ml).

IV.10.Estimation de la qualité phytochimique de la plante hôte

IV.10.1.Extraction et dosage des sucres totaux

Les sucres solubles totaux sont dosés par la méthode de Dubois *et al.* [303].La matière végétale est mise en contact avec de l'éthanol à 80% durant 48

heures à une température ambiante. Le dispositif est mis à l'étuve à 80°C afin d'évaporer l'alcool, puis on ajoute 20 ml d'eau distillée au résidu. Une fraction de 2 ml de la solution obtenue est additionnée au phénol à 5%, l'acide sulfurique concentré 96 %, puis homogénéisé au vortex, après 10 min; on les place au Bain-Marie à une température de 30°C pendant 20 min; la lecture de la densité optique se fera à 485 nm au bout de 10mn.

Les valeurs obtenues sont reportées sur la gamme étalon, à l'aide de l'équation suivant :

$$Y = 4,3918 X - 0,1946$$

IV.10.2.Extraction et dosage de la proline

La méthode suivie est celle de Troll et Lindsley [304], simplifiée et mise au point par Dreir et Goring [305], qui à partir de matière végétale fraîche mélangée au méthanol est chauffée à 85°C pendant 60 min. Après refroidissement, on ajoute à l'extrait de l'acide acétique, de la ninhydrine et un mélange d'eau distillée, d'acide acétique et d'acide orthophosphorique (0,4 : 1 : 0,26) ; l'ensemble est porté à ébullition pendant 30 min au bout desquelles la couleur vire au rouge. Après refroidissement, l'addition du toluène induit la séparation de la solution en deux phases: la phase supérieure contenant la proline est récupérée, à laquelle on ajoute du Na_2SO_4 et on lit la densité optique à 528 nm.

Les valeurs obtenues sont converties en teneur de proline à partir de courbe étalon dont la relation est la suivante :

$$Y = 0,1043 X$$

IV.10.3. Extraction et dosage des tanins condensés

L'extraction et le dosage des tanins condensés ont été réalisés par la méthode de Merghem *et al.* [306]. Une double extraction est réalisée par un mélange d'acétone et d'eau distillée (7 :3) et de la poudre végétale des feuilles de *Populus nigra* finement broyée. Le filtrat obtenu est évaporé sous pression réduite jusqu'à dessiccation. Les résidus secs sont humectés par 5 ml de méthanol chaud. Un mélange de tanins méthanolique et de solution vanilline-Hcl (1 :5) est chauffé au bain marie pendant 20 min à 30°C, puis l'absorbance est lu à 535 nm.

Le blanc est obtenu à partir d'une série de concentrations de catéchol mélangé à l'eau distillée (1mg/ml).

Pour calculer la teneur de l'échantillon en tanins, on utilise la formule suivante :

$$Y = 0,5597 X$$

IV.11. Analyses statistiques

IV.11. 1.Distribution rangs/fréquence des populations entomofauniques de *Populus nigra*

La fréquence est calculée à partir du nombre d'individus de chaque espèce sur le nombre total d'individus de toutes les espèces confondues. Les diagrammes rang/fréquences sont tracés en classant les espèces par ordre de fréquence décroissantes. Les rangs des espèces sont portés en abscisses et leurs fréquences en ordonnées avec une échelle logarithmique. Les diagrammes varient en fonction de la diversité spécifique qui permet de caractériser les distributions d'abondance des espèces.

IV.11. 2. Analyses de variance (SYSTAT vers. 12, SPSS 2009)

Lorsque le problème est de savoir si la moyenne d'une variable quantitative varie significativement selon les conditions (classes de précipitations, classes d'altitude, type de végétation, présence-absence de mauvaises herbes, etc...), il est préconisé de réaliser une analyse de variance. Dans les conditions paramétriques (ANOVA pour *ANalysis Of VAriance*), la distribution de la variable quantitative doit être normale. Dans certains cas, une transformation logarithmique a été nécessaire afin de normaliser cette distribution. Lorsque plus de 2 modalités interviennent par facteur, nous avons appliqué en outre le test de Tukey qui intervient après l'ANOVA. Il permet de vérifier la significativité de la variable d'intérêt entre toutes les combinaisons des modalités. Si par exemple, il y a 3 classes de précipitations, on compare la variable entre les classes 1 et 2, puis 1 et 3, et enfin 2 et 3.

Dans les cas où aucune transformation ne parvient à normaliser la distribution, une analyse de variance en condition non paramétrique a été effectuée (test de Kruskal-Wallis).

Dans les cas où plusieurs facteurs sont en jeu, il peut arriver que toutes les interactions entre facteurs ne soient pas pertinentes à tester. Nous avons alors utilisé le modèle linéaire global (G.L.M.). Par exemple, si on désire connaître l'effet des facteurs A, B et C et seulement l'interaction entre A et C, il suffit de sélectionner explicitement ces 4 catégories.

IV.11. 3. Corrélations-régressions (SYSTAT vers. 12, SPSS 2009 et Excel™)

Lorsque 2 variables quantitatives varient conjointement, on doit mesurer la significativité du coefficient de corrélation. En conditions paramétriques, il s'agit du coefficient r de Pearson et en conditions non paramétriques, du coefficient rho de Spearman. L'équation de la droite de régression est calculée lorsque les

distributions sont en accord avec la normalité et que le coefficient de Pearson est significatif.

Pour enlever l'effet d'une variable quantitative C corrélée à une variable d'intérêt V, on calcule l'équation de la droite de régression ($y = ax + b$) puis les résidus de cette régression. Ces résidus sont calculés en retranchant les valeurs réelles (V_i) de la variable d'intérêt aux valeurs prédites par l'équation de la droite. On a donc : Résidu (i) = $V_i - (aC_i + b)$.

IV.11.4. Analyses multivariée (PAST vers. 1.37, Hammer et al., 2001)

Dans le cas de variables de type présence-absence, les relations multivariées sont étudiées à l'aide d'une analyse factorielle des correspondances en composantes principales (A.C.P.) (Ter Braak et Prentice, 1988). Dans cette analyse, les espèces sont groupées selon leur groupe fonctionnel ou leur guild. A partir des trois premiers axes de l'analyse factorielle, une classification ascendante hiérarchique des espèces est réalisée dans le but de détecter des discontinuités inter-communautés.

CHAPITRE V

RESULTATS

V. 1. Estimation de l'effet des traitements phytosanitaires sur l'organisme cible *C. leucomelas*

V.1.1. Evaluation de la disponibilité des populations de *C. leucomelas*

V.1.1.1. Effets des extraits aqueux et du pesticide sur les populations de *C. leucomelas*

L'application des extraits aqueux d'*Erchfildia viscosa* prélevés de différentes régions et des extraits aqueux ratio d' *Erchfildia viscosa/Silena fuscata* à différentes dilutions sur les populations de *Chaitophorus leucomelas* nous a permis d'estimer l'efficacité des fractions apportées en se référant à l'évaluation des populations résiduelles .

L'analyse en Composantes Principales (ACP) montre que l'effet toxique des différents extraits est comparable. Cette tendance est vérifiée par les coefficients de corrélations qui sont proches de zéro (figure V.1).

En revanche, la projection des variables montre que les extraits aqueux additionnés au bioadjuvant se distinguent nettement des extraits aqueux seuls. La tendance des vecteurs confirme la précocité d'effet toxique des extraits aqueux formulés comparé aux extraits aqueux non formulés.

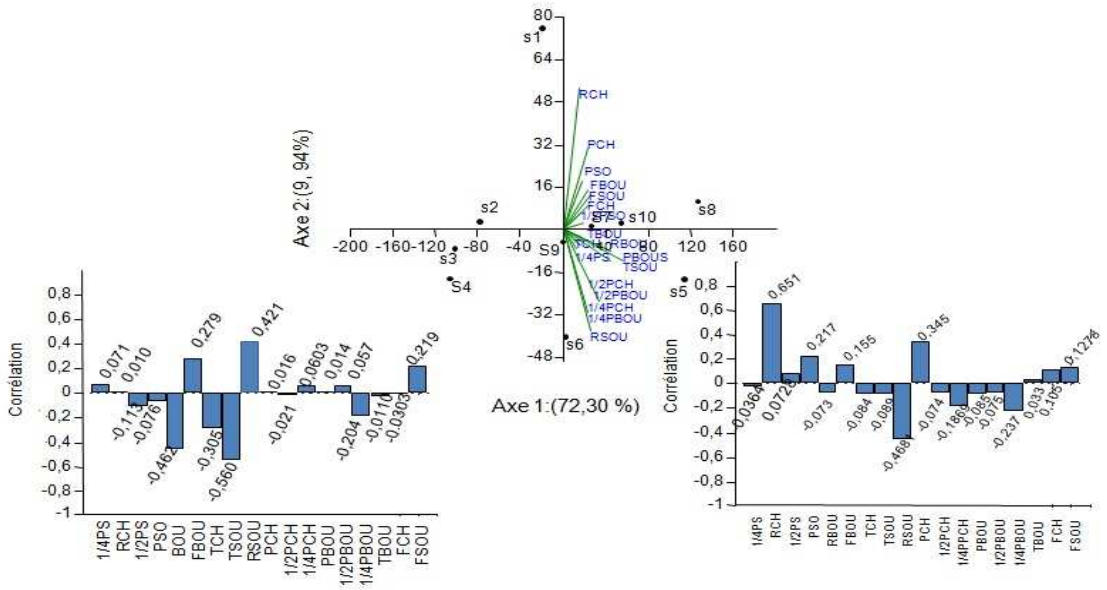


Figure V.1: Analyse multivariée «ACP» représentant les populations résiduelles de *C. leucomelas* sous l'effet des différents extraits aqueux.

p: plante , SOU: soumâa; CH: chréa ; BOU: Bouismail; 1/4: Inule/Silene (25:75), 1/2: Inule/Silene (50 :50), t: tige; r: racine, f: feuille.

A travers l'application de la matière active (Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine) sur les populations de *Chaitophorus leucomelas* l'analyse multivariée montre que la dose prescrite et demi dose présentent une toxicité précoce similaire qu'est évoluée vers un effet divergent vers fin de suivi (figure V.2).

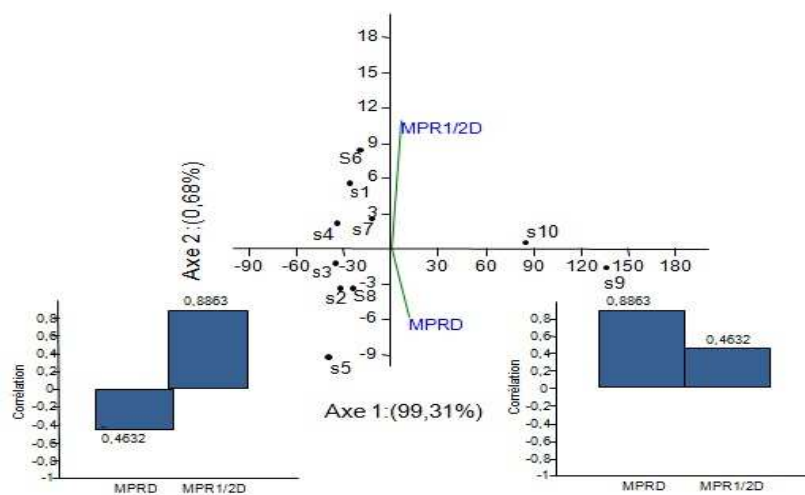


Figure V.2: Analyse en composantes principales (A.C.P.) du traitement chimique en fonction du temps d'exposition.

MPR: moyenne de population résiduelle; D: dose ; 1/2D: demi-dose.

Une vision globale de projection spatiale des facteurs de traitement nous permis de distinguer une différence d'efficacité entre les extraits aqueux de plante entière et de ses compartiment par rapport aux extraits aqueux formulés et de pesticide (dose et demi-dose) (figure V.3).

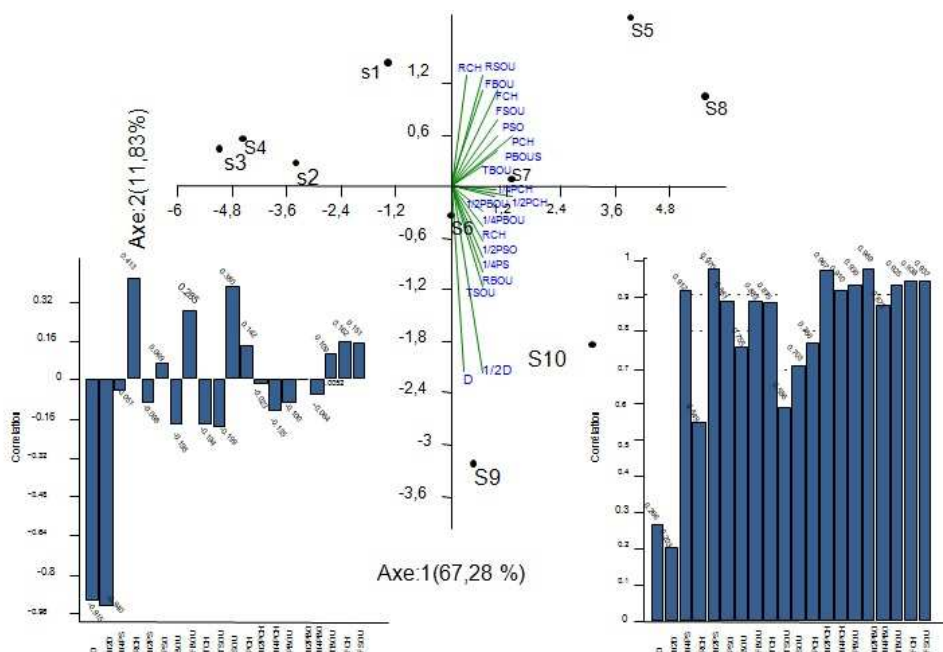


Figure V.3: Analyse en composante principale (ACP) cas de populations résiduelles de *C. leucomelas*.

P : plante , SOU: soumâa; CH: chréa ; BOU: Bouismail; 1/4: Inule/Silene (25:75), 1/2: Inule/Silene (50 :50), t: tige; r: racine, f: feuille, D: dose ; 1/2D: demi-dose.

V.1.1.2. Variation temporelle des populations résiduelles de *C. leucomelas* sous l'effet des extraits aqueux et du pesticide

Dans l'esprit de rationaliser l'utilisation des extraits de plantes a activité insecticide, les populations de *C. leucomelas* sont soumises à des applications par des extraits aqueux d'*E. Viscosa* recueillis des différentes régions (Bouismail, Chréa et Soumâa), par des extraits aqueux des compartiments de la plante d'*E. Viscosa* et par les extraits aqueux ratio d'*E. Viscosa/Silena fuscata*.

L'évolution temporelle des populations résiduelles montre que les extraits aqueux ratio Inule/Silène (50 :50, 25 :75) présentent l'efficacité la plus importante

avec une action précoce et une durée plus longue de l'extrait aqueux ratio Erchfildia/Silene (25:75) (figure V.4.a, b).

L'évaluation des populations résiduelles sous l'effet des extraits aqueux montre que l'extrait aqueux de la plante entière d'*E. viscosa* bien qu'il accuse un certain retard dans l'expression de son efficacité, il reste le plus toxique quant à la durée d'efficacité s'il est comparé aux extraits aqueux des différents compartiments feuille, tige et racine (figure V.4. c, d et e). par contre les extraits aqueux des feuilles présentent un effet répressif très marqué par rapport aux extraits des tiges et des racines (figure V.4. d, e et f).

Les extraits aqueux de la plante d'*E. viscosa* prélevée de la région de chréa démontre un effet toxique précoce et une durée d'efficacité appréciable comparé aux extraits aqueux obtenus des plantes d'*E. viscosa* échantillonnées des autres zones biogéographique à savoir Soumâa et Bouismail.

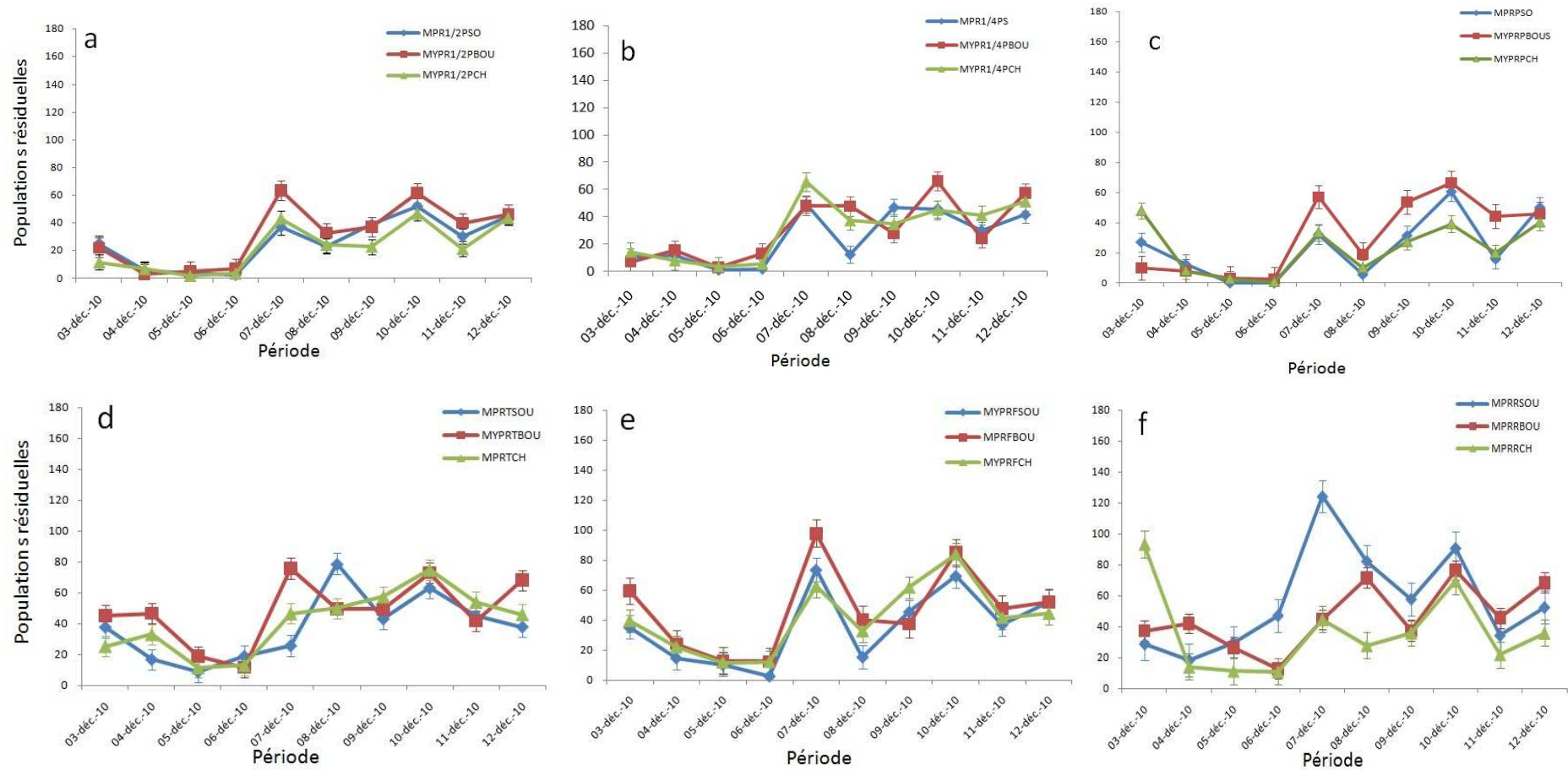


Figure V.4: Evolution temporelle des populations résiduelles de *C. leucomelas* sous l'effet des extraits aqueux.

MPR: moyenne de population résiduelles , p: plante , SOU: soumâa; CH: chréa ; BOU: Bouismail; 1/4: Inule/Silene (25:75), 1/2: Inule/Silene (50 :50), t: tige; r: racine, f: feuille

A : population traité par extraits aqueux ratio 50%/50%(Inule / Sélène) ; b : population traité par extraits aqueux ratio 25%/75%(Inule / Sélène) ; c : population traité par extraits aqueux de la plante entière d'Inule ; d : population traité par extraits aqueux des racines ; e : population traité par extraits aqueux des feuilles ; f : population traité par extraits aqueux des tiges.

Dans un autre contexte, l'application de Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine sous dose (4ml/l) et demi-dose (2ml/l) on montré un effet répressif sur les populations de *Chaitophorus leucomelas*. Il est a signalé que la dose prescrite s'avère la plus toxique si elle est comparé à la demi-dose, de plus une reprise biocénotique des populations résiduelles très remarquable à été signalé en comparant la dose à la demi-dose (Figure V.5).

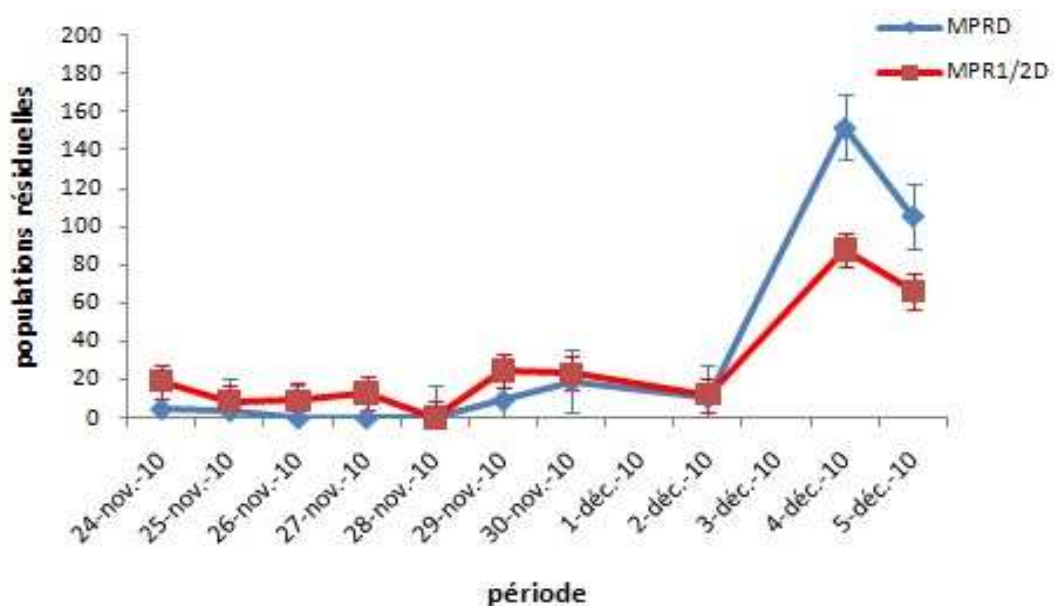


Figure V.5: l'évolution temporelle de populations résiduelles de *C. leucomelas* sous l'effet de traitement phytosanitaire.

MPR: moyenne de population résiduelle ; D : dose ; 1/2D : demidose.

La superposition des figure V.4 et V.5 fait ressortir l'avantage de l'utilisation des extraits aqueux formulés ou non formulés par rapport au pesticide. Cet avantage ce justifie par l'action répressive précoce et la reprise biocénotique modérée

V.1.1.3. Effet comparé des extraits aqueux et du pesticide sur les populations de *C. leucomelas*

L'efficacité des extraits aqueux d'*Erchfildia viscosa* et des ratios *Erchfildia viscosa/Silena fuscata* ont été scorées grâce à l'évaluation des populations résiduelles de *Chaitophorus leucomelas*.

L'efficacité temporelle des traitements biologiques appliqués désigne une différence hautement significative entre les populations résiduelles de *C. leucomelas* durant la période d'investigation (FigureV.6. a).

L'effet d'origine des plantes productrices des extraits aqueux montre la présence d'une différence significative sur les taux des populations résiduelles de *C. leucomelas* avec une toxicité remarquable des extraits aqueux obtenu des plantes originaire de Chréa (FigureV.6. b).

En revanche, l'effet des extraits aqueux formulés et non formulés affichent une différence significative des taux des populations résiduelles dont l'efficacité la plus marquée est enregistrée chez les extraits aqueux formulés Inule/silène (25%,75%) alors que les extraits aqueux des plantes entières de l'Inule ce rapprochent de la toxicité moyenne (FigureV.6 c).

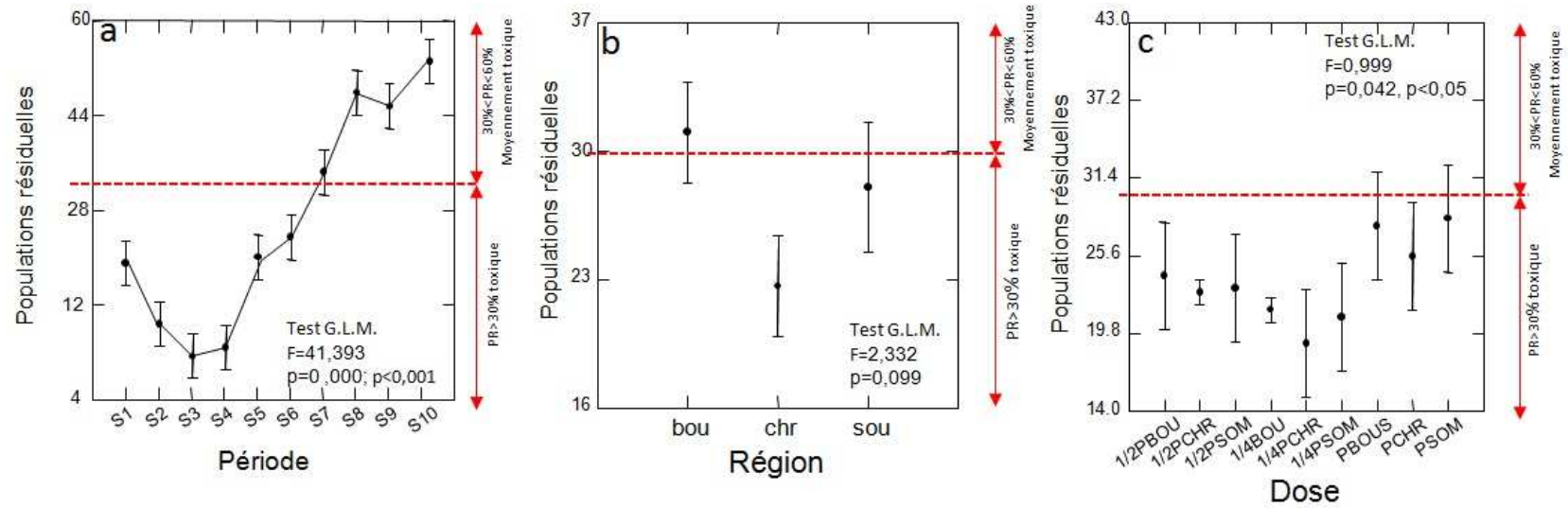


Figure V.6 : Fluctuation temporelle des populations résiduelles des femelles sexupares sous l'effet des extraits aqueux.

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

p: plante, SOU: soumâa; CH: chréa ; BOU: Bouismail; 1/4: Inule/Silene (25:75), 1/2: Inule/Silene (50 :50), s: sortie .

Le modèle G.L.M. appliqué aux populations résiduelles de *Chaitophorus leucomelas* à montrer une différence très hautement significative entre les populations existantes après le traitement (Figure V.7 a). Bien que la tendance générale de l'évolution temporelle des populations résiduelles présentait des taux variables, l'analyse de la variance par le modèle G.L.M. a désigné la toxicité de la dose et de la demi-dose par une différence marginale (Figure V.7 a).

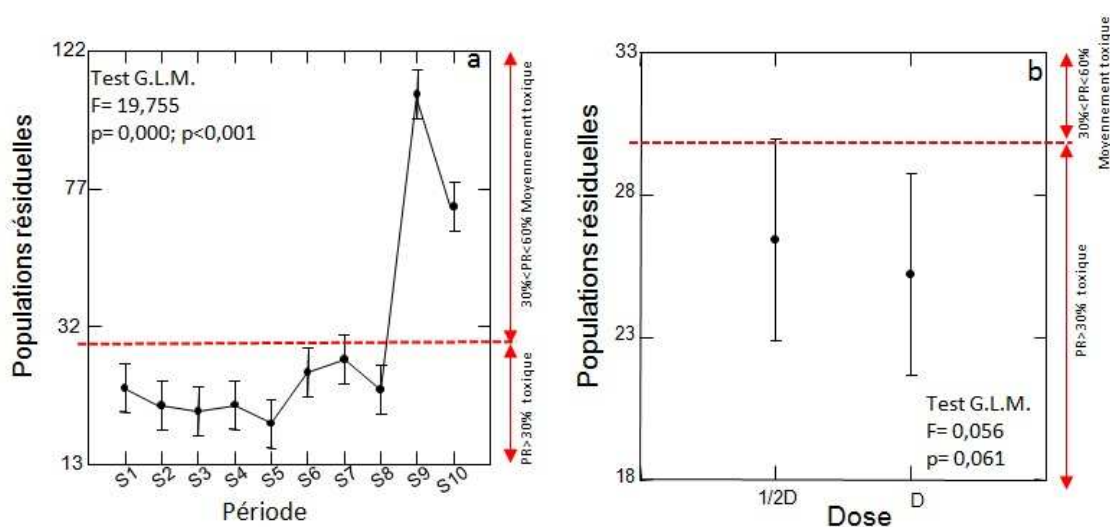


Figure V.7: effet de la matière active sur les populations résiduelles de *C. leucomelas*

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

S : sortie, D : dose ; 1/2D : demidose.

Par comparaison de la toxicité des produits utilisés, il en ressort la dominance des extraits aqueux formulés et la demi-dose de Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine par rapport aux autres formes appliqués .les extraits aqueux formulés ont l'avantage d'une reprise biocénétique modéré alors que la demi-dose de Thiamethoxame et Lambda-cyhalothrine elle s'individualise par son effet choc précoce (Figure V.8).

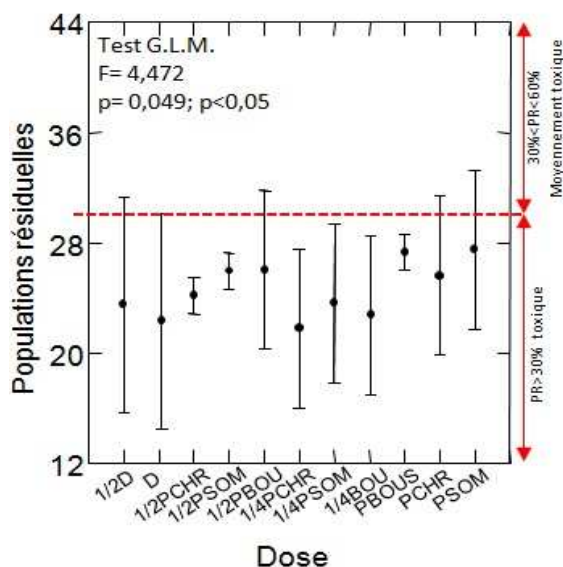


Figure V.8: Effets comparé de l'efficacité des extraits aqueux et du pesticide sur la population résiduelle de ravageur.

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

La lecture de l'évolution temporelle des densités des populations résiduelles en fonction des doses d'applications des formulations biologiques et des traitements chimiques laisse prétendre que l'application de la dose homologuée et de la demi dose de (Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine) ainsi que les formulations des extraits aqueux des ratios Silène/Erchfildia sont très toxique dès les premières 24h et cela en comparaison avec les extraits aqueux des plantes entières d'Erchfildia viscosa (Figure V.9 a).

A partir de 48h les applications chimiques, les formulations des extraits aqueux ratios et les extraits de plantes entières devienent très toxiques et se maintiennent durant les 96h d'après applications (Figure V.9 b, c, et d).

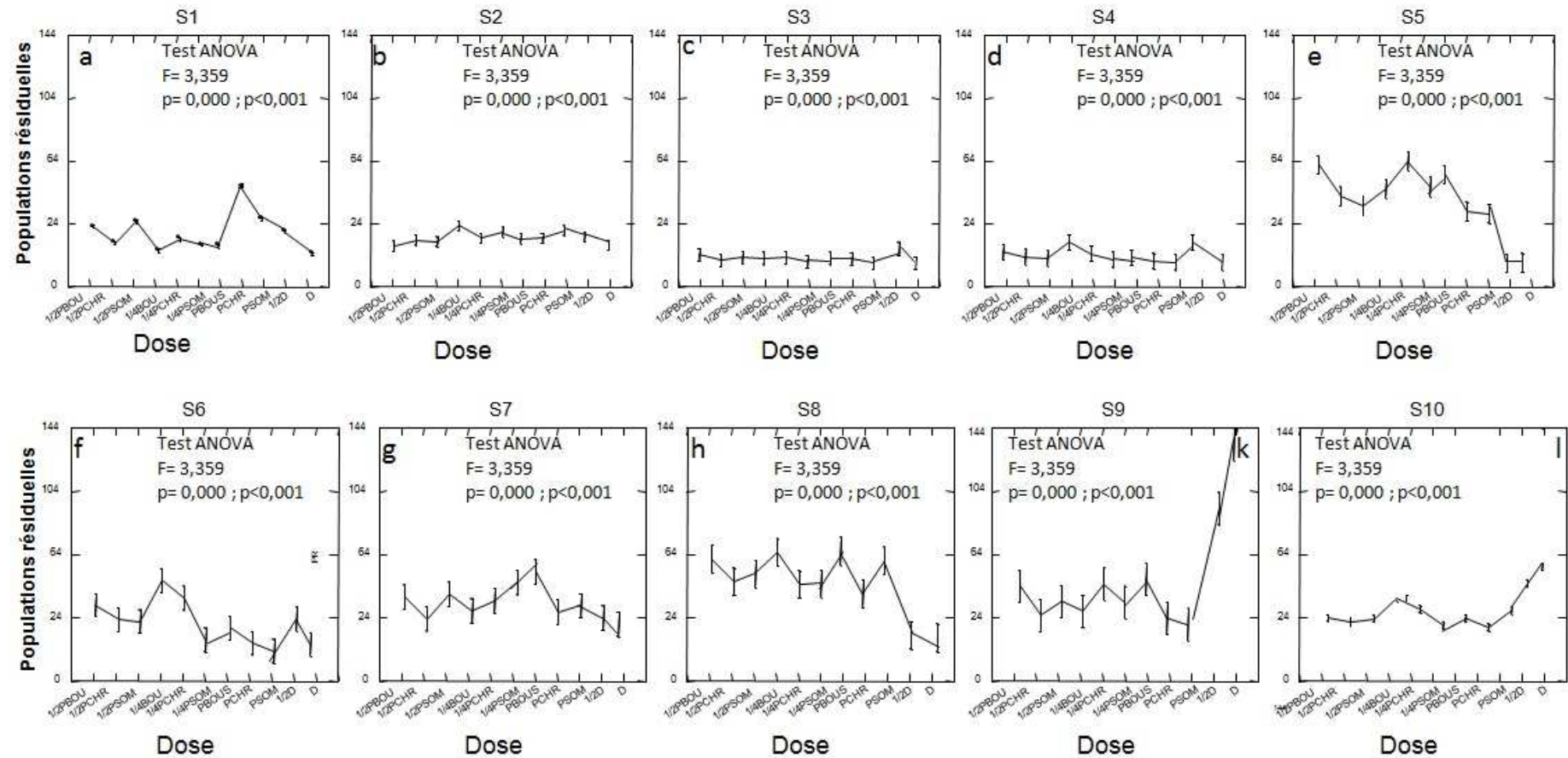


Figure V.9 : Evolution de l'efficacité temporelle des traitements biologiques et phytosanitaires sur les populations résiduelles de *Chaitophorus leucomelas*

P: plante , SOU: soumâa; CH: chréa ; BOU: Bouismail; 1/4: Inule/Silene (25:75), 1/2: Inule/Silene (50 :50), t: tige; r: racine, f: feuille, D: dose ; 1/2D: demi-dose.

Les sorties sont journalière S1 : sortie 1 ; S2 : sortie 2 ; S 3 : sortie 3 ; S4 : sortie 4 ; S5 : sortie 5 ; S6 : sortie 6 ; S7 : sortie 7 ; S8 : sortie 8 ; S9 : sortie 9 ; S10 : sortie 10

Dès le 5^{ème} jour d'après traitement, seules les doses de (Thiamethoxame /Lambda-cyhalothrine) persistent très toxiques alors que les extraits aqueux des ratios et des plantes entières perdent sensiblement leurs facultés toxiques et deviennent moyennement toxiques des le 8^{ème} jour (Figure V.9 h) avec une reprise des populations résiduelles moins importante que celles qui étaient sous l'effet du stress chimique, où l'effet répressif a été prolongé jusqu'au 8^{ème} jour mais avec une reprise des populations résiduelles assez important désignant ainsi la neutralité de la dose et de la demi-dose de (Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine) (Figure V.9 k et i).

V. 1.2. Effets des extraits aqueux et du pesticide sur les traits de vies biochimiques des sexupares de *C. leucomelas*

Le remaniement des paramètres métaboliques et les variations des mesures pondérales de *Chaitophorus leucomelas*, ont été évaluées sous l'action des extraits aqueux d'*Erchfildia viscosa* et des ratios *Erchfildia viscosa/Silena fuscata*.

Les variations temporelles du poids (FigureV.10 a), des réserves glucidiques (Figure V.10 c).et des réserves lipidiques (Figure V.10 e) des femelles sexupares de *Chaitophorus leucomelas* signalent une divergence significative au cours de toute la période de suivi. Il est intéressant de constater l'augmentation des mesures pondérales et des réserves énergétiques durant les trois premiers jours d'exposition. La dénivellation la plus importante est enregistrée dans les quantités lipidiques. Une tendance à la baisse au-delà de quatrième jour.

Les différents extraits aqueux appliqués exercent un effet comparable sur les mesures pondérales et les réserves énergétiques avec des gains en poids et des fortes accumulations lipidiques très significative chez les sexupares traitées par les extraits ratios *Erchfildia viscosa/Silena fuscata* (FigureV.10 b, d et f).

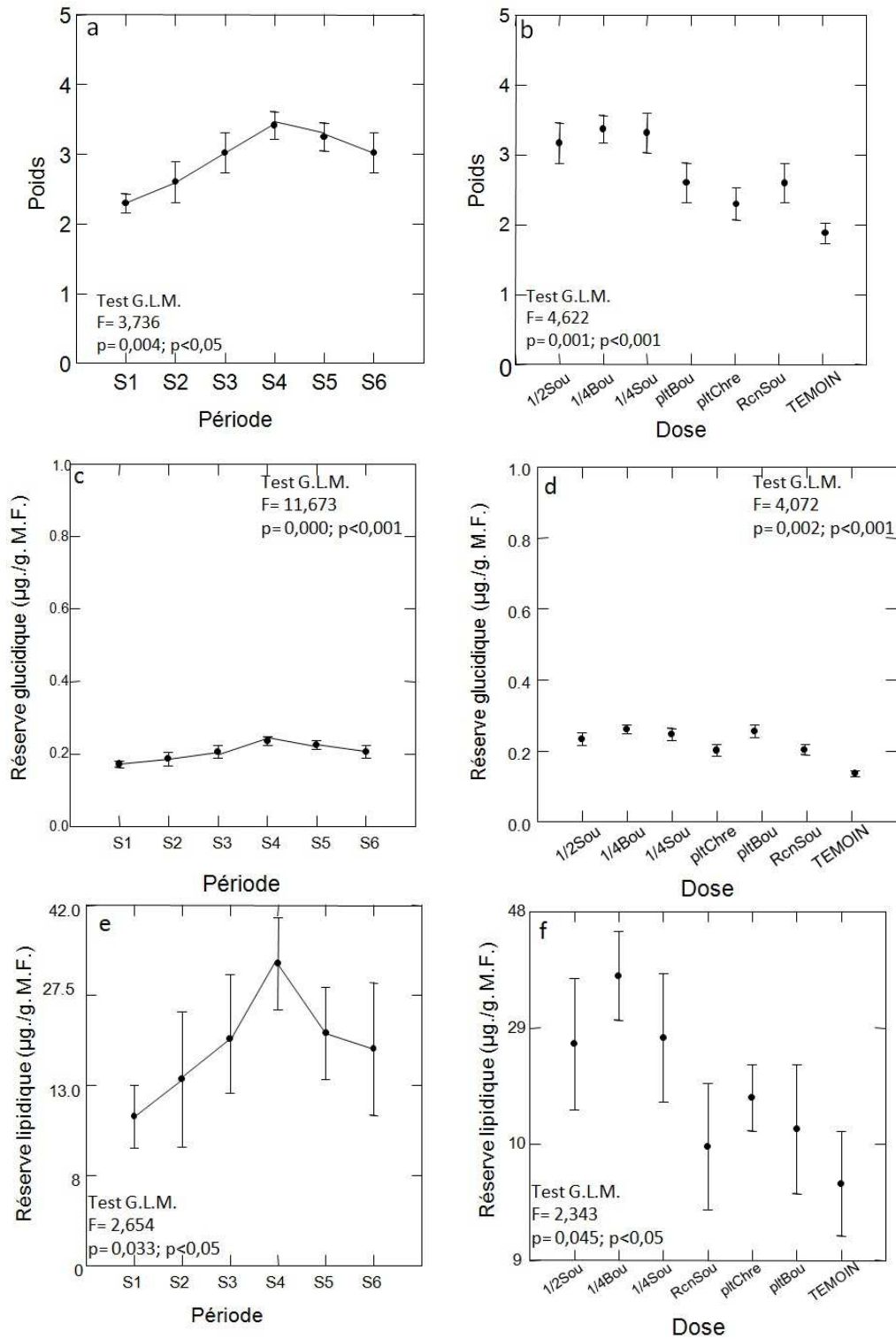


Figure V.10: effet des molécules bioactive sur les biomarqueurs énergétiques et les mesures pondéral des femelles sexupares.

*: Probabilité significative à 5 %, **: Probabilité hautement significative à 1 %, NS : non significative.
 plt: plante , SOU: soumâa; Chr: chréa ; BOU: Bouismail; 1/4: Inule/Silene (25:75), 1/2: Inule/Silene (50 :50), s : sortie(s1: 24h avant traitement , s2 ,s3 ,s4,s5 et s6 sortie par jours après traitement).

En ce qui concerne l'action de produit chimique (Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine) sur le poids et les réserves lipido-glucidiques des sexupares, le modèle G.L.M. montre nettement une différence temporelle très importante durant la phase d'exposition (Figure V11 a, c et e).

L'action des doses testées à montré la présence d'une différenciation significative entre le témoin, la dose homologuée et la demi-dose (Figure V.11 b). Les résultats mettent nettement l'effet puissant de la dose par rapport à la demi-dose. Enfin, le test nous indique que le poids des populations exposées (Dose, demi-dose) est important comparée aux populations de témoin

Les réserves glucidiques varient significativement en fonction des doses d'application (Figure V.11 d). Or, la comparaison des doses d'application fait ressortir que la dose normale (prescrite) du produit chimique à exercé un effet de choc très remarquable comparé à la demi-dose d'une part et au témoin autre part où le plus faible taux glucidique a été enregistré.

L'effet doses d'applications à montré l'existence d'un changement significatives sur les quantités lipidiques entre le témoin, la dose et la demi dose, Avec des accumulations très contrastées entre la dose et la demi-dose (Figure V.11 f).

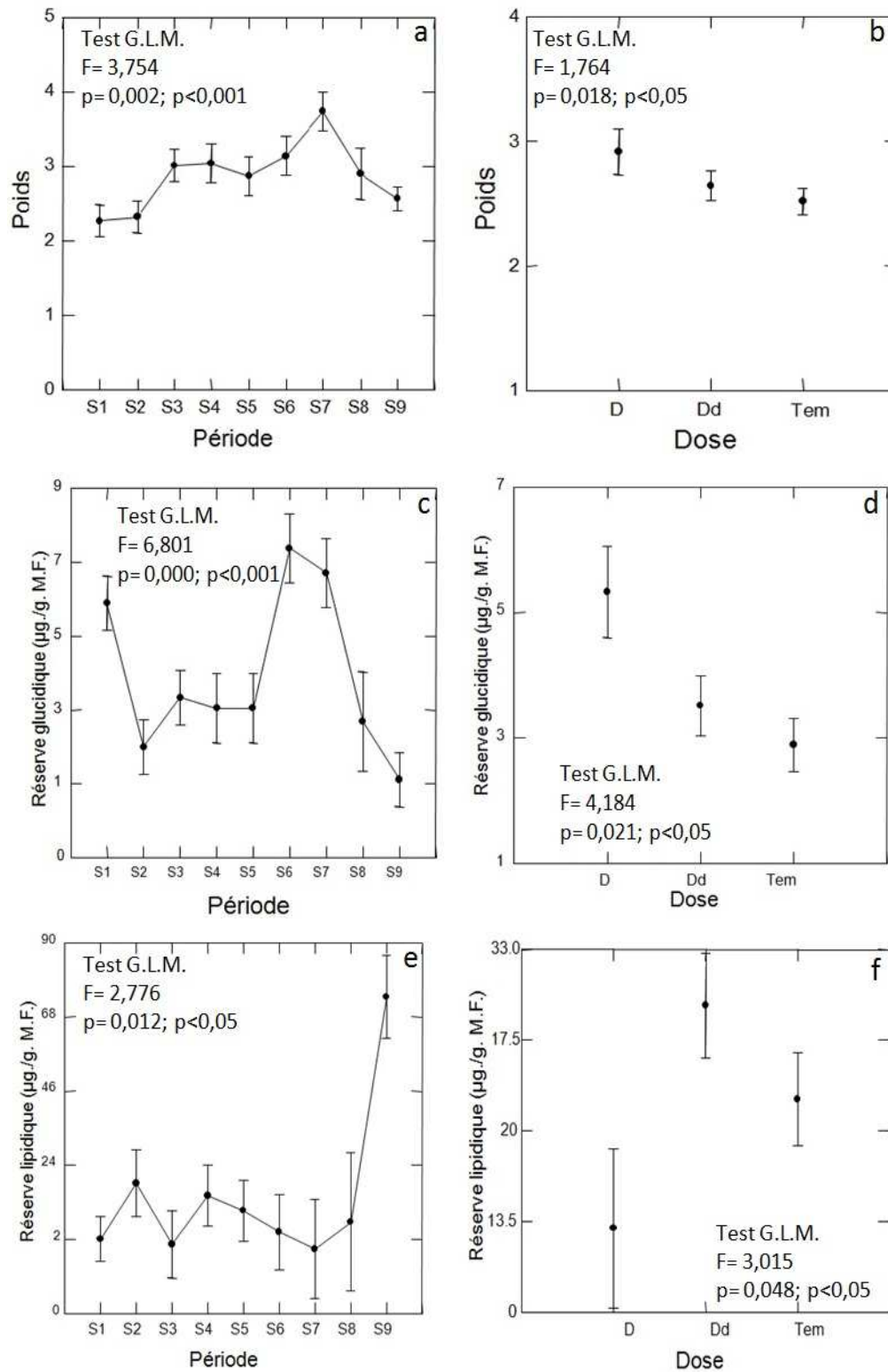


Figure V.11 : effet des matières actives sur les marqueurs biologiques et les mesures pondérales des femelles *C. leucomelas*

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

D : dose ; Dd : demidose ; Tem : témoin.

s : sortie (s1: 24h avant traitement , s2 ,s3 ,s4,s5 ,s6,s7,s8 et s9 sortie par jours après traitement).

L'effet comparé entre produit biologique et produit chimique nous permis de dire que le produit chimique à une action perturbatrice très importante à l'égard du conditionnement et des traits de vie biochimiques s'il est pocheté sur les perturbation engendrées par le produit biologique(Figure V.12 a, c et e).

Parallèlement, les doses de Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine appliquées s'avère significativement excitatrices pour les gains pondérales et les accumulations des réserves énergétiques comparés aux extraits aqueux (Figure V.12 b, d et f).

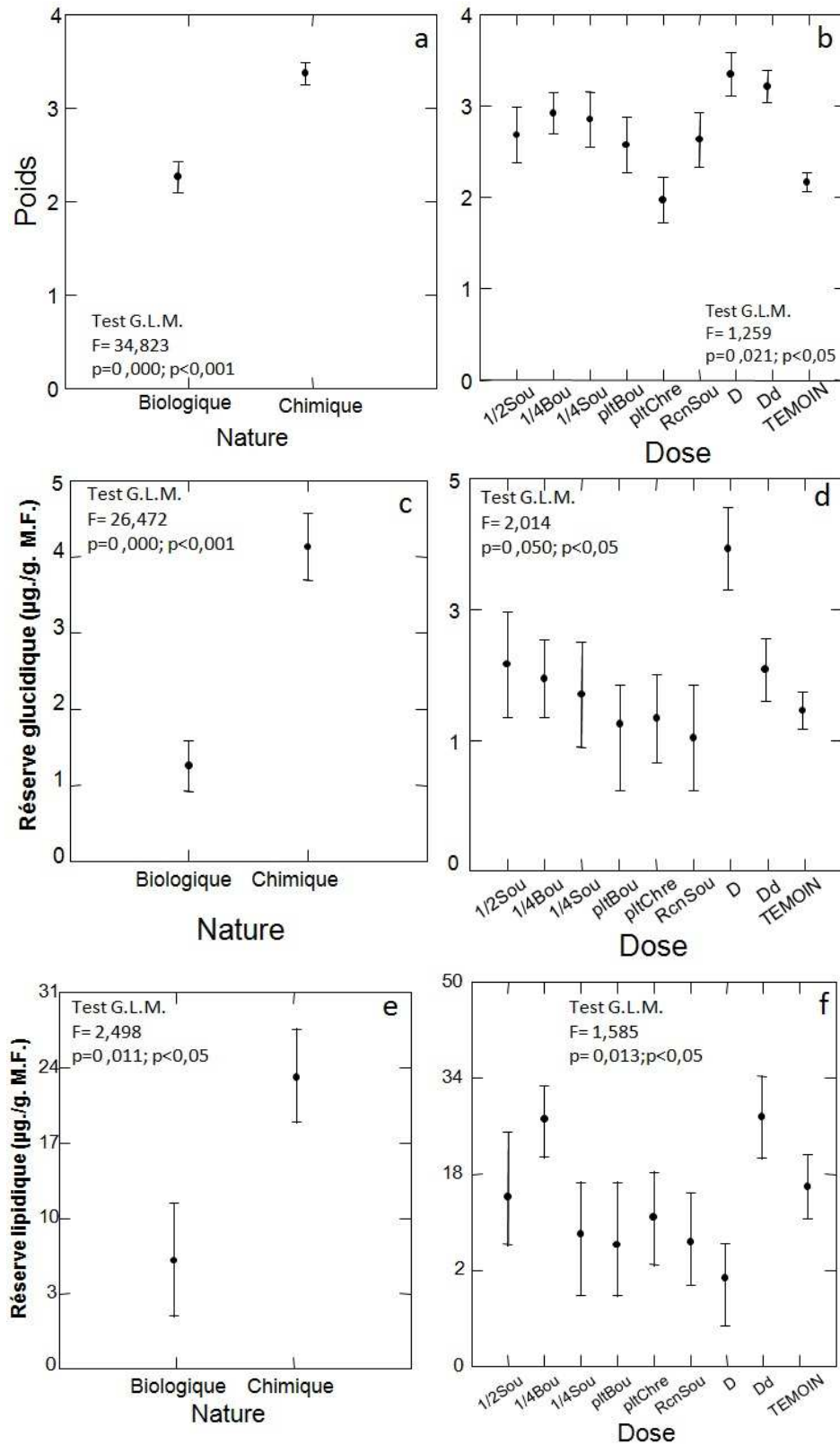


Figure V.12 : effet des extraits aqueux et du pesticide sur les marqueurs biologiques et les mesures pondérales des femelles *C. leucomelas*

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

plt: plante , SOU: soumâa; Chr: chréa ; BOU: Bouismail; 1/4: Inule/Silene (25:75), 1/2: Inule/Silene (50 :50),. D : dose ; Dd : demidose ; Tem : témoin.

V.2. Effets des produits phytosanitaires sur la qualité phytochimique de *P. nigra*

V.2.1. Variation temporelle de la qualité phytochimique de *P. nigra* sous l'effet des extraits aqueux et pesticide

La variation de la qualité phytochimique de *Populus nigra*, a été évaluée sous l'action des extraits aqueux d'*Erchfildia viscosa* et des extraits aqueux ratios *Erchfildia viscosa/Silena fuscata*.

On remarque que la prolines a tendance à augmenter dans les premières 24h de traitement, mais à partir de la quatrième semaine, on constate qu'il y'a une réduction des quantités (Figure V.13 a). L'évolution temporelle des taux de la proline montre la dominance des effectifs chez les blocs traités par les extraits aqueux ratios en comparaison avec les taux des blocs traités par les extraits aqueux de la plante entière. Alors que les quantités de témoin restent à un niveau assez bas durant toute la période de l'essai.

La variation du taux des tanins condensés sous l'effet du produit biologique montre que les extraits aqueux de la plante entière d'Inule exercent un effet stimulant où on enregistre une augmentation des quantités après les premières 24h d'exposition. À partir de la deuxième semaine de suivi, cette augmentation est revue à la baisse. Mais ce n'est pas le cas pour tanins quant ils sont exposés aux extraits aqueux formulés, dans ce cas on remarque une certaine stabilité des quantités. Pour le témoin l'évolution temporelle des tanins désigne une élévation du taux au fur et au mesure jusqu'à la fin de suivi (Figure V.13 b).

L'évolution temporelle des sucres totaux sous l'effet des deux extraits aqueux (formulé et non formulé) révèle un accroissement des taux jusqu'à la deuxième semaine, au-delà de cette période les quantités commencent a diminué. Mais pour le témoin on note des quantités faibles comparées aux blocs traités (Figure V.13 c).

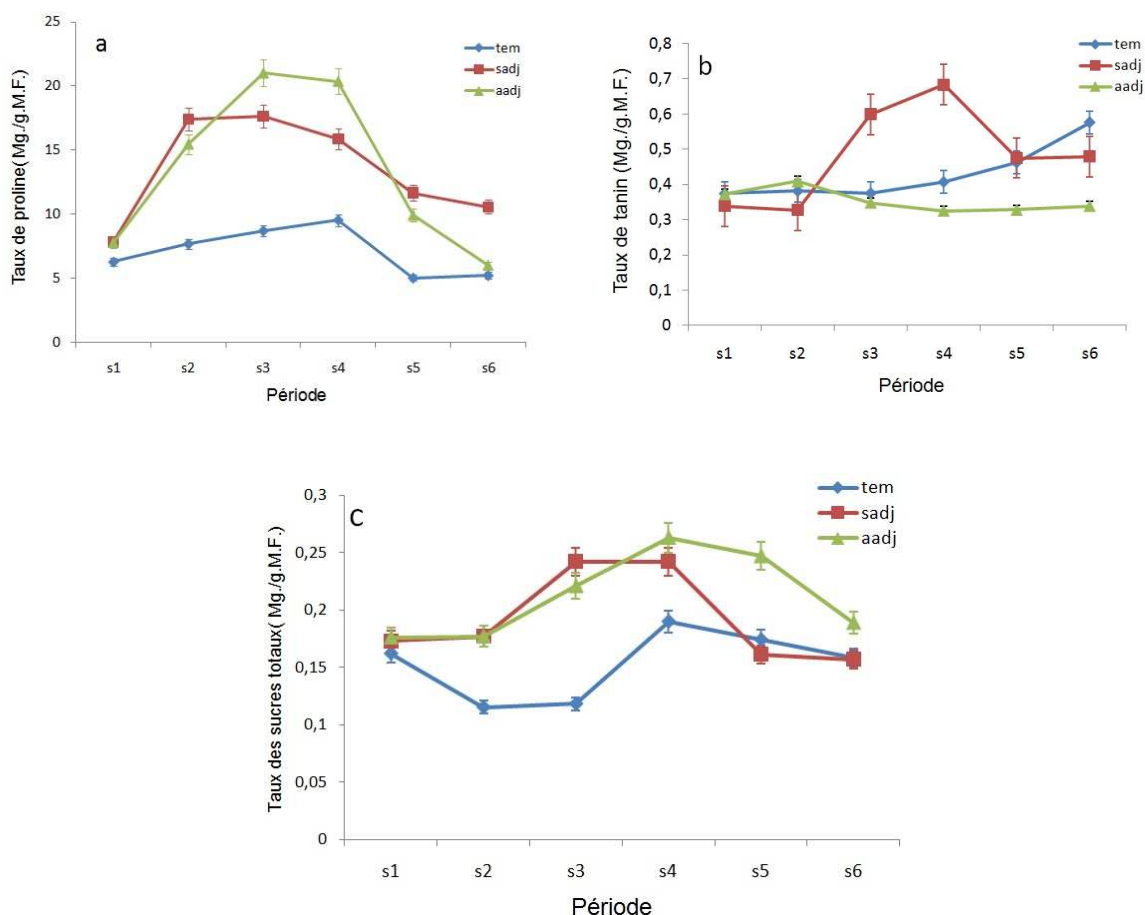


Figure V.13 : Evolution temporelle de la qualité phytochimique de *Populus nigra* sous l'effet des extraits aqueux.

Tem: Témoin, sadj: extrait aqueux de la plante d'Inule, aadj: extrait aqueux ratio), s : sortie(s1: 24h avant traitement , s2 ,s3 ,s4,s5 et s6 sortie par semaine après traitement)..

Sous l'effet des différentes doses de Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine, la qualité phytochimique du peuplier noir, a présenté des profil presque similaire a ceux qui ont été obtenues avec les traitements biologique a l'exception des taux accumulés dont les traitements chimique ont enregistré des quantités importantes de molécules.

Concernant l'évolution temporelle de la proline, elle dénote une élévation du taux dès les premières 24h d'exposition, après cette phases on remarque une chute continue jusqu'à la fin d'investigation, mais avec des accumulations très distinctes entre la dose et la demi-dose, par rapport au témoin où les quantités sont assez faibles (Figure V.14 a).

Le changement du taux des tanins condensés montre que la demi-dose entraîne un effet important comparée à la dose homologue durant toute la période de suivi .alors que pour le témoin on remarque un accroissement faible jusqu'à la fin de suivi (Figure V.14 b).

La variabilité des quantités des sucres totaux montre un accroissement des taux jusqu'à la deuxième semaine, au-delà de cette période les quantités ont diminués. Dans le cas de témoin les quantités restent limitées comparées aux plantes traitées (Figure V.14 c).

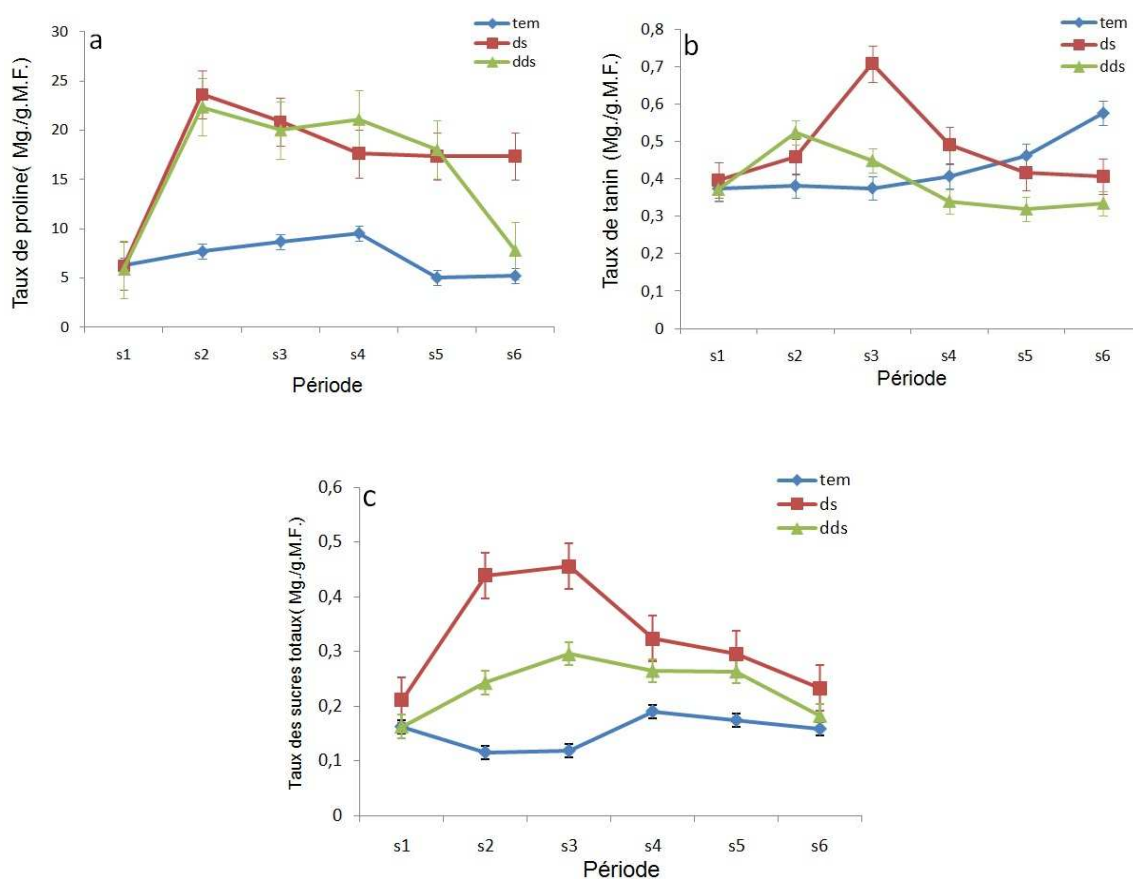


Figure V 14 : Evolution temporelle de la qualité phytochimique de *Populus nigra* sous l'effet de la matière active.

Tem: Témoin, sadj: extrait aqueux de la plante d'Inule, aadj: extrait aqueux ratio, s : sortie(s1: 24h avant traitement , s2 ,s3 ,s4,s5 et s6 sortie par semaine après traitement)..

V.2.2. Effet comparé de la variation de la qualité phytochimique de *P. nigra* sous l'effet des extraits aqueux et du pesticide

le modèle général linéaire (G.L.M.) appliqué à la variation temporelle de la qualité phytochimique, nous a permis de distinguer les différences qui peuvent exister entre les molécules une fois exposés aux produits biologique et chimique.

La variation temporelle du taux de la proline indique une divergence significative entre les plantes traitées et non traitées (figure V.15 a). Où nous signalons que la quantité la plus importante est enregistrée chez les plantes traitées par les extraits aqueux. L'effet des différents extraits aqueux sur le taux de la proline de *P. nigra* montre une différence significative (figure V.15 b). Notons que la quantité de la proline la plus remarquable est celle du bloc traitée par les extraits aqueux ratio allant à celle traitées par les extraits aqueux de la plante l'Inule et enfin les quantités témoin

La teneur en tanins condensée des feuilles de *Populus nigra* varie significativement entre les molécules appliquées (Figure V.15 c), il apparaît que la teneur des tanins est importante dans les plants traités par l'eau courante par rapport à ceux traités par la molécule biologique. La variation de la teneur des tanins condensée est non significatives entre les extraits aqueux formulés et non formulés (Figure V.15 d), avec des quantités moins important chez les plantes traitées comparées aux non traitées.

La quantité des sucres totaux de *Populus nigra* sous l'action des extraits aqueux fait ressortir une différence très significative (Figure V.15 e), l'application du traitement biologique révèle un effet important sur le taux des sucres totaux par rapport au témoin. L'action des extraits aqueux appliqués montre la présence d'une très faible différence entre le témoin et les plantes traitées par les extraits aqueux (Figure V.15 f).

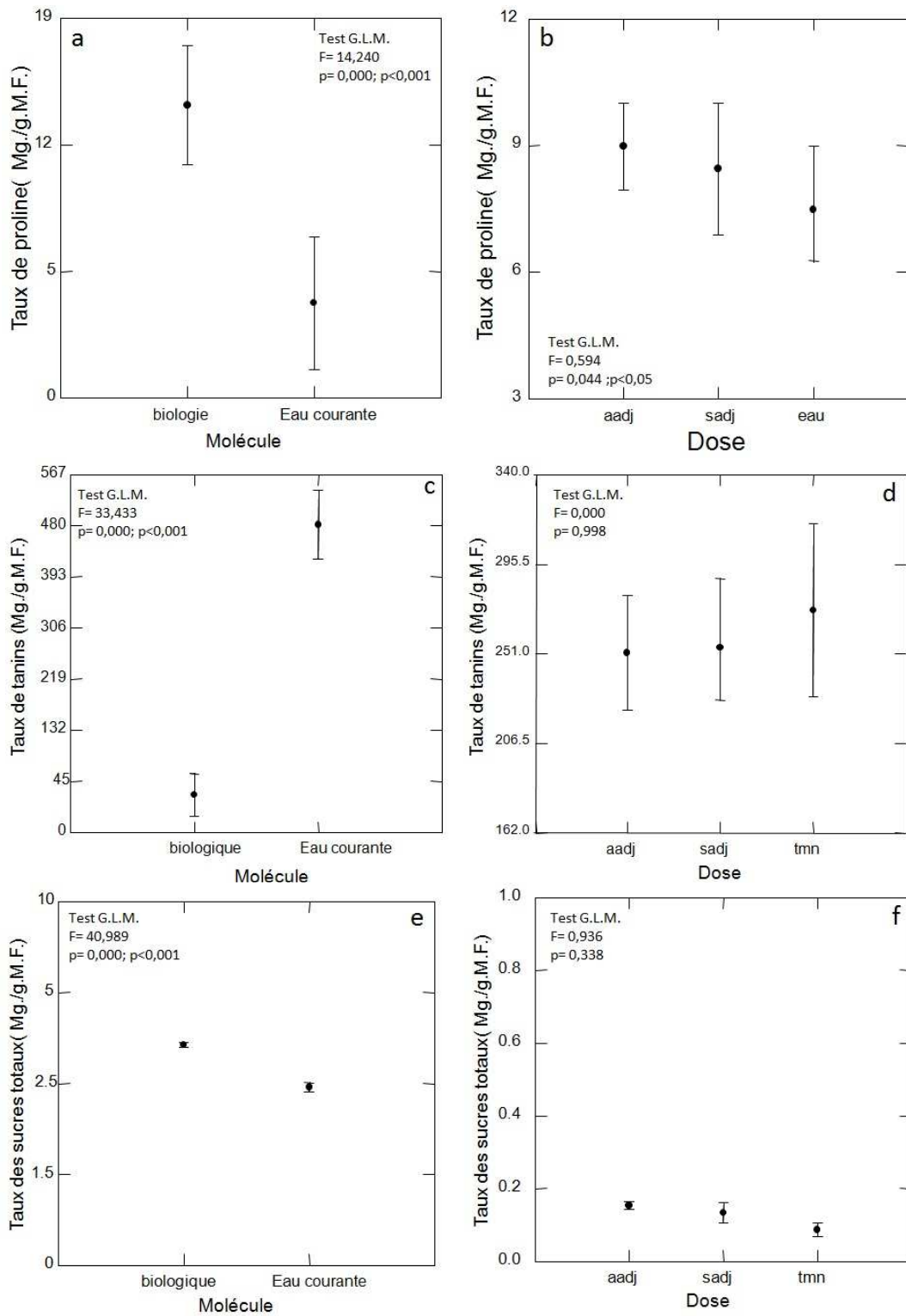


Figure V.15: Effet des extraits aqueux sur la qualité phytochimique de *Populus nigra*

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

Aadj: Extrait aqueux ratio *Erchilidia/Silena*; sadj: Extrait aqueux de la plante d'Inule; tmn: témoin ;

Par occurrence, l'analyse de la quantité de proline sous l'effet de la matière active Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine fait ressortir des différences significatives (Figure V.16 a), avec des accumulations importantes chez les plants traités par rapport au témoin.

L'effet doses d'applications sur la quantité de proline indique la présence d'une différence significative entre la dose normale, la demi-dose et le témoin avec une probabilité (Figure V.16 d). Les résultats ont mentionné également la présence d'une gradation d'efficacité allant de demi-dose de la matière active à la dose homologue.

Les taux des tanins condensés ne désignent aucune différence significative avec l'ensemble des paramètres étudiés (Figure V.16 c et d). Par contre la variation du taux des sucres totaux signalent la présence d'une différence marginale entre le témoin et les plants traités (Figure V.16 e).

L'effet doses d'applications indique la présence d'une différence significative entre la dose prescrite et sa demi-dose. Avec une quantité des sucres importante chez les plants traités par la dose normale puis les plants traités par la demi dose et enfin le témoin où on consigne la plus faible quantité (Figure V.16 f).

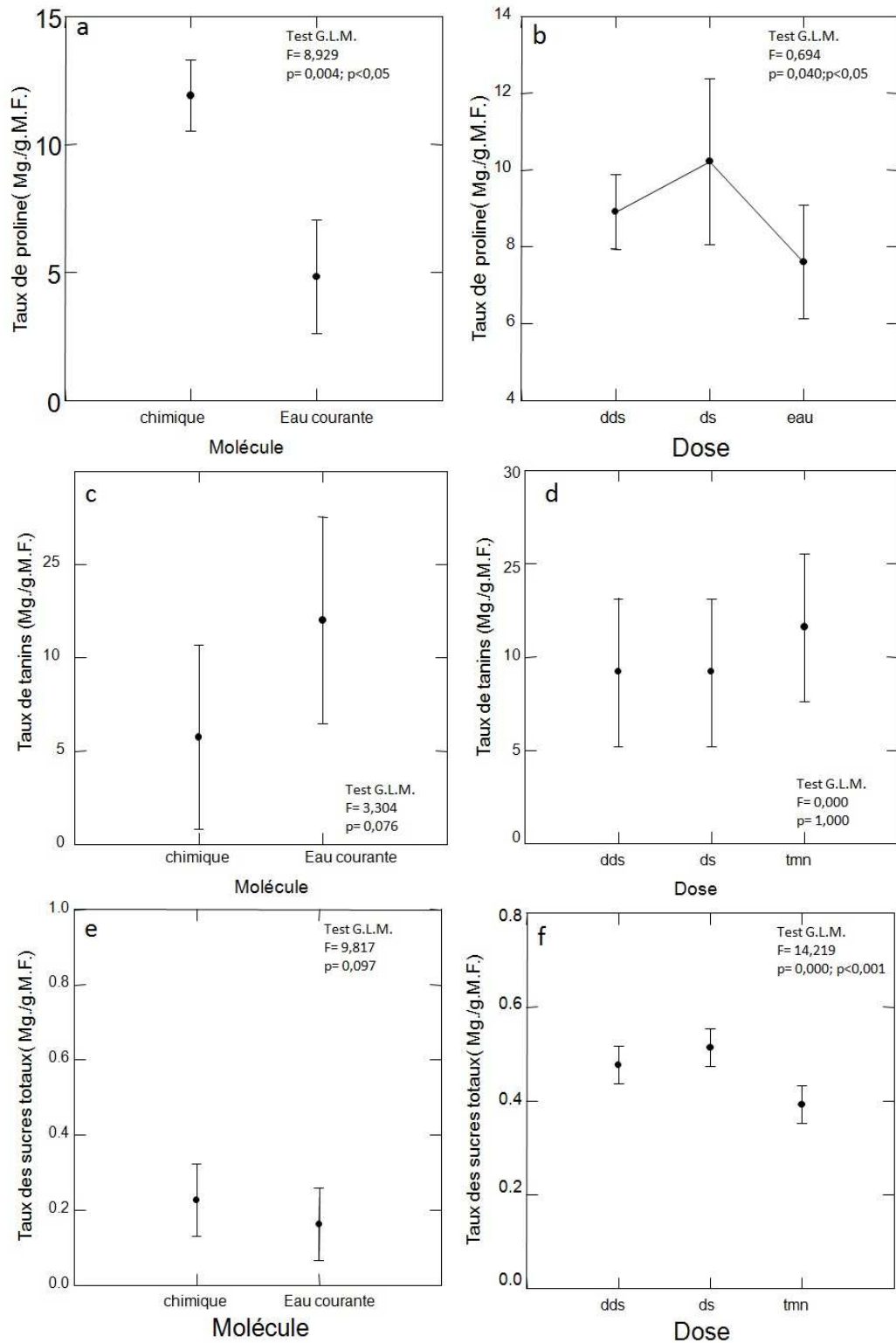


Figure V.16 : effet des extraits aqueux sur la qualité phytochimique de *Populus nigra*

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

dds: demi-dose; ds: dose; tmn: témoin.

L'effet comparé des produit biologique et chimique sur la qualité phytochimique, nous permis de remarquer que le produit chimique à une action excitatrice très importante à l'égard de la proline et les sucres totaux par rapport aux extraits aqueux (Figure V 17 a et e).en revanche les tanins ne sont nullement touchés par les perturbations physiologiques causées par les traitements (Figure V 17 c).

Il ressort de la figure V. 17 b, d et f que quelque soit les traitements on assiste à une perturbation physiologique moins importante chez les applications biologiques et plus prononcées chez les applications chimiques. La demi-dose du traitement chimique reste l'application qui cause moins de perturbation si elle est comparée à la dose prescrite de Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine.

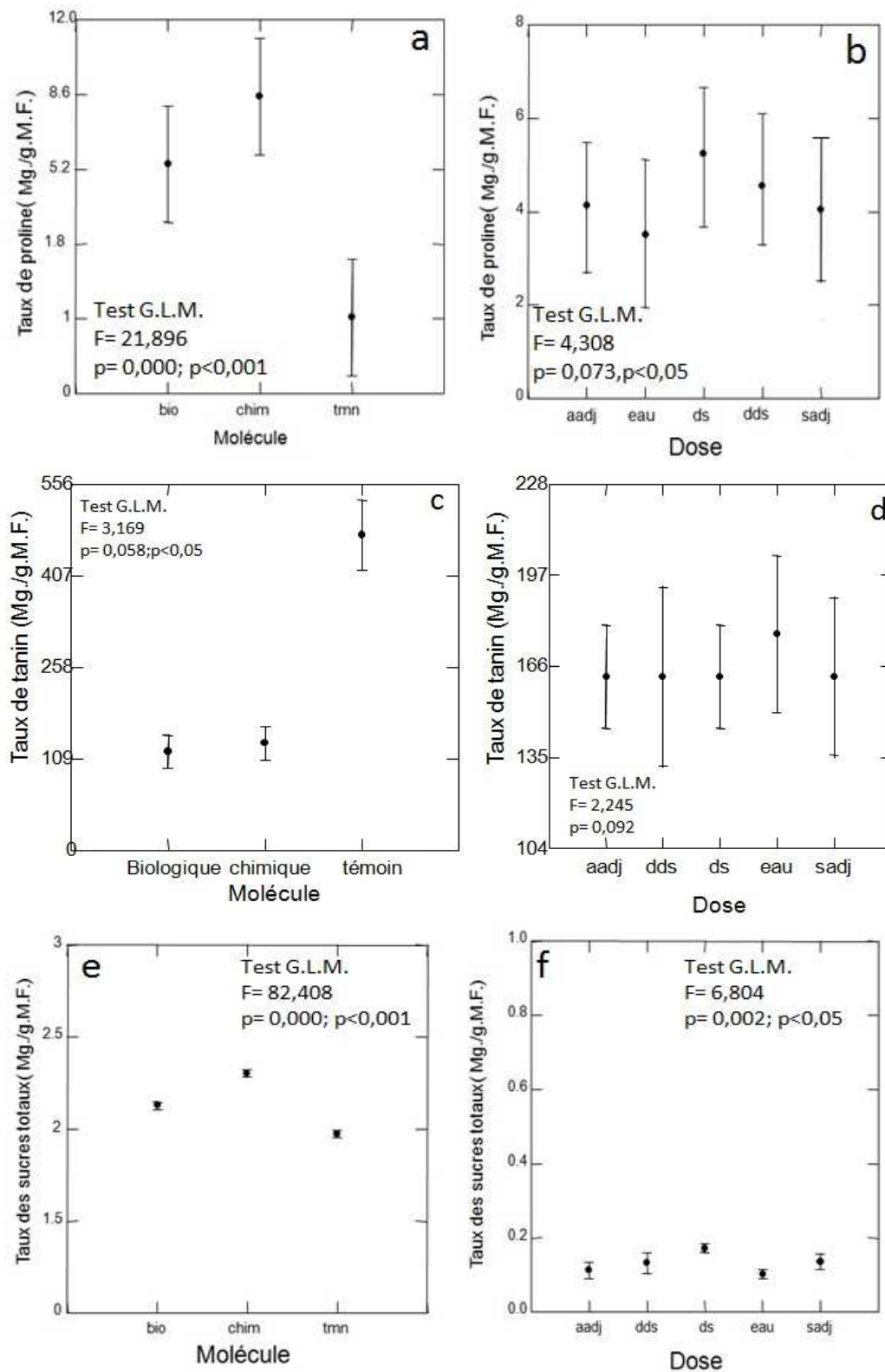


Figure V.17 : effet des extraits aqueux et du pesticide sur les marqueurs biologiques et les mesures pondérales des femelles *C. leucomelas*

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

Aadj: Extrait aqueux ratio *Erchifildia/Silena*; sadj: Extrait aqueux de la plante d'Inule; dds: demi-dose; ds: dose; tmn: témoin; bio: biologie, chim : chimique,

V.2.3.Corrélation de la qualité phytochimique des feuilles de peuplier avec la disponibilité de *Chaitophorus leucomelas*

Tableau V.1: les corrélations entre la quantité phytochimique de la plante, et les populations résiduelles de *C. leucomelas* sous l'effet des traitements appliqués.

	Produit biologique				Lutte chimique			
	Extrait formulée		Extrait pur		Dose		Demi-dose	
	P.R.		P.R.		P.R.		P.R.	
	C.C.	Pro.	C.C.	Pro.	C.C.	Pro.	C.C.	Pro.
Proline	-0,246	0,753	0,751	0,248	0,976	0,023	0,931	0,068
Tanins condensé	-0,583	0,416	-0,256	0,743	-0,590	0,409	-0,783	0,216
Sucre totaux	0,797	0,202	-0,172	0,827	-0,799	0,200	-0,045	0,954

À travers le tableau V. 1 on a essayé de faire ressortir les liens qui peuvent exister entre la qualité phytochimique de la plante hôte, et la densité de *Chaitophorus leucomelas* en fonction des molécules appliquées par le calcul des valeurs du coefficient de Pearson.

Les extraits aqueux n'affichent aucune corrélation entre la qualité phytochimique et les populations résiduelles de *C. leucomelas*. Alors que l'application du produit chimique à différentes doses, nous signale l'existence d'une corrélation positive entre la proline et les populations résiduelles de *C. leucomelas* dans le cas de la dose homologuée ($r=0,976$, $p= 0,023$, $p<0,05$), on note également la présence d'une autre corrélation marginale positive entre la proline et les populations aphidiennes ($r=0,931$, $p= 0,068$, $p>0,05$). Aucune corrélation n'a été signalée sous l'effet de produit chimique entre les tanins condensés, les sucres totaux et les populations résiduelles (Tableau V.1).

V.3. Impact des traitements phytosanitaire sur la disponibilité entomofaunique de *Populus nigra*

V.3.1. Impact des extraits aqueux et du pesticide sur la disponibilité entomofaunique de *Populus nigra*

V.3.1.1. Fluctuation temporelle de la disponibilité entomofaunique sous l'effet des extraits aqueux

L'évolution temporelle de la disponibilité faunistique à été évaluée sous l'effet de traitement biologique (Extraits aqueux) au cours de huit semaines de suivi.

Les figures (a, b, c, et d) représentent l'évolution des spécimens inventories sur les arbres de *Populus nigra* avant traitement tandis que les figures (e, f, g et h) représentent l'évaluation des spécimens inventories sur les mêmes arbres de *Populus nigra* après le traitement.

Les observations relatives à la fluctuation de l'entomofaune de *Populus nigra* avant traitement font apparaître une disponibilité faunistique très distincts représentés principalement par les ordres des Hyménoptères, Coléoptères et diptères...etc (figures V .18 a, b, c, et d).

La projection des espèces inventorie dans le plan factoriel Axe1 et Axe2 est satisfaisante dans la mesure où les contributions dépassent les 40%. Les D.C.A. obtenues montrent une réaction temporelle variable de l'entomofaune. Les prélèvements prouvent que la richesse et la disponibilité spécifique des groupes fonctionnels entomofaunique sont très appréciables au cours de la période d'avant traitement (figures V.18 a, b, c, et d).

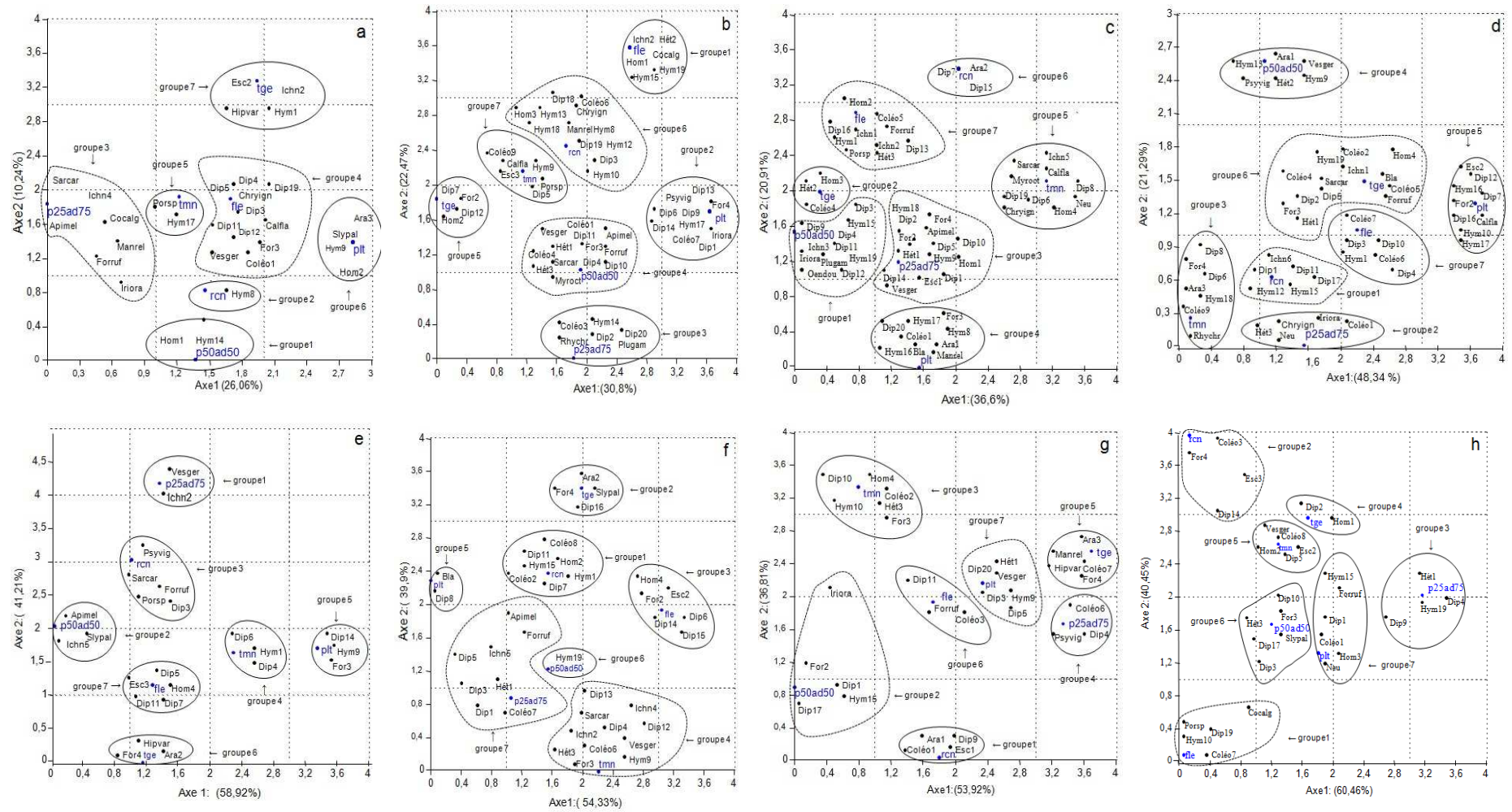


Figure V.18: Projection des groupes entomofauniques fonctionnels de peuplier sur les axes (Axe 1 et Axe 2) de l'AFC

P25adj75 :Inule/Selène ,P50adj50 :Inule/Selène,tge :tige, fle :feuille, rcn :racine,tnm :temoin , l' abréviation des espèces voir appendice N'A

A,b,c,e,t et les sortie par semaine avant traitement ; e,f,g,e,t h les sortie par semaine après traitement .

Par comparaison du potentiel d'efficacité des traitements biologiques utilisés nous constatons une divergence d'action sur la disponibilité des espèces (figures V.18 e, f, j, et h).

L'analyse des peuplements montre donc que les espèces se répartissent très inégalement sous l'effet des traitements employés. Il est à signaler que les trophobiontes (fourmis...), quelque hyménoptères (guêpe, abeille...) et certains coléoptères (coccinelle,) sont sensibles à l'effet choc des extraits aqueux appliqués comparé aux diptères.

Les résultats ont mentionné également la présence d'une gradation d'efficacité allant des extraits aqueux des différents compartiments (tige, feuille et racine), extrait aqueux de la plante entière et les extraits aqueux ratio (Inule /Silène)

L'estimation de la reprise biocénotique désigne un effet répressif des extraits aqueux ratio qui s'étale jusqu'à la troisième semaine après traitement, alors que l'effet répressif des extraits aqueux par compartiments est éphémère dont son effet ne dure qu'une semaine après traitement (figures V.18 f).

V.3.1.2.Ordre d'arrivée et reprise biocénotique de l'entomofaune de *Populus nigra* sous l'effet des traitements biologiques

Nous avons essayé d'étudier la structuration des peuplements des groupes fonctionnels de *Populus nigra* sous l'effet des extraits aqueux ratio, extrait aqueux de la plante entière et l'extrait aqueux de la tige en fonction du temps d'exposition par l'élaboration des diagrammes rang/fréquences afin d'estimer l'ordre de reprise biocénotique (figures V.19, 20). Les diagrammes rang/fréquences des espèces sont tracés en classant les espèces par ordre de fréquence décroissantes. Les rangs des espèces sont portés en abscisses et leurs fréquences en ordonnées avec une échelle logarithmique. Les diagrammes varient en fonction de la

richesse spécifique qui permet de caractériser les distributions des différentes espèces.

Les résultats obtenus ont montré que la succession des espèces varier selon le mode d'exposition au stress biocide. Avant traitement, nous avons signalé une succession de diptère, d'hyménoptère (pollinisateur, prédateur et trophobiontes), et coléoptère (prédateur). Selon le mode de stress, cette succession a subi une réduction au nombre de spécimen et un décalage dans l'ordre d'arrivée des espèces (figures V.19).

Une fois la biocénose confrontée à l'extrait aqueux ratio silène/inule on assiste à une déperdition de la diversité (figures V.20). Dès la première semaine on signale l'installation des coléoptères prédateurs et des hyménoptères parasites et pollinisateur en nombre réduit (figures V.20 a, e et i). Cette structure se maintiendra durant la deuxième semaine (figures V.20 a, f et j), et ce n'est qu'à partir de la troisième semaine qu'on note l'arrivée de nouveau groupe fonctionnel entre autre les hyménoptères prédateur et pollinisateur (figures V.20 c, g et k).

L'application de l'extrait aqueux de la plante entière de l'Inule influence aussi la structuration et la fréquence des groupes fonctionnels, mais la reprise biocénotique s'effectue à travers l'installation des hyménoptères et des coléoptères durant les deux premières semaines au-delà de cette période la structuration biocénotique revient à la normale (figures V.20 e, f, g et k).

L'effet de l'extrait aqueux des tiges de l'Inule semble ne pas avoir un effet sur la structure et la fréquence des groupes fonctionnels du moment que la séquence d'arrivée des hyménoptères et des coléoptères est presque la même durant la phase d'avant et d'après traitement (figures V.20 i, j, k et l).

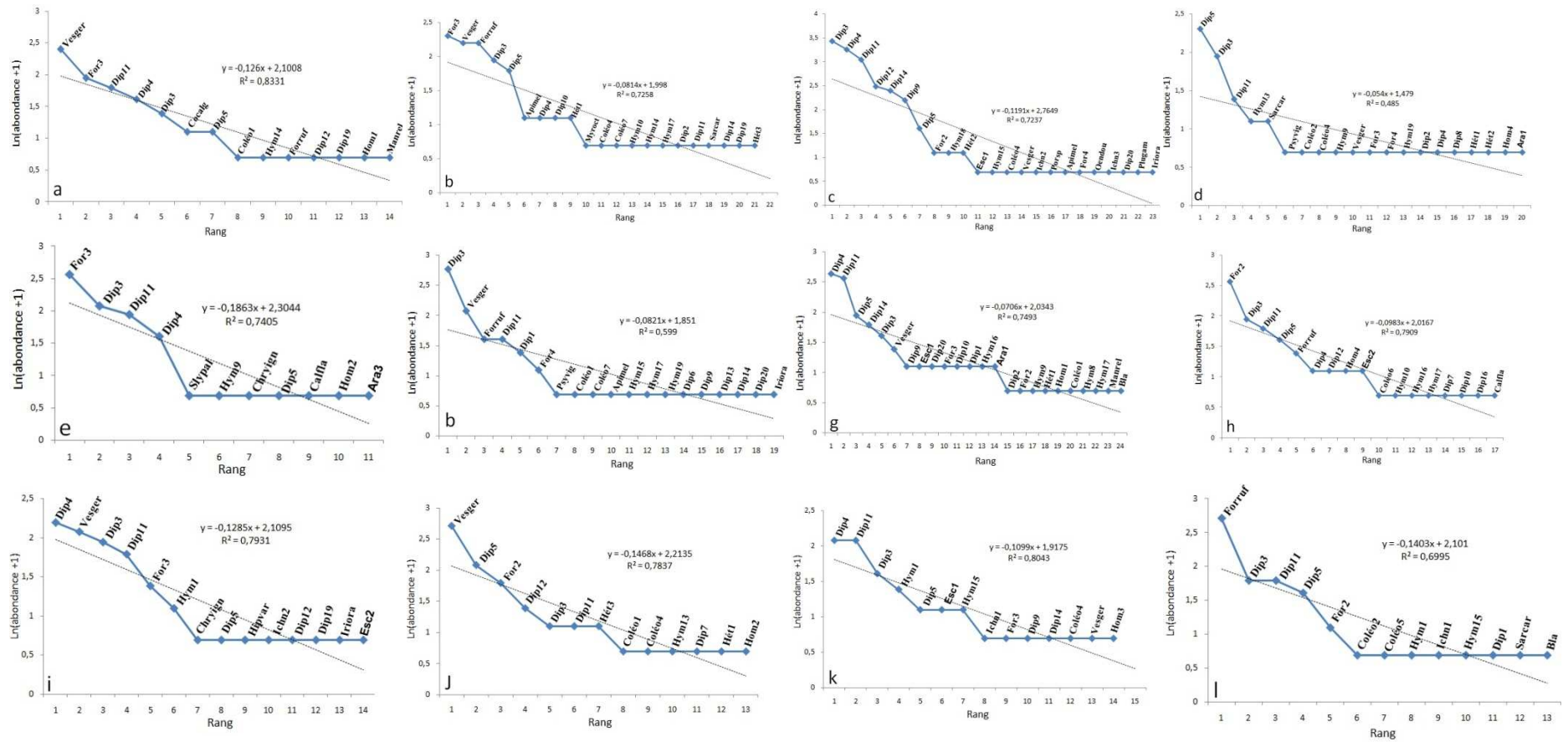


Figure V.19: Rangs / fréquences des espèces entomofauniques avant traitement.

A, b, c et d : espèce Qui devriez recevoir l'extrait aqueux ratio (inule/silène 50 %/50%) ; e, f, g et h : espèce Qui devriez recevoir l'extrait aqueux de la plante entière d'Inule ; i, j, k et l : espèce Qui devriez recevoir l'extrait aqueux des tiges

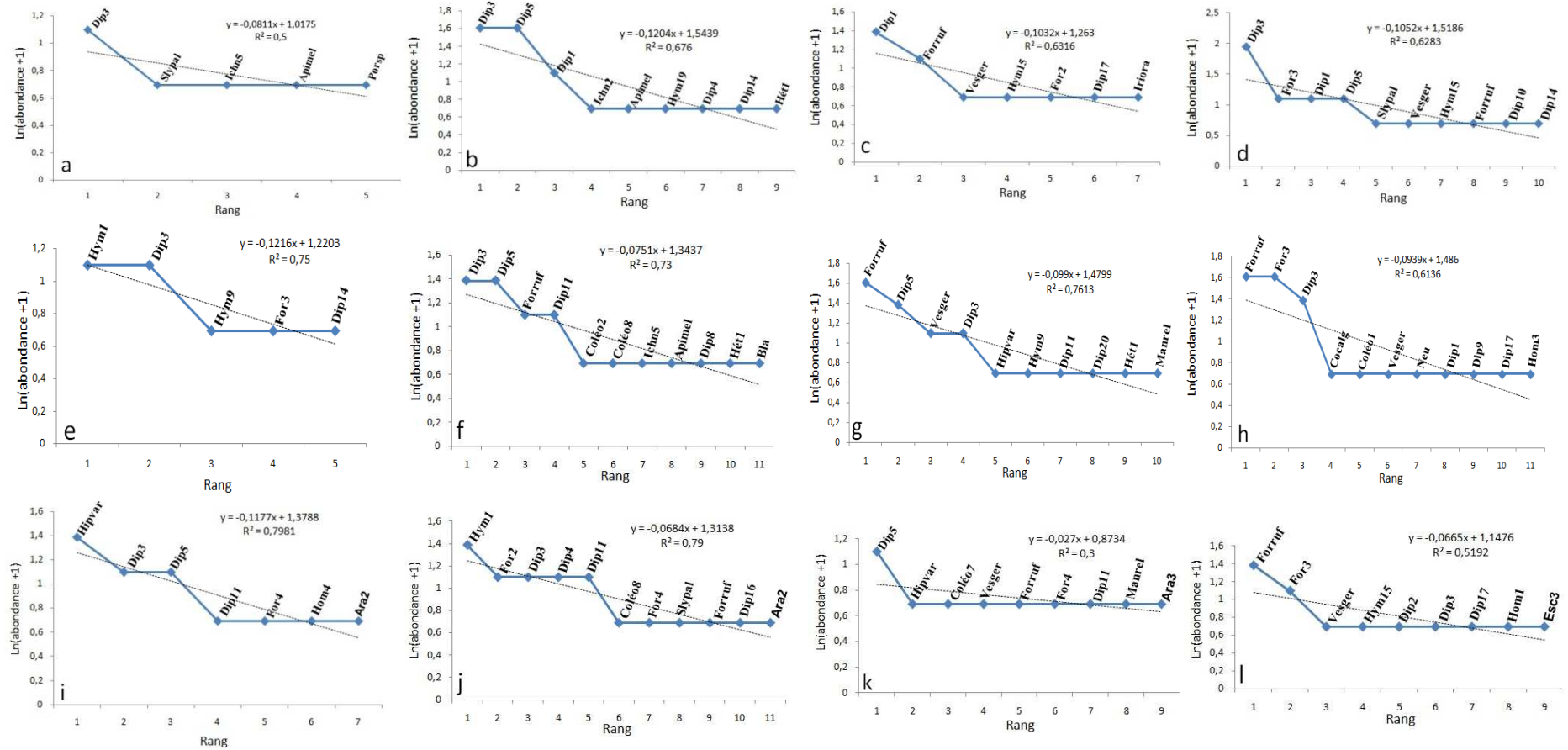


Figure V.20: Rangs / fréquences des espèces entomofauniques après application des extraits aqueux.

A, b, c et d : espèce traitées par extrait aqueux ratio (inule/silène 50 %/50%) ; e, f, g et h : espèce traitées par extrait aqueux de la plante entière d'Inule ; i, j, k et l : espèce traitées par extrait aqueux des tiges

V.3.1.3. Fluctuation temporelle de la disponibilité entomofaunique sous l'effet du pesticide

L'évolution temporelle de la disponibilité faunistique a été évaluée sous l'effet de la matière active Thiamethoxan et Lambda-cyhalothrine à différentes doses au cours de huit semaines de suivi.

Les figures (a, b, c, et d) obtenues par D.C.A montrent l'évolution des spécimens inventoriés sur les arbres de peuplier noire avant traitement tandis que les figures (e, f, g et h) montrent l'évaluation des spécimens inventoriés sur la même essence mais après application.

Les résultats obtenus montrent que la disponibilité des groupes fonctionnels présente une divergence en nombre de spécimen avant et après l'application de la matière active. La projection spatiale des espèces fait ressortir l'effet choc du produit chimique en appliquant la dose ou la demi-dose (figures V.21 e, f, g et h).

La structuration temporelle des peuplements d'insectes est extrêmement différente de part et d'autre de la date d'application. Dès la première semaine d'après application on enregistre une diminution de la richesse spécifique qui s'étale jusqu'à la troisième semaine. Au-delà de cette période la reprise biocénotique timide est enregistrée.

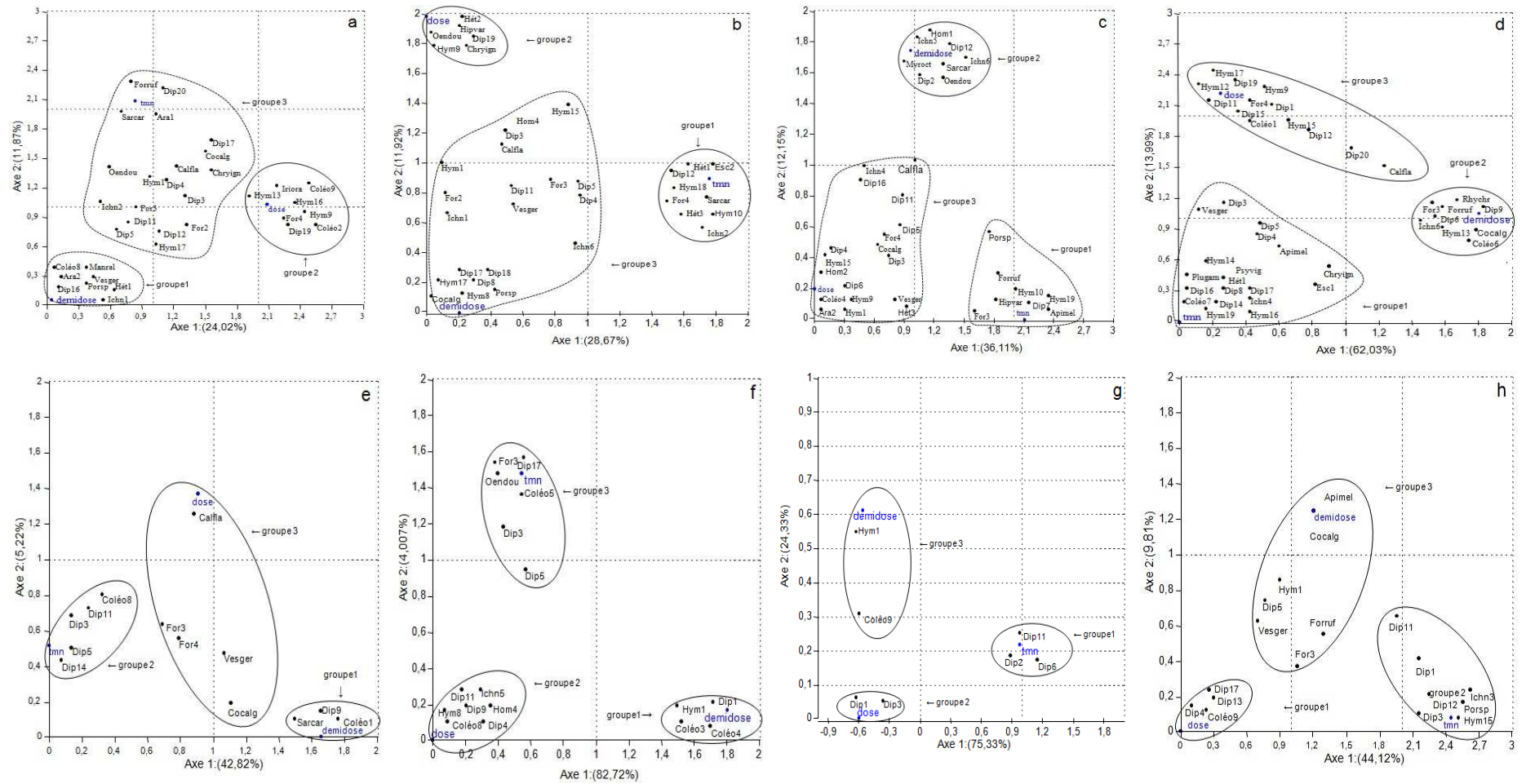


Figure V.21: Evolution de la biocénose de *Populus nigra* sous l'effet de la matière active Thiamethoxan et Lambda-cyhalothrine

L'abréviation des espèces voir appendice N°

A. A,b,c,et d les sortie par semaine avant traitement ; e,f,g,et h les sortie par semaine après traitement .

V.3.1.4.Ordre d'arrivée et reprise biocénotique de l'entomocénose de *Populus nigra* sous l'effet de la matière active

Nous avons essayé d'étudier l'installation des populations entomofauniques de peuplier sous l'effet de la matière active (Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine) en fonction du temps d'exposition. Dans le souci d'appréhender la fluctuation d'arrivée des espèces entomofauniques inventoriées, ainsi que la succession des groupes fonctionnels nous avons eu recours au modèle géométrique MOTOMURA pour la réalisation des diagrammes rang-fréquence, en considérant les valeurs logarithmiques des abondances.

Les résultats mettent en évidence l'abondance de certains groupes entomofauniques notamment les diptères (Dipt11), les hyménoptères (for3) avec certains spécimens des hyménoptères parasites et coléoptères dont l'abondance a été très accusée. Cette structuration a prévalu sur les trois premières semaines de suivi. Dès la quatrième semaine on assiste à une diminution des abondances des espèces dominantes et une recrudescence d'autres espèces entre autres les diptères (Dip3 et Dip4), les hyménoptères (For4) (Figure V.22 a, b, c et d).

L'effet choc de la matière active a été vérifié par le déclin de la diversité, de plus, l'incidence du traitement chimique nous a permis de constater une certaine stabilité dans l'ordre d'arrivée des espèces dominantes mais avec un effectif réduit. Pour les autres espèces on accuse une disparité totale des hyménoptères pollinisateurs et parasites ainsi que les coléoptères prédateurs. Au-delà de la première semaine d'après traitement, nous signalons la reprise de certaines espèces dont les abondances ont été réduites sous l'effet des traitements chimiques, ainsi que l'apparition de nouvelles espèces non inventoriées avant cette phase (Figure V.22 e, f, g et h).

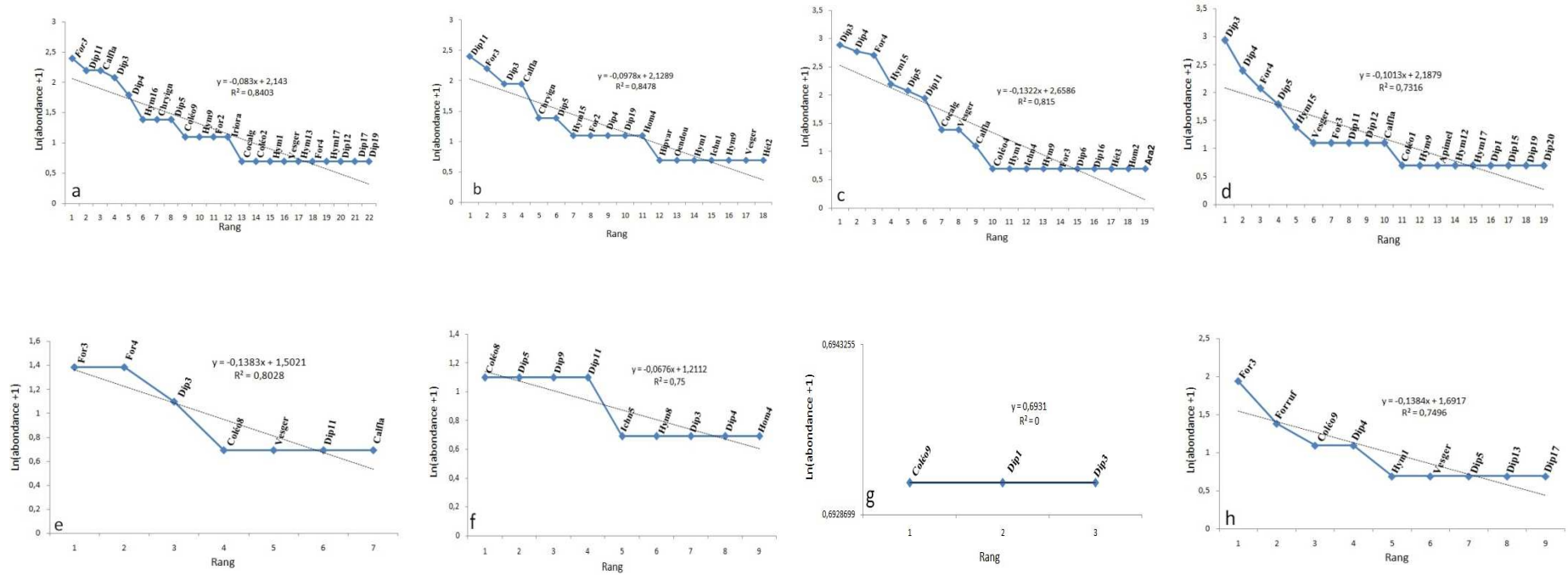


Figure V.22 : Rangs / fréquences des espèces entomofauniques avant traitement

A, b, c et d: avant traitement ; e, f, g et h : Après traitement.

V.3.2 Evaluation de l'effet des traitements biologique et chimique sur la reprise biocénotique de l'entomocénose de *Populus nigra*

La superposition des diagrammes rang/fréquence des traitements biologique et chimique nous a permis de constater que l'effet résiduel de la matière active (Thiamethoxame et Lambda-cyhalothrine) exerce une pression importante sur la disponibilité des populations entomofauniques comparé au traitement biologique (figure V. 23). De plus, il est très important de signaler les grandes divergences relative à la structuration de la biocénose et à l'ordre d'arrivé des groupes fonctionnels sous les différents régimes de stress chimique (biologique et chimique).

La reprise de l'activité biocénotique est au profit des applications biologique où un nombre assez important de spécimen c'est installé dès la deuxième semaine, à partir de cette période le recrutement de nouvelles espèces est en augmentation continue jusqu'à de la période d'investigation (figure V.23 b). En revanche, la reprise de l'activité biologique n'a été visible qu'au delà de la quatrième semaine chez le traitement chimique (figure V.23 h)

Le diagnostic des diagrammes rang/fréquence montre une richesse spécifique et une installation graduelle des groupes fonctionnels de manière assez contrasté chez la biocénose traité par les extraits aqueux comparé a la biocénose traité par Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine. L'effet résiduel éphémère des extraits aqueux a permis l'installation de plusieurs espèces d'hyménoptères (1 pollinisateur, 3 parasites et 1 prédateur), de coléoptères (2 Coccinilidea), trophobiontes (3 Fourmicidea), d'orthoptères (2 Mantidae), d'araignées et de névroptères (figure V.23 a, b, c et d) par contre sous l'effet de la matière active chimique la biocénose a réagi par une reprise spécifique faible dont le nombre et la densité des groupes fonctionnels reste limités(figure V.23 e, f, g et h).

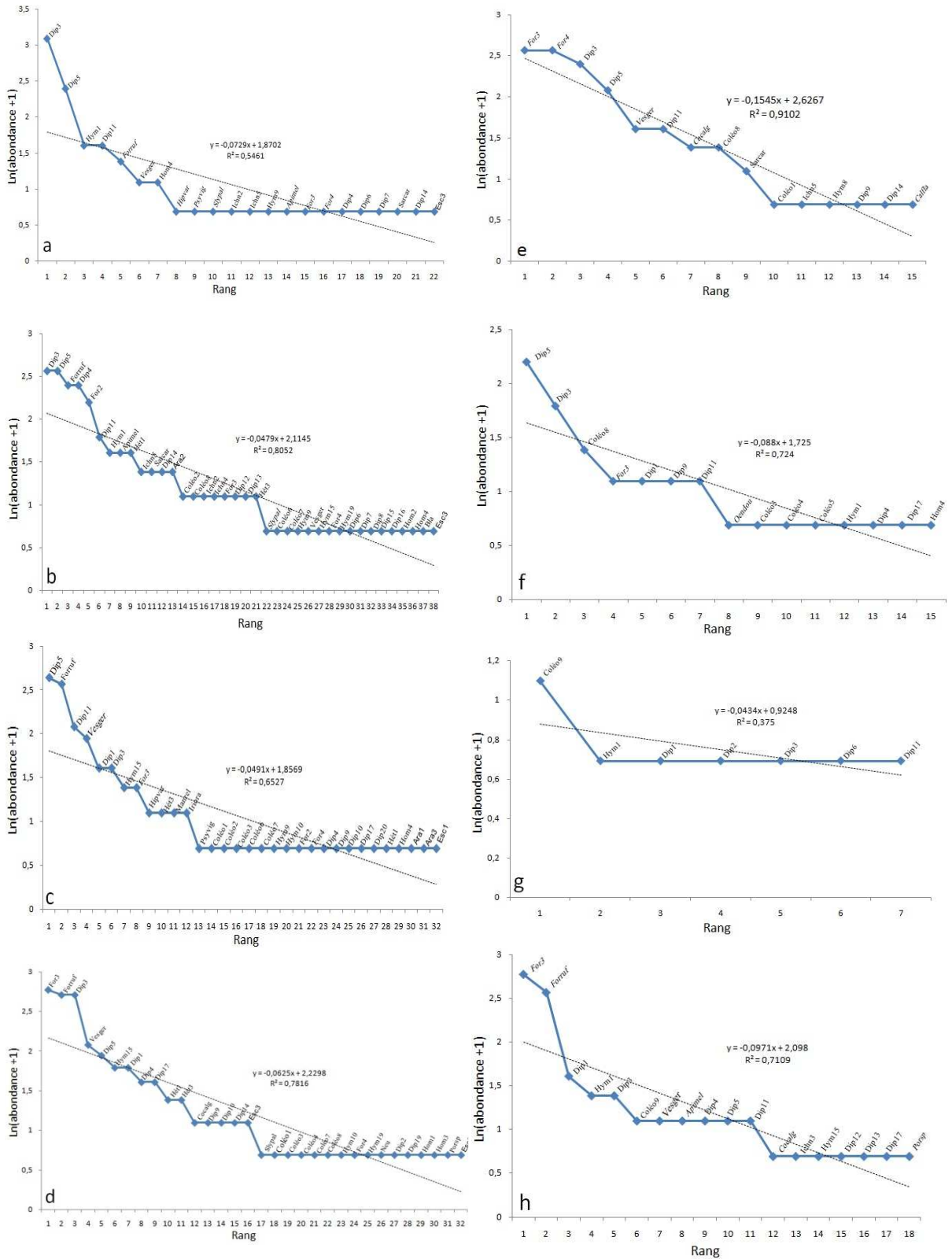


Figure V.23 : Diagrammes rang/fréquence de l'installation des groupes fonctionnels sous l'effet résiduel des traitements chimique et biologique

A, b, c et d montrent la reprise sous l'effet de la lute biologique; e, f, g et h montrent la reprise sous l'effet de la lute chimique.

V.3.3.Effets des extraits aqueux et du pesticide sur les principaux groupes fonctionnels

V.3.3.1.Effets des extraits aqueux sur les principaux groupes fonctionnels

L'application du modèle (G.L.M.), sur les données de disponibilité des principaux groupes fonctionnels nous a permis de déduire les spécimens les plus sensibles ainsi que ce qui tolèrent la toxicité des extraits aqueux (Figure V.24).

Les résultats montrent que les extraits aqueux semblent être moyennement toxique à l'égard des hyménoptères pollinisateurs, trophobiontes et prédateurs. Par contre on distingue une certaine sensibilité significative ($p=0,041$, $p<0,05$) entre les espèces, où les pollinisateurs et certaines espèces de trophobiontes s'avèrent r les plus sensibles à l'action des extraits aqueux (Figure V. 24 a).

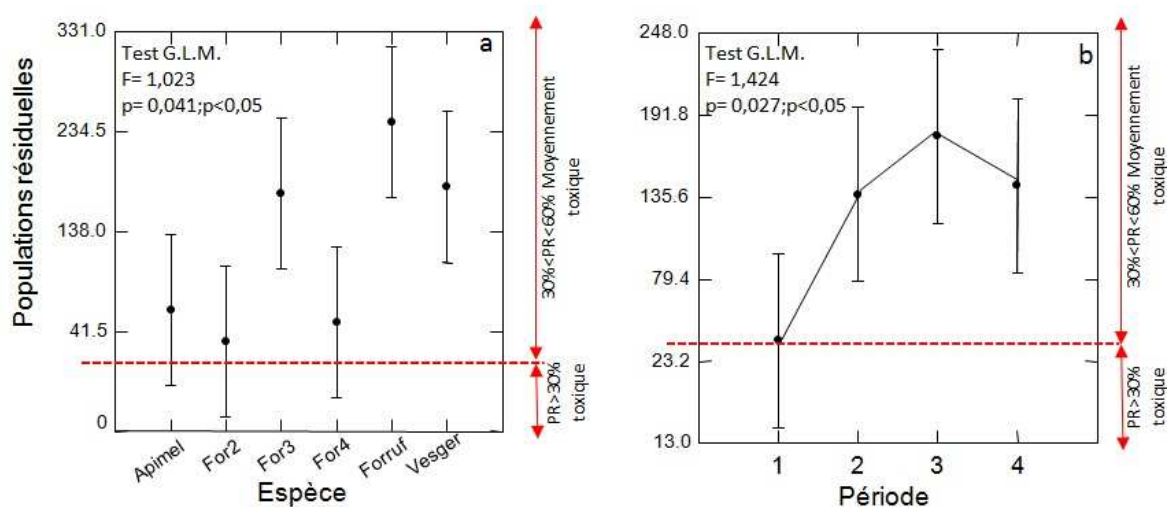


Figure V.24 : Fluctuation temporelle des populations résiduelles des de l'entomocénose du peuplier sous l'effet du traitement biologique.

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

Dans un autre ordre d'idée nous constatons que les extraits aqueux extériorisent une activité très toxique durant la première semaine, par là suite le produit appliqué perd son activité insecticide pour atteindre le rang des produits

moyennement toxique. A partir de cette période, la reprise biocénotique des principaux groupes fonctionnels se démarque de manière significative ($p=0,027$; $p<0,05$) (Figure V.24 b).

V.3.3.2.Effets de la matière active sur les principaux groupes fonctionnels

Les résultats d'analyses obtenus suite à l'application du model G.L.M. concernant la variabilité temporelle des populations résiduelles des groupes fonctionnel de la peupleraie sous l'action des matières actives Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine. Nous permis d'avancé que cette dernière occasionne un effet toxique sur les principaux groupes fonctionnels. On signale aussi une action moyennement toxique durant la première semaine, par là suite le produit employé devient plus toxique. Cette toxicité se maintien durant deux semaines, après cette phase on remarque un déclin de son activité d'insecticides (Figure V.25 a). Les résultats montrent que la matière active provoque un effet toxique à l'égard de l'ensemble des populations entomofauniques ($p=0,059$; $p>0,05$).Par contre on distingue une certaine tolérance de l'espèce trophobiontes *Formica rufa* (Figure V.25 b).

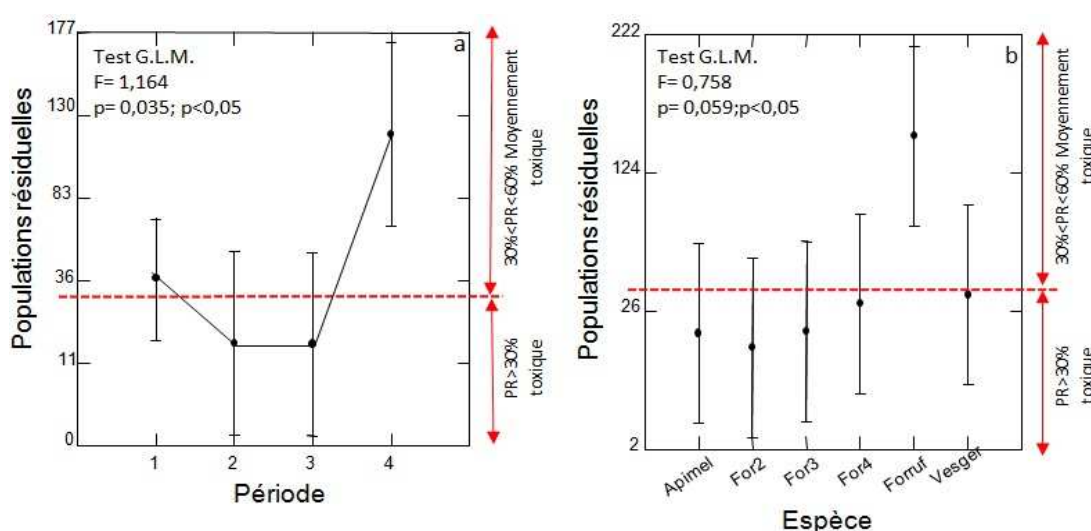


Figure V.25: effet des matières actives sur les populations résiduelles des cortèges faunistique de peuplier noir.

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

CHAPITRE VI

DISCUSSION

A travers cette étude, nous avons tenté de mettre en évidence l'efficacité globale des extraits aqueux d'*Erchfildia viscosa* en combinaison avec des extraits aqueux de *Silena fuscata* utilisés en bio-adjuvant sur la structure des populations, les réponses métaboliques et les mesures pondérales de *Chaitophorus leucomelas* (Homoptera, Aphididae), sur la qualité phytochimique de *Populus nigra*, et sur la reprise biocénotique de l'entomocénose associée. L'efficacité de ces biocides inertes a été comparée à un produit phytosanitaire.

D'une façon plus générale, on peut dire qu'au niveau cellulaire, un stress est causé par la variation d'un paramètre environnemental qui entraîne la mise en place des mécanismes de régulation de l'homéostasie. Les organismes sont généralement soumis à deux types de stress: les stress biotiques (dus à une agression par un autre organisme) et les stress abiotiques (qui sont dus principalement à des facteurs environnementaux) [307, 308]. La littérature nous a permis également de signaler que plusieurs facteurs exercent une influence sur la dynamique des populations d'insectes ravageurs [309, 310, 311,312]. Ainsi Dajoz [295], explique que la discontinuité et la variabilité des milieux naturels constituent un facteur limitatif essentiel de pullulation des organismes.

Les précautions prophylactiques et les pratiques culturales consistent à éliminer les sources d'infestation et peuvent réduire la propagation du ravageur. Le recours à la lutte chimique reste la méthode la plus employée et la plus appréciée par les agriculteurs pour la destruction plus ou moins sélective d'insectes, de champignons, de mauvaises herbes, de micro-organismes ou

d'autres agents de maladies chez les végétaux. Malgré son efficacité rapide, elle est non durable [134, 135].

L'action des produits phytosanitaires sur les déprédateurs des cultures peut avoir comme conséquence divers changements internes. Une fois qu'un produit chimique pénètre l'organisme, il peut altérer directement le système endocrinien. De même, il peut aussi altérer indirectement l'attribution d'énergie, ce qui affecte la capacité reproductrice de l'individu qui déterminera de sérieuses perturbations sur le plan individuel et interindividuel [12, 13].

Pour Barbouche *et al.* [313], l'accumulation significative de matières actives dans les écosystèmes traités, aquatiques et terrestres est un problème de pollution. Par ailleurs, les substances actives des produits utilisés présentent un large spectre d'action et n'épargnent pas les organismes non cibles. À tous ces inconvénients s'ajoute aussi un grand problème de développement de résistance aux insecticides chimiques, chez les insectes traités.

Par ailleurs pour assurer une meilleure intervention, tout en préservant au maximum le milieu naturel, de nouvelles méthodes préventives ainsi que de nouveaux produits sont constamment recherchés [314]. Ainsi, pour contribuer à une gestion durable de l'environnement, la mise en place de nouvelles alternatives de contrôle des ravageurs est davantage encouragée. Les substances naturelles qui présentent un large spectre d'action comme bactéricides, fongicides, acaricides, insecticides etc., peuvent aussi être utilisées comme pesticides de remplacement.

VI. 1. Evaluation de l'effet des produits biologiques et chimiques sur les populations de *Chaitophorus leucomelas*

En raison de la conjoncture actuelle, les biopesticides d'origine botanique sont appelés à un avenir meilleur, car la demande en produits phytosanitaires sans danger, de faible rémanence et qualifiés de produits verts est actuellement

en hausse. Les substances d'origine végétale ont toujours constitué une source majeure pour l'élaboration de nouvelles substances aux propriétés thérapeutiques [15, 16].

Dans ce contexte, cette étude préliminaire vise à rechercher de nouvelles molécules bioactives à activité biocide. Les résultats obtenus dans le cadre de cette investigation montrent que les traitements biologiques à base d'extraits aqueux des plantes entières d'*Inule*, des extraits aqueux ratio *Inule/Silene* et des traitements chimiques à la Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine ont montré un effet toxique précoce sur le groupe traité. Cet effet de choc estimé sur les populations résiduelles de *Chaitophorus leucomelas* présente une gradation de toxicité allant des extraits aqueux des plantes entières, puis les extraits aqueux selon le ratio *Inule/ Silene* et enfin les traitements chimiques. Cependant, la reprise populationnelle de *C. leucomelas* s'avère modérée sous l'effet des extraits aqueux comparé au traitement chimique

De ce fait on peut émettre l'hypothèse que la matière active probablement neurotoxique a provoqué un effet de choc sur la population de *C. leucomelas*, et que la reprise caractéristique des survivants de ce modèle biologique sous le régime de stress chimique est relative à la nature de la réponse déclenchée pour recouvrir son état initiale ou son homéostasie

Beaucoup de chercheurs trouvent que l'impact des pesticides sur les organismes nuisibles vise l'intégrité de l'individu, donc un dysfonctionnement de l'ensemble de ses paramètres biologiques où chaque paramètre joue ainsi un rôle dans sa survie. Ce dysfonctionnement a perturber la transmission des informations neurologiques permettant le contrôle de l'individu dans son milieu [136]. Donc les produits chimiques hautement toxiques ont fragilisé la santé des organismes vivants, endommageant leurs systèmes immunitaire, reproductif et nerveux [315].

La plupart des effets neurotoxiques des insecticides résultent de l'inhibition des cholinestérases, et plus particulièrement de l'acétylcholinestérase (AChE) chargée de réguler la transmission nerveuse. Les composés organophosphorés et les carbamates utilisés comme matière active dans la préparation d'insecticides, sont les plus puissants des inhibiteurs de cholinestérases. D'autres molécules neurotoxiques, parmi lesquelles figurent d'autres insecticides (pyréthrine), certains herbicides (triazines) et des métaux (arsenic, cuivre) ont été identifiées dans des phénomènes d'inhibition [257].

Moberg [316] et Calabrese, [317], signalent que lorsqu'un individu perçoit une menace à son homéostasie, par une exposition à l'effet des concentrations d'un produit chimique de synthèse, ceci engendre une perturbation de l'homéostasie, à laquelle l'organisme réagit par une surcompensation de l'effet, ce qu'on appelle par le phénomène d'hormesis, et c'est ce qui explique la reprise biocénotique des individus de *C. leucomelas* qui serait due essentiellement à leurs performances physiologiques. Cela est justifiable par la sensibilité élevée des populations de *C. leucomelas* à la dose homologuée par rapport à la demi-dose de Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine. Néanmoins, la reprise biocénotique des populations de *C. leucomelas* a été très distinctive par la suite des applications chimiques à la dose homologue si on la compare à la demi-dose.

VI.2. Evaluation de l'effet des extraits aqueux des plantes spontanées

Les effets des molécules bioactives peuvent varier en fonction de des plantes, de la molécule elle-même produite, de la dose utilisée, de la fréquence et de l'opportunité du traitement. Les effets d'un stress environnemental se traduisent par des réponses hiérarchisées selon le type de perturbation, sa chronicité ou son intensité, et le niveau d'organisation biologique de l'espèce concernée [318]

Le mode d'action physiologique du toxique correspond au paramètre affecté. Plus précisément, pour la survie, l'effet est une augmentation du taux de mortalité. Pour la croissance, il s'agit, ou bien d'une augmentation du coût de la

maintenance, d'une augmentation du coût de construction de nouveaux tissus, ou de la diminution du taux de nutrition. Pour la reproduction, il s'agit, soit d'un effet sur la croissance qui réduirait la reproduction, soit d'une réduction directe de la fécondité. La qualité de la description des données peut théoriquement permettre de déterminer le mode d'action des toxiques si celui ci est inconnu au moment du test. Cette détermination est cependant délicate et réclame généralement la mise en place de nouveaux tests de toxicité. Pour obtenir une certaine pertinence toxicologique, il s'agit d'abord de s'intéresser aux relations entre l'accumulation d'un composé et ses effets. [319]

Dans le contexte d'estimer la toxicité des molécules bioactives d'*Erchfildia viscosa* selon sa distribution géostationnelle, les résultats ont montrés que les effets des traitements biologiques à bases d'extrait aqueux de la plante entière, diffèrent des traitements à bases d'extraits aqueux ratio d'*E. viscosa* et *Silena fuscata* d'une part, et des traitements à bases d'extrait aqueux des compartiments d'une autre part. L'effet des extraits aqueux des plantes entières et des compartiments d'*Erchfildia viscosa* ont exprimés selon leur origine des effets de choc tardif. Dans un autre contexte la reprise des populations résiduelles été assez timide après un effet répressif de moins d'une semaine.

Dans ce qui suit, il convient de présenter individuellement les résultats de chaque aspect de l'étude afin de faire ressortir les rapprochements les plus éminents.

L'analyse des données ont montré un effet satisfaisant des extraits aqueux de la plantes entière d'*Erchfildia viscosa*, cela suppose que les extraits aqueux obtenus contiennent diverse molécules bioactives ayant été extériorisées au cours du processus de broyage et d'agitation. Cette hypothèse est renforcée par une littérature assez conséquente qui stipule que les substances naturelles défensives des plantes ont servi d'insecticide longtemps avant l'avènement des substances chimiques de synthèse. C'est ainsi qu'avec plus de 400.000 substances chimiques (terpènes, alcaloïdes, phénols, tannins) le règne végétal constitue la plus grande source de produits insecticides naturels du monde [320]

Les plantes sont capables de produire des substances naturelles très variées. En effet, à côté des métabolites primaires classiques (glucides, protéides et lipides), les végétaux accumulent fréquemment des métabolites dits «secondaires » dont la fonction physiologique n'est pas toujours évidente mais qui représente une source importante de molécules utilisables par l'homme dans des domaines aussi différents que la pharmacologie ou l'agroalimentaire [321,322]. En particulier, ces composés secondaires sont souvent considérés comme étant un moyen de défense de la plante productrice contre divers organismes comme les pathogènes et les ravageurs. Ces composés sont très nombreux et variés, et certains sont largement distribués, comme les alcaloïdes, les phénols, les flavonoïdes, les terpénoïdes, les stéroïdes et les tanins, tandis que d'autres ont une répartition plus restreinte comme les composés soufrés [321,323].

D'autres substances secondaires des plantes, les phytoecdystéroïdes représentent une classe particulière [324]. On en connaît actuellement plus de 200 représentants différents [325]. Ce sont des analogues des hormones de mue des insectes et ils peuvent participer à la défense de plantes contre les invertébrés et arthropodes phytophages. L'effet toxique du 20-hydroxyecdysone sur les espèces d'insectes est observé à 2-25 ppm [326,325]. L'activité biologique des phytoecdystéroïdes a été testée sur une grande variété d'insectes [327]. Des études ont également démontré que phytoecdystéroïdes ont un effet sur la croissance et la reproduction des insectes [328].

Fraenkel [329] estime que les composés secondaires des plantes (ainsi nommés par Czapek en 1922) ont leur raison d'être. Ils se manifestent par des effets phagorépresseurs, des toxicités de type aiguë ou chronique, ou encore par leur action antiponte. Si les insectes phytophages peuvent y survivre c'est avant tout parce qu'ils ont un savoir faire qui leur permet de modifier leur comportement alimentaire ou de métaboliser les composés toxiques ingérés.

Le mode d'action de ces composés végétaux peut s'exercer également sur le métabolisme des organismes. En effet, la roténone, composé secondaire extrait des plantes de la famille des papilionacées tel *Lonchocarpus nicou*, agit sur les

mécanismes de la respiration cellulaire. Elle inhibe les oxydations cellulaires en interrompant le transfert d'électrons dans la chaîne respiratoire, portant atteinte au métabolisme énergétique mitochondrial et ainsi à la production d'ATP [330].

Les plantes ont été sélectionnées pour leur niveau élevé de certaines toxines ou la résistance a pu s'obtenir via la culture de plantes physiquement moins attractives pour les insectes. Actuellement, les extraits bruts des plantes commencent à avoir un intérêt très prometteur comme source potentielle de molécules naturelles bioactives. Les extraits végétaux font l'objet d'études pour leur éventuelle utilisation comme alternative pour les traitements insecticides, bactéricides, nématocides et fongicides [331]. Cette capacité que possèdent les plantes de se protéger a été réexaminée en détail depuis le début du siècle [332] en vue d'être exploitée à des fins agronomiques. En fait, on connaissait bien avant cela les propriétés insecticides de métabolites d'origine végétale comme la nicotine, la roténone et le pyrèthre. Ce dernier poursuit du reste une carrière remarquable comme produit phytosanitaire domestique [314].

Les mêmes résultats expriment que les extraits aqueux de la plante d'*Erchfildia viscosa* testés ont montré un grand pouvoir insecticide sur le ravageur traité. Cela est confirmé par plusieurs observations qui avancent que les huiles ou les extraits de toutes les plantes sont prometteurs pour la lutte contre les insectes ravageurs [333, 334, 335, 336, 337,324, 338, 339], signale que plus de 2 000 espèces végétales déjà identifiées possèdent une activité insecticide. Alors que tous les extraits des plantes ont un effet insecticide qui est en rapport avec la dose, le temps d'exposition et le type d'extrait [340].

Nos résultats corroborent ceux obtenus par d'autres plantes notamment, Les extraits de *Melia azaderach* .et d'*Azadirachta indica* ont affectés la fécondité et la mortalité de *Bemisia tabaci* [207, 208 209]. La poudre et les extraits de *Capsicum frutescens* (Solanaceae) ont montré un pouvoir répulsif contre *Callosobruchus maculatus* [210, 211, 212], *Rhyzopertha dominica* [213], *Sitophilus zeamais* Motsch et *Tribolium castaneum* [214, 215]. La toxicité des extraits des

fruits du piment fort a aussi été notée chez *Rhyzopertha dominica*, *S. oryzae* (L.) et *T. confusum* J. du Val [216, 217].

Dans des travaux encore plus récents, les propriétés insecticides de certaines plantes ont été testées sur les larves d'insectes. Nous citons à cet effet, les travaux de Jang *et al.* [341] sur *Aedes aegypti* et *C. pipiens* en testant l'activité larvicide de certaines légumineuses et les travaux de Slimani [342] dans lesquels la toxicité de *Mentha pulegium* (Labiée) a été confirmée sur des larves de culicidés. L'activité larvicide des extraits de plantes médicinales aromatiques a aussi été confirmée dans les travaux de Jang *et al.* [343]. Par ailleurs, la protection des cultures contre les ravageurs par des extraits végétaux a été étudiée aussi bien sur des larves de lépidoptères [344] que sur des larves d'acridiens [313].

Nos résultats confirment ceux obtenus par Abbasside *et al.*, [345] qui a signalé que l'extrait des feuilles *Peganum harmala* (végétatif ou fructification) entraîne chez les femelles du *Schistocerca gregaria*, Une diminution de la prise de nourriture, une baisse de poids et une réduction de la motricité.

Dans le cadre de recherche de produits naturels utilisables comme insecticides, *Peganum harmala* L. s'est avéré très efficace. Son potentiel acridicide a été évalué par des tests d'alimentation du criquet pèlerin sur la plante fraîche. Les résultats sont encourageants dans la mesure où l'alimentation en *P. harmala* provoque une mortalité aux stades larvaires d'un taux de 45% et un blocage du développement ovarien chez les femelles *Schistocerca gregaria* [346, 347]. L'effet des extraits des feuilles de cette même plante sur des femelles de criquets pèlerins entraîne une diminution de prise de nourriture, une réduction de la motricité et des perturbations de la fonction de reproduction [345], la réduction de la fécondité et du taux d'éclosion, seraient dus à des troubles de l'ovogenèse sous l'effet de ces alcaloïdes indoliques neurotoxiques, des résultats similaires ont été obtenus chez des jeunes adultes de criquets pèlerins mâles et femelles après addition des extraits alcaloïdes de *Peganum harmala* à leur alimentation [345, 348]

L'application des extraits des *Allium* sur la carotte, *Daucus carota* montre une diminution des attaques de mouche de la carotte, *Psila rosae*, et de puceron de la carotte, *Cavariella aegopodii* [349]. Les composés volatils des *Allium* peuvent avoir des effets négatifs sur certains insectes entomophages, ce qui risque d'avoir des répercussions sur les populations d'insectes phytophages. Ainsi, les disulfures séquestrés par le criquet *Romalea guttata* s'alimentant sur l'oignon sauvage, *Allium canadense*, sont répulsifs pour deux espèces de fourmis prédatrices, *Tapinoma melanocephalum* et *Solenopsis invicta* [350]

Dans le présent travail les résultats obtenus démontrent que l'effet toxique des extraits aqueux des compartiments d'*Erchfildia viscosa* varie d'un compartiment à un autre. L'extériorisation des actions toxiques drastiques d'un compartiment par rapport à un autre ne peut s'expliquer que par la performance accumulatrice des tissus de ce dernier. L'hypothèse conforte la théorie de l'« Optimal Defense » [351, 352, 353], qui estiment que l'intensité de l'augmentation des métabolites secondaires n'est pas toujours identique dans les différents tissus de la plante. En effet selon cette théorie, la concentration des composés secondaires est plus forte au niveau des parties importantes en terme de fitness pour la plante et au niveau des zones présentant de fortes probabilités d'attaques.

Par ailleurs les plantes peuvent synthétiser plusieurs solutés compatibles, la composition de l'ensemble varie en fonction des espèces et des organes [354, 355]. Ces résultats et en conformité avec les résultats d'autres chercheurs tels que [356] qui ont aussi montré que à l'intérieur d'une même espèce végétale, on observe des variations chimiques importantes ayant conduit à admettre l'existence de races chimiques. Ces résultats confirmant avec l'étude de Jou et *al.*, [357] ont ainsi montré que la composition chimique des plantes peut alors varier d'un organe à l'autre

Les résultats de l'étude annoncent que les racines donnent une efficacité moins importante comparée aux feuilles et aux tiges. Sur la base de ces informations on peut avancer que les principales classes des métabolites

secondaires ou des molécules bioactives sont présentes dans la partie aérienne d'*Erchfildia viscosa*

Par superposition de l'hypothèse fournie avec la littérature disponible sur l'azadirachtine ont affirmé que cette dernière est distribuée dans toutes les parties de la plante mais les graines en sont la principale source. La teneur en azadirachtine des graines de *A. indica* varie de 0,1 à 4,8%, en fonction de l'origine géographique des échantillons. La teneur des feuilles est deux fois moindre que celle des fruits [320]. Ainsi, chez le tabac, les concentrations de nicotine induite sont plus importantes au niveau du méristème floral et des jeunes feuilles qu'au niveau des vieilles feuilles [358]. Les extraits de fruits mûrs de cassia montrent une certaine activité insecticide et les extraits aqueux de racines de l'espèce nigériane montrent une certaine activité sur les bactéries Gram+ [320]. La partie aérienne a une activité virucide contre une souche clinique d'*Herpes simplex* de type I (SHV-1) et une espèce africaine du virus de la fièvre (ASFV).

L'étude comparative des extraits des différentes parties de *Tagetes patula* a montré que les extraits racinaires sont plus efficaces que les extraits foliaires et atteignent respectivement 52 et 58 % et ça contre le nématode des tiges: *Ditylenchus dipsaci* [359].

L'étude de l'effet toxique des extraits aqueux des racines et des parties aériennes des quatre plantes étudiées (*Urtica dioica*, *Erwinia carotovora*, *Raphanus raphanistrum* et *Plantago lanceolata*) a montré que ces derniers présentent des principes actifs létaux pour les larves (L2) de *Meloidogyne*. Cependant, les taux de mortalité produits varient en fonctions de l'espèce végétale, de l'organe utilisé, de la concentration de l'extrait et du temps d'immersion [360].

Dans la nature, les êtres vivants sont parfois confrontés à des conditions défavorables telles que la sécheresse, la salinité, le froid ou encore les inondations qui sont des stress abiotiques. Les conséquences vont du simple

ralentissement de la croissance à la mort. Ces individus ont développé diverses stratégies pour faire face à ce type de stress. Les cellules végétales répondent aux stimuli environnementaux en synthétisant les métabolites secondaires qui peuvent les protéger contre les agents de l'agression [361]. L'efficacité des espèces autant que biopesticides dépend de nombreux facteurs, en plus du potentiel purement "chimique" des composés produits.

La plus part des applications ont conclus que les extraits aqueux de la plante d'*E. viscosa* prélevée de la région de Chréa démontre un effet toxique précoce et une durée d'efficacité appréciable comparé aux extraits aqueux obtenus des plantes d'*E. viscosa* échantillonnées des autres zones biogéographique à savoir Soumâa et Bouismail. Ces résultats pourraient être liés au mode d'adaptation de cette plante, et à sa capacité de développer ou de synthétiser des molécules facilement utilisable comme biofourmiture (protection et/ou correction). Donc la qualité phytochimique des extraits aqueux varie de façon appréciable avec le milieu d'implantation des plantes.

Les différences de milieu ont une influence profonde sur la végétation. [362, 363]. Par ailleurs, Hopkins [364] et Bouaouina *et al.*, [365], ont démontré, que dans les conditions environnementales, les plantes sont souvent sujettes à des facteurs extrêmes : hydriques, thermiques, pédologiques et autres, engendrant différents types de stress. La nutrition de la plante se trouve sous les dépendances, non seulement de sa constitution génétique [365], mais aussi d'une série de facteurs écologiques et culturales qui sont susceptibles d'influencer la composition du feuillage [366].

Il a été remarqué depuis longtemps que le métabolisme phénolique est particulièrement sensible à l'action des facteurs externes comme la lumière et la température. L'action des facteurs externes, qu'il soit d'origine biotique ou abiotique, passe par l'intermédiaire de l'activation ou de la répression des gènes qui contrôlent la biosynthèse des enzymes du métabolisme phénolique, en

particulier la PAL et la CHS [367, 368]. Ainsi les dépenses métaboliques sont adaptées aux stress subits par la plante. Dans un environnement fluctuant par la nature et l'intensité des stress engendrés sur les plantes, celles qui ont pu développer une réponse adaptée au stress subit ont été avantagées. Les plantes contiennent naturellement dans leurs tissus des quantités importantes de molécules bioactives qui ne sont pas intrinsèquement biocides. Cependant, lorsqu'ils sont stressés libèrent une gamme de produits connus pour leurs propriétés biocides et/ou biostatiques. C'est dans ce contexte que nous sommes intéressés à l'effet du stress thermique et géographique sur l'expression phytochimique de l'Inule de Chréa.

Les végétaux, immobiles, ne peuvent échapper aux conditions climatiques défavorables, elles doivent s'adapter aux conditions dominantes du sol et de la météo. Les conditions climatiques, par exemple la période de la journée, les précipitations et la température extérieure, ont une influence sensible sur les qualités physiques, chimiques et biologiques des plantes. De même la durée d'ensoleillement, la hauteur moyenne des précipitations, la température moyenne et l'amplitude thermique entre le jour et la nuit influencent également l'activité physiologique et biochimique des plantes [369].

Plusieurs processus vitaux sont dépendants de la température, ce facteur joue un rôle déterminant dans la vie des plantes. En général, la vitesse des processus vitaux (donc aussi la croissance) augmente proportionnellement à la température (jusqu'à une limite propre à chaque plante). C'est pourquoi la croissance des plantes d'altitude est en général moins intensive que celle des plantes de plaine [370]. Les effets de la température sur les vitesses de réactions biochimiques peuvent être modélisés comme le produit de deux fonctions, une vitesse de réaction progressive croissant exponentiellement et une chute exponentielle résultant d'une dénaturation enzymatique avec l'augmentation de la température. La grande préoccupation est de savoir s'il est possible d'accroître la limite supérieure de la stabilité enzymatique pour empêcher la dénaturation. La défaillance d'un seul système enzymatique critique peut causer la mort d'un

organisme. Ce fait peut expliquer pourquoi la plupart des espèces de cultures survivent à des températures élevées prolongées jusqu'à une gamme assez étroite de 40 à 45 °C. La relation entre l'environnement thermique d'un organisme et la dépendance thermique des enzymes a été bien établie [371].

Le froid est la limitation majeure de la distribution des espèces sauvages. Les plantes doivent être capables d'appréhender les fluctuations transitoires aussi bien que les changements saisonniers de température et de répondre à ces changements en ajustant activement leur métabolisme pour faire face. L'acclimatation au froid est un processus complexe impliquant des changements physiologiques et métaboliques sous contrôle génétique. Une période d'exposition à de basses températures mais positives conduit, chez beaucoup d'espèces, à une tolérance augmentée aux températures négatives.

Les plantes qui restent actives pendant l'hiver doivent maintenir leur métabolisme primaire essentiel pour conserver une croissance minimale. Elles doivent lutter contre le froid qui diminue la vitesse des réactions enzymatiques, et modifie la conformation des lipides membranaires et d'autres macromolécules ce qui a des conséquences sur la plupart des processus biologiques [372]. De plus, quand la température est inférieure à zéro, la glace se forme dans les espaces intercellulaires où la concentration en solutés est faible ce qui facilite la prise en glace. Cette formation de glace provoque la perte d'eau des cellules d'où la déshydratation de la plante. Ceci explique que les résistances au stress froid et au stress hydrique partagent des mécanismes communs.

La totalité des métabolismes est donc affectée par le froid. En ce qui concerne la photosynthèse, le taux optimum est obtenu quand une balance appropriée entre la vitesse de carboxylation et la synthèse de sucres existe. Öquist et al. [373] ont montré que la tolérance au gel est fortement corrélée avec la capacité d'augmenter la photosynthèse et les pools de glucides solubles pendant l'acclimatation au froid. Ces relations sont particulièrement importantes

dans les feuilles nouvellement formées [374]. En effet, elles présentent une augmentation de l'expression des enzymes impliqués dans la synthèse de sucres. Les basses températures semblent, selon ces auteurs, inhiber plus fortement les réactions sombres de la photosynthèse que le transport d'électrons. Le risque devient alors un excédent de pigments photoassimilateurs activés dont la relaxation risque de générer des radicaux libres et de conduire au stress oxydatif.

Lors de l'acclimatation au froid, une augmentation du taux d'insaturation des acides gras constituant des lipides membranaires et une augmentation du rapport phospholipides sur protéines sont observées dans les membranes. L'asymétrie des lipides de la membrane semble contribuer à la stabilité de cette dernière à basse température [375]. Ces changements empêchent la fuite d'électrolytes ou d'autres molécules de la cellule vers le milieu extérieur et la perturbation du fonctionnement des protéines de transport qui ont un rôle important dans le contrôle des flux métaboliques.

Pendant le phénomène d'endurcissement, les cellules doivent être protégées du gel et en particulier lutter contre la formation de glace qui soustrait l'eau disponible des compartiments cellulaires et provoque des dommages mécaniques aux systèmes membranaires. Des protéines LEA (Late Embryogenesis Abundant) sont accumulées dans les tissus pendant les périodes d'acclimatation à des stress qui mettent en jeu la déshydratation comme le froid. Ce sont des protéines hautement hydrophiles qui restent stables même après avoir bouilli. Elles ont une composition en acides aminés simple et contiennent des motifs répétés en acides aminés dont certaines régions sont capables de former des hélices α amphipathiques. Ces hélices permettraient aux protéines de stabiliser les membranes contre les dommages du gel [376]. Leur tolérance aux conditions dénaturantes suggère que leur rôle pourrait être de stabiliser les structures dans un environnement pauvre en eau.

L'accumulation des sucres est à même de diminuer la température de cristallisation de la glace et la quantité de glace formée. En effet, chez les plantes pérennes tempérées, une forte augmentation en sucres solubles et une diminution de la teneur en amidon dans les tissus en automne et en hiver sont observées [377, 378], dans leurs études sur le Pois, montrent que la teneur en sucres solubles augmente rapidement pendant les 7 premiers jours de froid et diminue légèrement durant les 7 jours suivant. Le stockage des sucres chez le Pois d'hiver peut avoir un rôle nutritionnel pendant l'acclimatation au froid mais aussi participer directement à la tolérance au gel comme moyen d'assurer, également, la cryoprotection des tissus de la plante surtout ceux comme les feuilles qui sont nécessaires pour amener l'énergie à la plante.

Dès 1985, Guy et al. [377]. observent des changements dans l'expression des gènes pendant l'acclimatation au froid et en concluent que des gènes répondant au froid permettent de réaliser des changements biochimiques et physiologiques nécessaires pour la croissance et le développement à basse température. Pour Hugues et al. [379], les études biochimiques montrent que la croissance à basse température est possible grâce à la production d'isoformes de basses températures d'enzymes impliquées dans les fonctions vitales pour les cellules.

L'évolution des stratégies adaptatives permet aussi aux cellules de la plante de sentir les stimuli environnementaux et d'activer les réponses pour la survie. Pour répondre aux basses températures, les plantes doivent donc percevoir le stress, transmettre le signal au noyau et activer l'expression de gènes impliqués dans les mécanismes d'adaptation. Le stress thermique peut être oxydant [380]. La peroxydation des lipides membranaires, un symptôme de lésion cellulaire, a été observée à hautes températures [381,382]. La synthèse renforcée d'un anti-oxydant par les tissus végétaux peut accroître la tolérance cellulaire à la chaleur [382,383]. Mais aucun anti-oxydant de la sorte n'a été identifié de façon positive.

Un facteur qui retiendra plus particulièrement notre attention est le rayonnement solaire, celui-ci est nettement plus intense et donc potentiellement nocif en haute altitude. En effet, il favorise la formation d'espèces réactives, appelées radicaux libres, hautement toxiques pour les constituants cellulaires tels que les lipides, les protéines, les sucres ou l'ADN [370].

La haute altitude, les fortes intensités lumineuses (UV) peuvent affecter le développement de certaines plantes [384]. L'altitude n'exerce qu'une action indirecte sur les plantes, dans la mesure où l'air des altitudes supérieures contient moins de vapeur d'eau et de gaz carbonique pour un volume donné. Ainsi, la plante se déshydrate plus rapidement en ouvrant ses stomates. D'autre part, de manière à assimiler autant de gaz carbonique pour une synthèse équivalente de sucre, la plante doit ouvrir ses stomates plus longtemps. Ainsi, son bilan hydrique en cas de sécheresse peut devenir précaire. En altitude, pour se protéger du rayonnement solaire, les plantes synthétisent des substances de défense aux propriétés antioxydantes et antiradicalaires [385]. Ces molécules sont alors une cible pour la recherche pharmaceutique, car elles sont susceptibles de neutraliser les radicaux libres, d'inhiber l'oxydation des *Low Density Lipoproteins* (LDL) ou lipoprotéines de basse densité *in vitro* ou encore démontrent des propriétés antiagrégantes, hépatoprotectrices ou chimiopréventives [386].

Les extraits aqueux formulés (Inule/silène) ont exprimé l'effet toxique le plus remarquable on le comparant aux extraits aqueux non formulés. Le recours à l'utilisation des produit formulés a permet d'augmenter la toxicité du mélange et de diminuer en même temps l'incidence des effets secondaires sur la reprise des populations résiduelles. Sous l'hypothèse que le bioadjuvant a accéléré la pénétration de la molécule bioactive, cela suppose que les sites sensibles du bioagresseur imprégnés par la molécule bioactive pendant un laps de temps assez important Les molécules en suspension dans l'extrait aqueux de l'Inule ont pu être transporté a travers le parenchyme foliaire par le pouvoir pénétrant de la Silene, ainsi les aphides se sont confrontés avec une molécule stable à la limite de sont efficacité. C'est dans cette optique que les extraits formulés ont exercé un

effet plus important que les extraits utilisés à eux seuls. Autrement dit la plante spontanée *Silena fuscata* est une plante visqueuse, et la viscosité du liquide est peu élevée, il bénéficiera d'un bon écoulement dans les pores et circulera naturellement dans les espaces intercellulaires [387].

Les adjuvants sont des substances dépourvues d'activité biologique mais capables de modifier les propriétés physiques ou biologiques des préparations phytosanitaires (dir 91/414 de l'union européenne). Les propos de Hayes, et *al.*, [388], stipulent que l'adjuvant, devrait être inactifs est va servir essentiellement à augmenter la quantité et la rapidité de pénétration du Biopesticide dans les feuilles, donc à augmenter sa rapidité d'action, à élargir ses fonctions et à lui offrir une meilleure adhérence. Alors que, Constant [172], estime que l'influence des adjuvants sur les produits formulés permet l'augmentation de la résistance à la photodégradation de la molécule, du fait qu'il est non synergique. De même, Serrano et *al.*, [389] estime que l'adjuvant visant à améliorer la propriété d'adhésivité, il agit en favorisant l'étalement et la rétention de la matière active sur la feuille, et en réduisant son lessivage.

Tout doit être mis en œuvre pour que les traitements de protection des cultures atteignent leur cible (adventices, insectes, plantes à protéger) et ne finissent pas dans le milieu naturel. Les adjuvants contribuent à la protection de l'environnement en permettant un meilleur adressage des gouttes de pulvérisation, en réduisant le lessivage et en augmentant la vitesse de pénétration des matières actives. La bonne dose au bon moment en fonction de la surface foliaire à traiter est l'assurance de maintenir une bonne efficacité des traitements en protection raisonnée. Les adjuvants permettent de raisonner les doses et compensent les pertes de produit pouvant apparaître lors de la préparation et de la pulvérisation de la bouillie phytosanitaire (hydrolyse alcaline, taille des gouttes, tension de surface, adhésion, étalement, pénétration). La cuticule limite la pénétration des matières actives (différemment selon leur formulation) en fonction de la mouillabilité des plantes, du stade végétatif, de la température, de l'hygrométrie. Les adjuvants montrent leur principal intérêt au niveau de la cuticule

en améliorant les contacts entre la bouillie de pulvérisation et la cible, en favorisant une meilleure pénétration de la matière active [389].

VI. 3. Evaluation de l'effet des produits biologiques et chimiques sur les traits de vie biochimiques de *C. leucomelas*

Le biomarqueur toxicologique serait la réponse biologique (biochimique, cellulaire, physiologique ou comportementale) qui, dans un tissu, dans les liquides corporels ou au niveau d'un organisme dans son ensemble, donne une mesure d'exposition à un toxique et/ou d'effets produits par un ou plusieurs molécules. Les biomarqueurs sont des outils importants en toxicologie. Ils permettent d'améliorer l'évaluation du risque d'altérations cellulaires résultant d'une exposition à des xénobiotiques. Beaucoup de molécules intracellulaires ont été proposées ou utilisées comme biomarqueurs. Par exemple, les enzymes cytochrome P450, les métallothionéines et les enzymes antioxydants, qui ont pour fonction de complexer ou de métaboliser des composés nocifs, appartiennent à la catégorie des biomarqueurs d'exposition. Ils indiquent la présence de xénobiotiques plutôt que leur toxicité [390].

Le but de cette approche est d'explorer les produits phytosanitaires d'assainissement qui aboutiraient à la plus grande spécificité possible d'action contre le ravageur cible, *Chaitophorus leucomelas*. En effet, comme il a été dit dans les généralités, les méthodes chimiques ont un impact sur une partie importante de la biodiversité. Nous voulons montrer par les présents résultats le rôle des biomarqueurs énergétiques dans la compréhension des stratégies comportementales ou physiologiques qui permettent à *C. leucomelas* de contourner partiellement ou totalement les matières actives biologique ou de synthèse. Les résultats que nous avons obtenus sont discutés par rapport à la littérature de façon à proposer des perspectives de lutte.

La présente étude expose les réactions métaboliques et les mesures pondérales de *C. leucomelas* sous l'action des traitements biologiques et

chimiques. Ils révèlent une variabilité entre les lipides et les glucides stockés dans les tissus des femelles sexupares de ce modèle biologique, cette variabilité se manifeste par une différence quantitative important entre les lipides et les glucides où les réserves lipidiques sont très distinguées aux réserves glucidiques. De plus, il est très important de mettre en diapason les fortes corrélations positives existant entre le remaniement des réserves lipidiques et le traitement chimiques sous les différentes doses applications (dose homologuée ou demi-dose). L'état pondéral des femelles évolue de la même manière que l'accumulation des réserves en lipides. La différence observée au niveau des lipides et du poids peut être expliquée probablement par une modification des traits de vie des femelles suite à leur exposition. Cette supposition peut traduire que le produit toxique à un effet favorable sur la physiologie ou le comportement d'un organisme après exposition. Alors que la fluctuation des taux lipidiques et des mesures pondérales sous traitement bibliologique a montré une stabilité remarquable avec des gains en poids et des fortes accumulations lipidiques très significative chez les sexupares traitées par les extraits aqueux ratios *Erchfildia viscosa/Silena fuscata*.

Les lipides jouent un rôle important comme réserves énergétiques chez de nombreux groupes d'animaux, incluant les arthropodes en général [391] et spécialement les insectes [392], pour lesquels ils sont d'une importance vitale [393]. L'accumulation lipidique chez les sexupares suite à l'utilisation de produit chimique indique que les femelles traitées sont soumise en réalité à une action de stress qui pourrait stimuler une forte production et une accumulation plus importante de lipides. Ce qui affirme que la principale tendance de toxine c'est bien que la matière grasse. Les réponses les plus souvent décrites dans la littérature veulent que les lipides s'accumulent généralement dans chez les organismes exposés à des contaminants organiques [394] ou à des situations de contamination multiples [395, 396]. Dont une augmentation des métabolites lipidiques, favorisant ainsi le stockage du toxique. Ceci est en accord avec les résultats de Van Gijndy *et al.* [397], qui avancent que les concentrations du produit chimique testé sur les juvéniles du genre *Meloidogyne spp.* ont grandement influencé le métabolisme lipidique.

Autrement dit, l'énergie est une cible des toxiques, par exemple s'ils réduisent le taux d'assimilation de la nourriture ou si le stress induit entraîne une surconsommation énergétique [398]. Cette réponse se justifie par une perturbation des informations neurologiques sous l'action neurotrope de cette matière active affectant le contrôle des individus dans leur milieu [399]. Par ailleurs, les effets des toxiques affectent les taux de survie, de croissance (et donc la durée du stade juvénile) la reproduction des insectes survivants : de fécondité totale des organismes et taux d'émergence [400, 401].

L'activité métabolique et comportementale a été également décrite par Bauce *et al.*, [402]. A la suite de leur pénétration dans l'organisme, les xénobiotiques subissent des transformations métaboliques au cours desquelles un grand nombre d'enzymes est impliqué. Les réserves glucidiques étant des fonds d'énergies facilement métabolisés pour les taches de mobilité, de vol, les fonctions somatiques et autres, vont être sollicités. En revanche, les lipides présentent une importance vitale pour la survie de l'espèce, et pour cause, étant la source d'énergie prédominante pendant le développement embryonnaire des insectes, une quantité suffisante de lipides doit être mise en réserve dans les ovocytes en développement pendant l'ovogenèse. C'est pour cette raison que le ratio glucides/Lipides est toujours en faveur des réserves lipidiques [403, 404].

Chez les animaux, les principales formes de stockage de l'énergie sont représentées par le glycogène (et autres polysaccharides de structure voisine) et les lipides. Lorsque les besoins en énergie sont importants, par exemple en période de reproduction ou à la suite d'un stress, ces réserves énergétiques sont mobilisées [398]. Nous considérons que la cinétique d'accumulation est très rapide dans la mesure où les organismes considérés sont très petits. L'apport des mesures de biomarqueurs énergétiques est particulièrement intéressant lorsqu'il s'agit d'établir une transition entre l'individu et la population. Leur mesure est même déterminante dans le cadre d'études de terrain pour lesquels aucune quantification de la ressource trophique n'est sérieusement envisageable. Il existe cependant peu d'informations quant aux possibilités de mise en relation entre les effets des xénobiotiques sur les biomarqueurs énergétiques et les manifestations

de la toxicité à des niveaux d'organisation biologique supérieurs (individu, population). L'approche par les concentrations internalisées a pour but de faire le lien entre les résultats de toxicité et les concentrations en matières actives accumulées par les organismes [405, 406]. Cette approche est dite « Critical Body Residue » (CBR) et a pour avantage de tenir compte de l'ensemble des facteurs qui influencent la bio-disponibilité des produits chimiques [407, 408]. Elle suppose l'existence d'une concentration seuil dans les tissus au-delà de laquelle apparaissent les effets biologiques [409].

Les biomarqueurs glucidique sont très faibles mais stables ce qui laisse supposé que la faible quantité du taux des sucres est relative à l'action de détoxification. Les glucides étant la principale source d'énergie pour les insectes [410], ces derniers doivent synchroniser leurs activités avec la période où la plante se trouve dans l'optimum de ses constituants phytochimique en termes de quantité et de qualité. Ils ne disposent pas en conséquence de beaucoup de temps pour stocker les glucides qui vont être rapidement oxydés. La transition du repos au travail chez de nombreux insectes implique souvent une très grande augmentation dans la vitesse d'utilisation de l'énergie [411].

Par ailleurs, les taux infimes en teneurs glucidiques observés peuvent être expliqués par le fait que, la présence de telles molécules entraîne rapidement la mise en route des systèmes biochimiques de détoxification; dont le rôle est de rendre hydrosolubles ces composés dangereux, afin de faciliter leur excrétion [412]. Les pucerons vont plutôt investir cette accumulation lipidique au profit d'un rétablissement de l'homéostasie que de la différer au profit de la reproduction. En effet, selon le principe d'allocation de tout investissement supplémentaire dans un aspect quelconque de la vie d'un organisme ne pourra se faire qu'aux dépens d'un autre aspect [413, 414].

Nos résultats montrent clairement que la reprise de *Chaitophorus leucomelas* est très importante sous stress chimique précisément sous l'action de la dose homologuée comparé a la demi-dose d'une part et aux extraits aqueux

d'une autre part. Ces données rejoindrait les résultats de Gilbert *et al.*, [415]; Beenackers *et al.*, [416] et Testerink [417] selon lesquels, il se peut que les produits phytosanitaires stimulent la reproduction, soit en augmentant la production d'œufs et/ou en raccourcissant le temps requis avant la première ponte. De ce fait les modèles expérimentés ont plus d'œufs développés et leur poids en est augmenté; tandis que les témoins, ont développé moins d'œufs ou pondent plus tardivement.

La matière active Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine est eu un effet choc sur la population de ravageur *C. leucomelas* Mais, à partir du septième jour nous avons remarqué une augmentation des effectifs. Ces résultats rejoignent celles de Bourlière [418] qui signale une reconstitution remarquable des insectes après perturbation par une substance xénobiotique.

Cheroux [419] annonce que lorsque l'insecte reçoit une certaine quantité d'insecticide par contact, l'organisme s'organise pour essayer de neutraliser ces substances. Les insecticides (lambda cyhalothrine) ont une action importante dans la lutte contre la pullulation des pucerons. Après le traitement, la taille des colonies de pucerons se maintient à un niveau significativement plus faible que celui des témoins. Cependant, nous avons observé une remontée, avec une pente assez forte, de la population à partir de 7 jours après traitement, ce qui nous a conduits à dire que la rémanence du produit envers les pucerons dure une semaine. Enfin la perturbation joue également un rôle essentiel dans le maintien de la biodiversité [19, 35]

VI. 4.Evaluation de l'effet des produits biologiques et chimiques sur la qualité phytochimique du support nourricier *Populus nigra*

Les dommages causés sur les plantes par l'apport des pesticides peuvent se manifester de plusieurs façons. Ils peuvent aller de marques visibles (lésions nécrotiques) à la mort prématurée des plantes en passant par un ralentissement de croissance et une baisse de rendement. Les symptômes peuvent aussi être

lents à se manifester et entraîner le jaunissement ou la chlorose de la feuille. Les pesticides pénètrent dans les feuilles par les stomates et sont transportés à l'intérieur des cellules et peuvent ainsi nuire à la respiration normale et aux mécanismes de la photosynthèse en altérant la chlorophylle, le transport des électrons et la phosphorylation oxydative. Ils peuvent également perturber l'activité biochimique dont la synthèse des glucides et des acides aminés. Cependant, l'utilisation de doses modérées peuvent avoir des conséquences moindres sur la synthèse des composés du métabolisme primaire de la plante. Les pesticides exercent une phytotoxicité sur les feuilles de certaines cultures et peut provoquer un effet très marqué sur la synthèse de nombreux métabolites physiologiques et biochimiques car il est difficilement hydrolysable dans les tissus, sa dégradation dépend du pH du milieu [420]. Ainsi d'après quelques chercheurs disent que les pesticides conduisent à un mauvais fonctionnement physiologique des plantes. Les processus de formation des protéines en particulier sont perturbés, ce qui conduit à l'accumulation d'acides aminés libres, de sucres réducteurs et d'azote minéral dans les tissus. Ces éléments sont le substrat privilégié pour divers bioagresseurs qui trouvent alors dans ces plantes déjà affaiblies des conditions très favorables à leur développement [9].

Les résultats relatifs à la qualité phytochimique de *Populus nigra* montrent que les extraits aqueux et la matière active semble d'avoir un effet notable sur les quantités de la proline. Les résultats dénotent encore que les taux des sucres totaux sont influencés par les différents régimes de stress (produit biologique et chimique). Dans la même suite d'idée, nous signalons une gradation des taux des principes actifs (proline et sucre totaux) allant de l'extrait aqueux, la demi-dose et la dose prescrite de la matière active. On suppose que l'action de la matière active de synthèse a engendré un déséquilibre biochimique au niveau de la plante se qui c'est traduit par des modifications des concentrations des composants actifs dans la plante.

Généralement les teneurs en acides aminés (surtout la proline) à l'état libre s'accroissent rapidement chez de nombreuses monocotylédones ou dicotylédones soumises à un stress [421]. La proline comme d'autres composées, tels que la

glutamine, le glutathion et le phytol subissent des changements de concentration et s'accumulent dans la plante lorsque l'équilibre métabolique de celle-ci est perturbé par les conditions défavorables du milieu (pollution, stress physiologique, facteurs climatiques). La concentration peut varier d'une plante à une autre et d'un biotope à l'autre [422, 423]. Plusieurs études montrent que le stress conduit la plupart des plantes à diminuer leur potentiel osmotique par accumulation d'osmolytes [424], et à une perturbation du métabolisme de l'azote, qui se caractérise par l'hydrolyse des protéines, de sorte que les concentrations en protéines diminuent tandis que celles en acides aminés augmentent, notamment la proline [425]. Selon un autre point de vue, cette accumulation n'est pas une réaction d'adaptation au stress, mais plutôt le signe d'une perturbation métabolique [426].

Depuis longtemps, il est connu que le taux de ces sucres augmente considérablement chez des plantes soumises aux différents types de stress [427]. Le métabolisme du carbone est également perturbé et l'hydrolyse de l'amidon entraîne une augmentation des concentrations en sucres solubles, tels que les glycosides cyanogéniques, les glucosinolates et autres composés sulfurés, les alcaloïdes et les terpénoïdes auraient tendance à augmenter [428]. La synthèse des sucres est dépendante de l'état sanitaire de la plante et des conditions climatiques [429]. Le déficit hydrique, affecte le métabolisme des hydrates de carbone, [430] ; avec une accumulation des sucres et d'autres composés organiques. Les changements dans le contenu des carbohydrates sont particulièrement importants vu leur relation direct avec les processus physiologiques tels que la photosynthèse, la translocation et la respiration. Les principaux sucres solubles accumulés sous stress sont le glucose, le fructose et le saccharose [431].

Les mêmes résultats font ressortir un que les quantités des tanins condensés s'amointrissent fortement suites a l'application des différents traitements par rapport au témoin. Par comparaison aux travaux de [432, 433, 434] la teneur en tannins d'une plante varie en fonction de plusieurs facteurs intrinsèques, tels que l'espèce, la variété, la partie ou le stade végétale, et extrinsèques, comme les

conditions du milieu. En conditions de stress oxydatif, les fonctions phénols des tannins ont tendance à s'auto-oxyder en O-quinones. Ces dernières interagissent avec les protéines par des liaisons covalentes irréversibles [435, 436]. Selon un autre point de vue, La synthèse des tannins est généralement augmentée en réponse à un stress environnemental quelque soit son origine, tels qu'un stress hydrique, un appauvrissement du sol ou un ensoleillement trop fort [437].

En fin les résultats mettent en exergue la présence d'une corrélation positive entre la proline et la densité de *Chaitophorus leucomelas* sous l'effet des différentes doses du produit phytosanitaire. Cela présume que la proline toute en étant une molécule de stress elle est aussi une molécule énergisante pour les bioagresseurs, ce qui a traduit l'activation de la reprise des populations résiduelles sous l'effet de Thiamethoxame et Lambda-cyhalothrine. Le phénomène de trophobiose a été très documenté par les études de Chaboussou [438]. Selon cette théorie, la sensibilité d'une plante cultivée par rapport aux ravageurs et aux maladies dépend de son état nutritionnel. Les ravageurs et les maladies n'attaqueront pas une plante saine. La santé d'une plante est directement liée à son équilibre interne qui est en perpétuelle mutation. Selon le même auteur, les ravageurs et les maladies n'attaquent pas toutes les plantes, mais uniquement celles qui pourraient servir d'aliments à l'insecte ou au pathogène. Si une plante dispose d'une quantité de substances suffisante pour alimenter les ravageurs et les maladies, c'est parce qu'elle n'a pas été traitée selon les méthodes optimales de culture. Aussi, pour qu'une plante soit résistante, est-il important de gérer correctement sa croissance. Les effets négatifs des pesticides sur les plantes cultivées peuvent aller nettement au-delà des conséquences d'un bouleversement des écosystèmes.

Plusieurs auteurs ont signalés l'implication des acides aminés, en particulier la proline dans les mécanismes biochimiques ayant une forte demande énergétique dans les activités vitales en particulier *Locusta migratoria* [439], morses [440], *Regina phormia* [441], et *Leptinotarsa decemlineata* [442]. Ces activités vitales conduisent à une diminution prolongée de la concentration de proline dans l'hémolymphe, plus spécialement le triacylglycérol et l'alanine

emmagasinés dans les corps adipeux qui se chargent de fournir la principale source renouvelable de proline chez les insectes [442]. La solubilité de la proline donne à l'organisme l'avantage d'utilisation de la proline physiologiques plutôt que les diacylglycérols et évite la dépense métabolique des mécanismes de support des lipoprotéines [443]. Quant un manque en réserves énergétiques est installé, les insectes recherchent la ressources lipidiques chez les plantes stressées ayant accumulées des taux assez conséquent de proline (molécule de stress). En revanche, la proline physiologique ou celle épuisée des plantes stressées va être stocké chez les pucerons sous forme de combustibles de vol ou toute autres action vitale [444]. Les substances élaborées par la plante sont donc considérées comme perturbateurs de l'utilisation de l'énergie [445] en entraînant une déperdition ou une mauvaise gestion de l'énergie [446]. La qualité d'énergie va déterminer donc la survie de l'individu, sa vitesse de croissance et sa fécondité, ce qui détermine le maintien de la population [447;446].

VI. 5. Evaluation de l'effet des produits biologiques et chimiques sur entomocénose de *Populus nigra*

Les populations naturelles constituent des systèmes complexes dont les propriétés dépendent et évoluent en fonction des paramètres biotiques et abiotiques de leur habitat. La théorie de la sélection naturelle renvoie donc au dialogue permanent qui existe entre chaque espèce, ou chaque variant génétique, avec son environnement, biotique ou physique ; ce qui permet au vivant de répondre aux variations de l'environnement en s'y adaptant, voire en le modifiant localement a son profit [448].

L'utilisation des insecticides dans le cadre de la lutte intégrée est le plus souvent indispensable pour assurer une production abondante, régulière et de qualité. Mais l'utilisation des pesticides n'a pas été sans conséquence tant aux niveaux des populations de ravageurs que de l'environnement. L'un des aspects importants à évoquer est la faible spécificité des produits phytopharmaceutiques entraînant d'importants déséquilibres et la disparition de nombreuses espèces utiles non cible, dont plusieurs études montrent que 80 à 90% de la dose de

pesticide appliquée n'atteint pas la cible, ils se volatilisent [449, 450, 451]. Les effets des pesticides se propagent au travers des réseaux trophiques via les processus de bioaccumulation, affectant les communautés à différentes échelles spatiales et temporelles et éliminant de nombreux organismes dont l'activité est bénéfique aux cultures [452]. Les produits phytosanitaires de synthèse sont considérés comme l'un des responsables majeurs du déclin de la biodiversité dans les agro-écosystèmes. En règle générale, les effets des produits phytosanitaires sur les arthropodes et particulièrement les auxiliaires et les ravageurs des cultures, dépendent des traits de vie, des paramètres démographiques et du stade de développement au moment de l'application. Plus le produit est appliqué sur un stade jeune et plus l'espèce a une démographie lente, plus l'insecte est vulnérable et sa population susceptible de disparaître. Les insecticides peu ou pas toxiques pour certains auxiliaires sont très peu nombreux dans les faits. Les autres pesticides ont un effet moins global sur les communautés d'arthropodes, mais peuvent affecter certains groupes taxonomiques ou fonctionnels. Cependant, la façon de les utiliser n'est pas toujours compatible avec les activités des abeilles et des parasitoïdes, et peut perturber leurs actions [453].

La prouesse de la présente étude est confirmée par l'évaluation des impacts non intentionnels des applications phytosanitaires sur la disponibilité faunistique et même sur la diversité structurale des groupes fonctionnels de l'entomocénose de *Populus nigra*. Les résultats obtenus nous ont permis de constater que l'effet de la matière active (Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine) exerce une pression très importante sur la disponibilité des populations entomofauniques comparé aux extraits aqueux. Ces résultats sont comparable à ceux discuter par et qui expriment que les pesticides ont un impact négatif, plus ou moins marqué selon la nature et le type de molécule et d'adjuvant, sur la majorité des arthropodes. Ils ont souvent un effet réducteur sur des ennemis naturels des ravageurs, et sur des insectes d'utilités agronomiques [454]. Pareillement beaucoup d'études montrent au contraire des effets non intentionnels plus ou moins marqués sur l'arthropodofaune auxiliaire (araignées, carabiques, staphylins, coccinelles, chrysopes, syrphes, microhyménoptères parasitoïdes,

punaises prédatrices, acariens phytoséiides) selon les molécules employées, mais aussi selon les phases du cycle biologique des organismes [454].

Le recours à l'application des molécules bioactives est considéré comme étant une méthode respectueuse de l'environnement, surtout lorsqu'elle sont comparées à la lutte chimique, et bien qu'elle soit présentée comme telle par certains scientifiques, leurs effets sur les arthropodes et notamment les auxiliaires des cultures ne sont pas nuls, même si les résultats rapportés dans la littérature peuvent être divergents notamment pour les extraits de neem. L'utilisation de certaines molécules d'extraits végétaux à certaines concentrations semblent exercer une attraction sur des auxiliaires, il semble que des effets de phytotoxicité ainsi que des effets attractifs vis-à-vis de certains ravageurs soient parfois observés. Il semble donc plausible que ces huiles puissent également avoir des effets sur de nombreux arthropodes auxiliaires. Cependant, aucune étude sur cette question n'a été apparemment menée à ce jour hormis celle de qui ont justement montré que le recours à des huiles essentielles pour protéger des denrées stockées (en Afrique) pouvait aggraver les dégâts d'une bruche, à cause d'une mortalité plus forte induite sur son ennemi naturel (microhyménoptère parasitoïde) que sur le ravageur[454].

L'effet non intentionnel des applications phytosanitaire a été également vérifié sur la structuration de la biocénose et sur l'ordre d'arrivée des groupes fonctionnels sous les différents régimes de stress chimique (biologique et chimique). L'analyse des peuplements montre donc que les espèces se répartissent très inégalement sous l'effet des traitements employés. Il est signalé que les trophobiontes (fourmis...), quelques hyménoptères (guêpe, abeille...) et certains coléoptères (coccinelle,) sont les groupes qui accusent une forte sensibilité à l'effet choc des matières actives utilisées.

Bodiguel [455] déjà montré que l'action des molécules a activité insecticide peut modifier la structure des communautés en augmentant l'abondance de certains taxons et diminuant l'abondance d'autres taxons.

Le nombre d'insectes, araignées et coléoptères était considérablement plus élevé dans les champs non traités. Dans les fermes biologiques, le nombre et la richesse des espèces de papillons étaient plus grands que dans les fermes traditionnelles. Le nombre de coléoptères carabidés et d'araignées était habituellement plus élevé dans les fermes biologiques. Les papillons nocturnes étaient considérablement plus abondants dans les fermes biologiques et la richesse des espèces était supérieure. Sur les terres arables, l'utilisation de pesticide était un facteur important d'influence sur les communautés épigées d'araignées. Sur les sites ayant un apport accru de pesticide, les communautés d'insectes, abeilles sauvages et araignées étaient plus uniformes, révélant des échanges moindres entre les communautés dans les zones d'agriculture intensive [454].

Nous signalons également que la reprise de l'activité biocénotique est au profit des applications biologique où un nombre assez important de spécimen c'est installé dès la deuxième semaine d'après traitement. En revanche, la reprise de l'activité biocénotique n'a été visible qu'au delà de la quatrième semaine chez les spécimens ayant subit le traitement chimique. Ce qui explique l'éphémérité des extraits aqueux. De ce contexte certains auteurs mentionnent que les effets à moyen et long termes des pesticides dépendent de l'hétérogénéité des agro-écosystèmes et de la mobilité des organismes, et donc de leurs capacités de recolonisation à partir des zones refuges non traitées [454]. Parallèlement d'autre auteurs ont montre que les biopesticides sont moins persistants dans l'environnement et requièrent plus de surveillance sur le terrain pour déterminer les seuils de fonctionnement [173].

La diversité biologique du cortège d'auxiliaires est plus élevée dans les parcelles conduites en itinéraire « bio » que dans les parcelles subissant des traitements phytosanitaires [456].

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Le contexte générale de cette présente étude, vise la recherche de nouvelles molécules bioactives à activité biocide. L'évaluation de l'efficacité globale des extraits aqueux des plantes spontanées *Erchfildia viscosa* et *Silene fuscata* constitue une approche de prouesse dans le domaine de la protection intégrée. A partir de cette investigation nous pouvons dégager les résultats suivants :

Les résultats relatifs aux traitements biologique par le biais des applications des extraits aqueux des plantes entières ainsi que leurs compartiments, des extraits aqueux selon le ratio *Inule viscosa/ Silene fuscata* et des traitements chimiques ont montré une efficacité notable. Le recours aux extraits aqueux formulés (Inule/silène) a permis d'amplifier la capacité toxique des molécules bioactives dont l'expression c'est manifestée par une mortalité importante et un temps de couverture phytosanitaire acceptable par comparaison aux extraits aqueux non formulés. Cet effet de choc signalé sur les populations résiduelles présente une gradation de toxicité allant des extraits aqueux des compartiments, les extraits aqueux des plantes entières, les extraits aqueux selon le ratio Inule/Silene et enfin les traitements chimiques. Cependant, la reprise biocénotique des populations de *C. leucomelas* a été très distinctive par la suite des applications chimiques si on la compare aux traitements biologiques

Le remaniement des réserves énergétiques et des mesures pondérales des femelles mature de *C. leucomelas* sous l'action des traitements biologiques et chimiques a révélé une variabilité qui se manifeste par une différence quantitative important entre les réserves lipidiques et les réserves glucidiques où les taux des réserves lipidiques sont très distinguées. De plus, il est très important de mettre en

diapason les fortes corrélations positives existant entre le remaniement des réserves lipidiques et l'effet des différentes doses de la matière active de synthèse. Il est à signaler que les mesures pondérales des femelles évolue de la même manière que l'accumulation des réserves en lipides sous traitement chimique. Alors que la fluctuation des taux lipidiques et des mesures pondérales sous traitement bibliologique a montré une stabilité remarquable avec des gains en poids et des fortes accumulations lipidiques très significative chez les sexupares traitées par les extraits aqueux ratios *Erchifildia viscosa/Silena fuscata*.

Les résultats relatifs à la qualité phytochimique de *Populus nigra* montrent que les extraits aqueux et la matière active semble d'avoir un effet notable sur les quantités de la proline. Les résultats dénotent encore que les taux des sucres totaux sont influencés par les différents régimes de stress (produit biologique et chimique). Dans la même suite d'idée, nous signalons une gradation des taux des principes actifs (proline et sucre totaux) allant de l'extrait aqueux, la demi-dose et la dose prescrite de la matière active

Les résultats montrent que l'impact non intentionnels des applications phytosanitaires sur la disponibilité faunistique et même sur la diversité structurale des groupes fonctionnels de l'entomocénose de *Populus nigra* est très contrasté où on note que la matière active (Thiamethoxame/Lambda-cyhalothrine) exerce une pression très importante sur la disponibilité des populations entomofauniques comparé aux extraits aqueux.

Au terme de cette approche nous suggérons une caractérisation des molécules bioactives des différents extraits aqueux afin de pouvoir exploité d'une manière raisonnable les ressources phytogénétiques naturelles.

Si le recours à l'utilisation des ratios de plantes spontanées a augmenté l'efficacité globale des biocides inertes, il serait intéressant de développer d'avantage la formulation de la silène/Inule sur la base de compatibilité des molécules bioactives

Le recours au biomarqueurs énergétiques comme moyen d'évaluation des réponses aux différents régimes de stress nous pousse à améliorer d'avantage nos connaissances sur les caractères chimiques des lipides et des sucres qui sont probablement à l'origine de réponses biochimiques diverses.

L'estimation des modifications des concentrations des molécules phytochimiques devrait passer obligatoirement par des analyses complémentaires ayant pour objectif l'estimation de l'impact d'un tel remaniement sur l'intégrité de la croissance journalière de la plante hôte.

Appendice A.1

Les biocénoses de *Populus nigra*



1



2



3



4



5



6



7



8



9



10



11



12

Appendice A.1 (Suite)



13



14



15



16



17



18



19



20



21



22



23



24



25



26



27



28

Appendice A 1(Suite)



29



30



31



32



33



34



35



36



37



38



39



40



41



42



43



44

Appendice A.1(Suite)



45



46



47



48



49



50



51



52



53



54



55



56



57



58



59



60

Appendice A 1(Suite)



61



62



63



64



65



66



67



68



69



70



71



72



73



74

Appendice A 1(Suite)



75



76



77



78



79



80



81



82

APPENDICE A.2

Les biocénoses de *Populus nigra*

	S/Familles	Ordres	S/Ordres	Familles	Genrs et Espèces
1	<i>Cocalg</i>	Coléoptères	Polyphaga	Coccinellidae	<i>Coccinella septempunctata</i>
2	<i>Hipvar</i>	Coléoptères	Polyphaga	Coccinellidae	<i>Hippodamia (Adonia) variegata</i>
3	<i>Psyvig</i>	Coléoptères	Polyphaga	Coccinellidae	<i>Psyllobora (Thea) vigintiduopunctata</i>
4	<i>Rhychr</i>	Coléoptères	Polyphaga	Coccinellidae	<i>Rhyzobius chrysomeloides</i>
5	<i>Slypal</i>	Coléoptères	Polyphaga	Coccinellidae	<i>Slymnus pallidiformis</i>
6	<i>Myroct</i>	Coléoptères	Polyphaga	Coccinellidae	<i>Myrrha octodecimpunctata (Linne)</i>
7	<i>Oendou</i>	Coléoptères	Polyphaga	Coccinellidae	<i>Oenopia doublieri (Mulsant)</i>
8	Coléo1	Coléoptères			
9	Coléo2	Coléoptères	Polyphaga	Curculionidae	
10	Coléo3	Coléoptères			
11	Coléo4	Coléoptères			
12	Coléo5	Coléoptères			
13	Coléo6	Coléoptères			
14	Coléo7	Coléoptères			
15	Coléo8	Coléoptères	Polyphaga	Staphylinidae	
16	Coléo9	Coléoptères	Polyphaga	Staphylinidae	
17	Hym1	Hyménoptère	Apocrita		
18	HymIchn1	Hyménoptère	Apocrita	Ichneumonidae	
19	HymIchn2	Hyménoptère	Apocrita	Ichneumonidae	
20	HymIchn3	Hyménoptère	Apocrita	Ichneumonidae	
21	HymIchn4	Hyménoptère	Apocrita		
22	HymIchn5	Hyménoptère	Apocrita		
23	HymIchn6	Hyménoptère	Apocrita		
24	Hym8	Hyménoptère			
25	Hym9	Hyménoptère			

APPENDICE A.2(Suite)

26	<i>Vesger</i>	Hyménoptère	Apocrita	Vespidae	<i>Vespa germanica</i>
27	Hym10	Hyménoptère	Apocrita		
28	<i>Apimel</i>	Hyménoptère	Apocrita	<i>Apidae</i>	<i>Apis mellifera</i>
29	Hym12	Hyménoptère			
30	Hym13	Hyménoptère			
31	Hym14	Hyménoptère			
32	Hym15	Hyménoptère			
33	Hym16	Hyménoptère			
34	<i>Forruf</i>	Hyménoptère	Apocrita	Formicidae	<i>Formica rufa</i>
35	<i>For2</i>	Hyménoptère			
36	<i>For3</i>	Hyménoptère			
37	<i>For4</i>	Hyménoptère			
38	<i>Chryign</i>	Hyménoptère			
39	Hym17	Hyménoptère			
40	Hym18	Hyménoptère			
41	Hym19				
42	Neu	Neuroptères			Chrysope
43	Dip1	Diptères	Nématocère		
44	Dip2	Diptères			
45	Dip3	Diptères			
46	Dip4	Diptères			
47	Dip5	Diptères			
48	Dip6	Diptères			
49	Dip7	Diptères			
50	Dip8	Diptères			
51	Dip9	Diptères			
52	Dip10	Diptères			
53	Dip11	Diptères	Cyclorrhaphe	Muscidae	
54	Dip12	Diptères	Cyclorrhaphe	Calliphoridae	

APPENDICE A.2(Suite)

55	Sarcar	Diptères	Cyclorrhaphe	Sarcophagidae	Sarcophaga carnaria
56	Dip13	Diptères			
57	Dip14	Diptères			
58	Dip15	Diptères			
59	Dip16	Diptères			
60	Dip17	Diptères			
61	Dip18	Diptères			
62	Dip19	Diptères	Cyclorrhaphe	Syrphidae	
63	Dip20	Diptères	Cyclorrhaphe	Syrphidae	
64	Hét1	Hétéroptère			
65	Hét2	Hétéroptère			
66	Hét3	Hétéroptère		Trigidae	
67	<i>Calfla</i>	Isoptères			<i>Callotermes flavicolis</i>
68	Hom1	Homoptère		Lecanidae	
69	Hom2	Homoptère			
70	Hom3	Homoptère			
71	Hom4	Homoptère		Psyllidae	
72	<i>Plugam</i>	Lépidoptère			<i>Plusia gamma</i>
73	<i>Manrel</i>	Montoptère			<i>Mantis religiosa</i>
74	<i>Iriora</i>	Montoptère			<i>Iris oratoria</i>
75	<i>Porsp</i>	Clopode			<i>Porcelio</i> sp
76	Bla	Blattariés			
77	Ara1				
78	Ara2				
79	Ara3				
80	Esc1				
81	Esc2				
82	Esc3				

APPENDICE B

Calendrier des sorties

	Suivi →				Traitement Biologique et chimique	Suivi →			
Ravageur	Un jour 28				29-11-10	30 -11 Jusqu'à 9-12-11			
Qualité phytochimique	Un jour 28				29-11-10	Un mois			
						→ 29-11	08-12	15-12	25-12
Biocénose	Un mois				29-11-10	Un mois			
	24-10	31-10	07-11	14-11		29-11	08-12	15-12	25-12

APPENDICE C

Effets des produits phytosanitaires sur la qualité phytochimique de *P. nigra*

La quantité de la proline sous l'effet de la matière active

Période	Quantité Temoin	Quantité Demi dose	Quantité Dose
Avant traitement	6,005	5,857	6,222
Après 24h	6,592	22,386	23,643
Après une semaine	8,085	20,034	20,869
Après deux semaines	9,341	15,876	20,373
Après trois semaines	7,778	11,667	9,906
Après quatre semaines	8,526	10,574	6,001

La quantité de la proline sous l'effet des extraits aqueux

Période	Quantité Temoin	Quantité non formulé	Quantité formulé
Avant traitement	6,286	0,714	6,848
Après 24h	7,682	1,8163	17,414
Après une semaine	8,692	1,838	17,628
Après deux semaines	7,081	2,204	21,136
Après trois semaines	6,746	1,882	18,044
Après quatre semaines	5,224	0,8126	7,791

La quantité des tanins condensés sous l'effet de la matière active

Période	Quantité Temoin	Quantité Demi dose	Quantité Dose
Avant traitement	0,463	0,3723	0,396
Après 24h	0,286	0,522	0,458
Après une semaine	0,469	0,448	0,707
Après deux semaines	0,549	0,340	0,490
Après trois semaines	0,615	0,319	0,417
Après quatre semaines	0,3343	0,335	0,407

APPENDICE C (Suite)

La quantité des tanins condensés sous l'effet des extraits aqueux

Période	Quantité Temoïn	Quantité non formulé	Quantité formulé
Avant traitement	0,373	0,338	0,374
Après 24h	0,381	0,327	0,609
Après une semaine	0,375	0,798	0,348
Après deux semaines	0,407	0,682	0,325
Après trois semaines	0,462	0,475	0,328
Après quatre semaines	0,576	0,479	0,339

La quantité des sucres totaux sous l'effet de la matière active

Période	Quantité Temoïn	Quantité Demi dose	Quantité Dose
Avant traitement	0,157	0,162	0,2111
Après 24h	0,185	0,243	0,4393
Après une semaine	0,194	0,296	0,456
Après deux semaines	0,202	0,264	0,323
Après trois semaines	0,222	0,264	0,295
Après quatre semaines	0,141	0,183	0,233

La quantité des sucres totaux sous l'effet des extraits aqueux

Période	Quantité Temoïn	Quantité Demi dose	Quantité Dose
Avant traitement	0,162	0,173	0,176
Après 24h	0,115	0,177	0,177
Après une semaine	0,1186	0,242	0,221
Après deux semaines	0,190	0,242	0,263
Après trois semaines	0,1745	0,161	0,2474
Après quatre semaines	0,1585	0,157	0,189

APPENDICE D

Effets du pesticide sur les traits de vies biochimiques des sexupares de *C. leucomelas*

Sortie	traitement	poid mg	glucide	quantite	poid mg	lipide	quantité
1	Tmn	2,23	1,98	0,20	2,23	0,76	29,21
	1/2D	2,37	2,28	0,23	2,30	0,72	27,54
	D	2,83	1,94	0,20	2,44	0,66	25,04
2	Tmn	2,47	1,91	0,19	2,77	0,96	37,43
	1/2D	2,43	2,19	0,22	2,47	0,99	38,86
	D	2,50	2,21	0,23	2,70	1,07	42,25
3	Tmn	2,57	1,82	0,19	3,27	0,86	33,44
	1/2D	2,77	2,17	0,22	3,37	1,18	46,55
	D	3,20	2,44	0,25	3,73	1,29	51,35
4	Tmn	2,83	1,83	0,18	2,80	0,53	19,46
	1/2D	3,30	2,43	0,25	2,23	1,65	66,08
	D	/	/	/	/	/	/
5	Tmn	2,67	1,70	0,83	3,63	1,30	51,54
	1/2D	2,70	2,07	0,21	3,13	1,86	74,92
	D	/	/	/	/	/	/
6	Tmn	3,50	2,56	0,26	2,93	1,19	47,06
	1/2D	3,40	2,68	0,27	5,63	1,76	71,90
	D	/	/	/	/	/	/
7	Tmn	3,67	2,47	0,25	3,87	0,50	18,22
	1/2D	1,90	1,93	0,20	4,23	0,51	18,83
	D	/	/	/	/	/	/
8	Tmn	4,97	0,83	0,08	4,53	0,89	34,63
	1/2D	/	/	/	/	/	/
	D	/	/	/	/	/	/
9	Tmn	3,07	2,39	0,24	4,67	0,51	18,84
	1/2D	2,07	2,20	0,22	1,43	0,53	19,43
	D	3,20	2,18	0,22	4,27	0,53	19,70

APPENDICE D (Suite)

Effets des extraits aqueux sur les traits de vies biochimiques des sexupares de *C. leucomelas*

Sortie	traitemen	poid mg	Glucide	Quantite	poid mg	Lipide	Quantite
1	Tmn	2,23	1,98	0,20	2,23	0,76	29,21
	N.formulé	2,37	2,28	0,23	2,30	0,72	27,54
	Formulé	2,83	1,94	0,20	2,44	0,66	25,04
2	Tmn	2,47	1,91	0,19	2,77	0,96	37,43
	N.formulé	2,43	2,19	0,22	2,47	0,99	38,86
	Formulé	2,50	2,21	0,23	2,70	1,07	42,25
3	Tmn	2,57	1,82	0,19	3,27	0,86	33,44
	N.formulé	2,77	2,17	0,22	3,37	1,18	46,55
	Formulé	3,20	2,44	0,25	3,73	1,29	51,35
4	Tmn	2,83	1,83	0,18	2,80	0,53	19,46
	N.formulé	3,30	2,43	0,25	2,23	1,65	66,08
	Formulé	/	/	/	/	/	/
5	Tmn	2,67	1,70	0,83	3,63	1,30	51,54
	N.formulé	2,70	2,07	0,21	3,13	1,86	74,92
	Formulé	/	/	/	/	/	/
6	Tmn	3,50	2,56	0,26	2,93	1,19	47,06
	N.formulé	3,40	2,68	0,27	5,63	1,76	71,90
	Formulé	/	/	/	/	/	/
7	Tmn	3,67	2,47	0,25	3,87	0,50	18,22
	N.formulé	1,90	1,93	0,20	4,23	0,51	18,83
	Formulé	/	/	/	/	/	/
8	Tmn	4,97	0,83	0,08	4,53	0,89	34,63
	N.formulé	/	/	/	/	/	/
	Formulé	/	/	/	/	/	/
10	Tmn	3,07	2,39	0,24	4,67	0,51	18,84
	N.formulé	2,07	2,20	0,22	1,43	0,53	19,43
	Formulé	3,20	2,18	0,22	4,27	0,53	19,70

APPENDICE E

LISTE DES SYMBOLES ET D'ABREVIATIONS

A.C.P	: Analyse en Composantes Principales
ACh	: Acétylcholine
AChE	: Acétylcholinestérase
°C	: Degrés Celsius
EROD	: Ethoxyrésorufine O-dééthylase
G.L.M	: modèle linéaire global
GST	: Glutathion S-transférases
H ₂ SO ₄	: Acide sulfurique
M	: Mètre
µL	: Microlitres
Min	: Minute
Moy	: Moyen
ml	: Millilitre
N°	: Nombre
NADP	: nicotinamide adénine dinucléotide phosphate
Nm	: Nanomètre
P	: Pluviométrie
T Min	: Température Minimal
T Max	: Température Maximal
Q2	: coefficient pluviométrique

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- 1 **Karban, R. et Baldwin, I.T., 1997.** *Induced responses to herbivory*, Ed. J.N. Thompson, Univ. Chicago Press, Chicago, 319 p.
- 2 **Staskawicz, B. J., Ausubel, F. M., Baker, B. J., Ellis, J. G. et Jones, J. D G., 1995.** Molecular genetics of plant disease resistance. *Science* 268.pp. 661-667.
- 3 **van der Meijden, E., et Klinkhamer, P.G.L., 2000.** Conflicting interests of plant and the natural enemies of herbivores. *Oikos* 89: 202-208.
- 4 **Lamontagne, E., 2004** .Caractérisation de nouvelles souches de *Bacillus thuringiensis* d'intérêt pour la production des biopesticides et d'enzyme par fermentation de boues d'épuration municipale. Université du Québec INRS-ETE
- 5 **Auberto, J.N., Barbier, J.M., Carpentier, A., Gril, J.J., Guichard, L., Lucas, P., Savary, S. et Voltz, M., 2005** . *Rapport expertise scientifique collective*, INRA – Cemagref .Pesticides, agriculture et environnement .59p
- 6 **Urban, L., 1997.** *Introductions à la production sous- serres, tome1*. Ed. Tec-Doc., Paris, pp.111-125.
- 7 **Bonan, H. et Prime, J.L. 2001.** *Rapport sur la présence de pesticides dans les eaux de consommation humaine en Guadeloupe*. Ministère de l'aménagement et du territoire et de l'environnement, 138 pp.
- 8 **Giroux, I., Robert, C. et Dassylva, N., 2006.** *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : bilan dans des cours d'eau de zones de culture de maïs et de soya en 2002, 2003 et 2004, et dans les réseaux de distribution d'eau potable*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Direction des politiques de l'eau et Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 57p. et 5 annexes.
- 9 **Seguy, L., Husson, O., Charpentier, H., Bouzinac, S., Michellon, R.,**

- Chabanne, A., Boulakia, S., Tivet F., Naudin, K., Enjalric, F., Ramaroson, I., et Ramanana R., .2009.** *Principes et fonctionnement des écosystèmes cultivés en semis direct sur couverture végétale permanente*.vol.I.p.32. <http://Agroecologie.cirad.fr>
- 10 **Thomas, M.B. 1999.** Ecological approaches and the development of «truly integrated» pest management. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 96: 5944-5951.
- 11 **Jean, K .et Benmarhnia, T., 2011.** Perturbateurs endocriniens et biodiversité. WWF France. 1 carrefour de Longchamp. 75016 Paris. www.wwf.fr
- 12 **Mayer, F.L., Versteeg, D.J., Mac Kee, M.J., Folmar, L.C., Graney, R.L., Mac Cume, D.C. et Rattner, B.A. 1992.** Physiological and nonspecific biomarkers. In Huggett R.J., Kimerle R.A., Mehrle P.M. et Bergman H.L., eds, *Biomarkers: biochemical, physiological, and histological markers of anthropogenic stress*, Lewis Publishers, Chelsea, pp 5-86.
- 13 **Lagadic, L., Caquet, T. et Amiard, J.C. 1997.** *Biomarqueurs en écotoxicologie : principes et définitions*. In Lagadic L., Caquet T., Amiard J.C. et Ramade F., eds, *Biomarqueurs en écotoxicologie, aspects fondamentaux*, Masson, Paris, pp 1-9.
- 14 **Wirth, D., Christians, E.S., Drion, P.V., Dessy-Doize, C., et Gustin, P., 2003.** Les protéines de choc thermique (heat shock proteins-Hsps).II. Hsp70 : biomarqueur et acteur du stress cellulaire. Université de Liège - Faculté de Médecine Vétérinaire - bd de Colonster, B41, 4000 Liège, 147, 127-144.
- 15 **Larew, HG., Locke, JC. , 1990.** Repellency and toxicity of horticultural oil against whitefly on *Chrysanthemum*. *HortScience* 25 (11), p. 1406–1407.
- 16 **Gomez, P., Cubillo D., Mora, GA., Hilje, L., 1997.** Evaluacion de posibles repelentes de *Bemisia tabaci*. II. Extractos vegetales. *Manejo Integrado de Plagas (Costa Rica)* 29, p. 17–25.
- 17 **Rochefort, S., Lalancette, R., Labbe, R. et Brodeur, J., 2006.** Recherche et développement de biopesticides et pesticides naturels à faible toxicité pour les organismes non ciblés et respectueux de l'environnement. Rapport final, Projet PARDE, Volet Entomologie, Université Laval. Pp.10- 28.
- 18 **Deguine, J. et Ferron, P., 2006,** Protection des cultures, préservation de la biodiversité, respect de l'environnement. *Cahiers d'études et de recherches*

francophones/Agricultures. Vol 15, 307-311.

- 19 **Huston, M.A., 1994.** Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, New York, USA.
- 20 **Duelli, P., 1997.** Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystem & Environment* 62: 81-91.
- 21 **Smith, B. et Wilson, J.B., 1996.** A consumer's guide to evenness indices. *Oikos* 76: 70-82.
- 22 **Ettema, C.H. et Wardle, D.A., 2002.** Spatial soil ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 177- 183.
- 23 **Whittaker, R.J., Willis, K.J. et Field, R., 2001.** Scale and species richness: toward a general hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470.
- 24 **Loreau, M., 2000.** Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos* 91: 3-17.
- 25 **Krebs, C.J., 1972.** *Ecology*. Harper and Row, New-York. Introduction.
- 26 **Barbault, R., 1997.** *Ecologie générale - Structure et fonctionnement de la biosphère*. 4^{ème} édition. Masson, Paris. 286 p.
- 27 **Goudard, A., 2007.** Fonctionnement des écosystèmes et invasions biologiques : importance de la biodiversité et des interactions interspécifiques thèse. doc. L'Université Paris.
- 28 **Vincent, c. et coderre, d., 1992.** *La lutte biologique*. Éd. Gaëtan Morin éditeur, Québec, Canada, p.646.
- 29 **Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., et Wardle, D. A., 2001.** Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294:804-808.
- 30 **Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., et Brooks, T. M., 1995.** The future of biodiversity. *Science* 269 :347-350.
- 31 **Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., et Melillo, J. M., 1997.** Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:494-499.

- 32 **Sala, O. E., Chapin, F. S, et al. 2000.** Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- 33 **Loreau, M., Naeem, S. et Inchausti, P., 2002.** Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- 34 **Kinzig, A. P., Pacala, S. W. et Tilman, D., 2002.** *The functional consequences of biodiversity: empirical progress and theoretical extensions.* Princeton University Press, Princeton, New Jersey. USA.
- 35 **Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Iodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., et Wardle, D. A., 2005.** Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3-23.
- 36 **Kolasa, J., et Rollo, C.D., 1991.** Introduction : the heterogeneity of heterogeneity, a glossary, p. 1- 23, In J. Kolassa and S. T. A. Pickett, eds. *Ecological heterogeneity.* Springer-Verlag, New York
- 37 **Samuels, C.L., et Drake, J.A., 1997.** Divergent perspectives on community convergence. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 427-432.
- 38 **Palmer, M.W., et White, P.S., 1994.** Scale dependence and the species-area relationship. *The American Naturalist* 144: 717-740.
- 39 **Gillet, F., et Gallandat, J.D., 1996.** Integrated synusial phytosociology: some notes on a new, multiscale approach to vegetation analysis. *Journal of Vegetation Science* 7: 13-18.
- 40 **Tothmemeresz, B., 1995.** Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6: 283-290.
- 41 **Oksanen, J. 1995.** Plant neighbour diversity. *Journal of Vegetation Science* 8: 255-258.
- 42 **Negrila, M., 2005.** Cercetari privind elaborarea unui sistem d'agricultura durabila pentru conditiile din Dobrogea. PhD Thesis. Bucarest, Université des sciences agronomiques et de médecine vétérinaire de Bucarest, Faculté d'agriculture, 286 p.
- 43 **Clergué, B., Amiaud, B. et Plantureux, S., 2004.** Evaluation de la biodiversité par des indicateurs agri-enviennementaux a l'échellee d'un territoire agricole. UMR INRA-ENSAIA-INPL Agronomie et Environnement

2, Avenue de la Forêt de Haye F- 54505 Vandoeuvre-lès-Nancy E-mail:
boris.clergue@ensaia.inpl-nancy.fr

- 44 **Marty, P., Vivier, F. P., Lepart, J et Lavrère, R., 2005.** *Les biodiversités: objets, théories, pratiques.* CNRS. ED Paris.P260
- 45 **Simpson, E.H., 1949.** Measurement of diversity. *Nature* 163:688.
- 46 **Shannon, E. et Weaver, W., 1962.** The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana, Illinois.
- 47 **Hooper, D. U. et Vitousek, P. M., 1998.** Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. *Ecological Monographs* 68:121-149.
- 48 **Diaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S. et Tilman, D., 2006.** Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *Plos Biology* 4(8): e277.
- 49 **Grime, J.P. 1974.** Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250 : 26-31.
- 50 **Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., et Siemann, E., 1997.** The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277: 1300-1302.
- 51 **Noss, R. F., 1990.** Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach, *Conservation Biology*, 4, 355-364.
- 52 **Lavorel, S., Intyre, S. Mc, Landsberg, J., et Forbes, T.D.A., 1997.** Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response disturbance. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 474-478.
- 53 **Scheiner, S.M. 1992.** Measuring pattern diversity. *Ecology* 73: 1860-1867.
- 54 **Naeem, S., Hakansson, K., Lawton, J.H., Crawley, M.J. et Thompson, L.J., 1996.** Biodiversity and plant productivity in a model assemblage of plant species. *Oikos* 76: 259-264.
- 55 **McNaughton, S.J., 1994.** Biodiversity and function of grazing ecosystems, p. 532, In E. D. Schulze and H. A. Mooney, eds. *Biodiversity and ecosystem function.* Springer Verlag, Berlin.
- 56 **Tilman, D. et Downing, J.A., 1994.** Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367: 363-367.
- 57 **Wardle, D.A., Zackrisson, O., Hornberg, G. et Gallet, C., 1997 a.** the

- influence of land area on ecosystem properties. *Science* 277: 1296-1299.
- 58 **Wardle D.A., Bonner K.I. et Nicholson K.S., 1997 b** Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. *Oikos* 79: 247-258.
- 59 **May, R.M., 1975.** Patterns of species abundance and diversity. In: *Ecology and evolution of communities* (eds. Cody ML & Diamond JM). The Belknap Press of Harvard University Press Cambridge, pp. 81 - 120.
- 60 **Manson, S.M., 2001.** Simplifying complexity: a review of complexity theory. *Geoforum*, 32, 405-414.
- 61 **Holland, J.N., 1995.** *Hidden orders: how adaptation builds complexity*. Basic Books, Reading.
- 62 **Gallagher, R. et Appenzeller, T., 1999.** Beyond reductionism - Introduction. *Science*, 284, 79-79.
- 63 **Parrott, L., 2002.** Complexity and the limits of ecological engineering. *Transactions of the Asae*, 45, 1697-1702.
- 64 **Chu, D., Strand, R. et Fjelland, R., 2003.** Theories of complexity – Common denominator of complex systems. *Complexity*, 8, 19 - 29.
- 65 **Green, D.G., et Sadedin, S., 2005.** Interactions matter - complexity in landscapes and ecosystems. *Ecological Complexity*, 2, 117-130.
- 66 **Nekola, J.C. et Brown, J.H., 2007.** The wealth of species: ecological communities, complex systems and the legacy of Frank Preston. *Ecology Letters*, 10, 188- 196.
- 67 **Paine, R.T., 1966.** Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*, 100, 65-&.
- 68 **Casper, B.B. et Jackson, R.B., 1997.** Plant competition underground. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 545-570.
- 69 **Sibly, R.M. et Hone, J., 2002.** Population growth rate and its determinants: an overview. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 357, 1153-1170.
- 70 **Huston, M.A., 1998.** *Biological Diversity: The coexistence of species in changing landscapes*. Cambridge Univ. Press.

- 71 **Raunkiaer, C., 1934.** The life forms of plants and statistical plant geography. Oxford, XVI, 632 p.
- 72 **Meffe, G.K. et Carroll, G.R., 1994.** The role of keystone species. In: Meffe, G.K. & Carroll, G.R.: Principles of conservation Biology, Sinauer Assoc. Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.
- 73 **Stubbs, W.J. et Wilson, J.B., 2004.** Evidence for limiting similarity in a sand dune community. *Journal of Ecology*, 92: 557-567.
- 74 **Cornwell, W.K., Schilck, D.W. et Ackerly, D., 2006.** A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology*, 87: 1465-3471.
- 75 **Grime, J.P., 2006.** Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science*, 17: 255-260.
- 76 **Wilson, J.B., 2007.** Trait-divergence assembly rules have been demonstrated: Limiting similarity lives! A reply to Grime. *Journal of Vegetation Science*, 18: 451-452.
- 77 **Fukami, T., Martijn Bezemer, T., Mortimer, S.R. et van der Putten, W.H., 2005.** Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly. *Ecology Letters*, 8: 1283-1290.
- 78 **De Bello, F., Thuiler, W., Leps, J., Choler, P., Clément, J.C., Macek, P., Sebastia, M. T. et Lavorel, S., 2009.** Partitioning of functional diversity reveals the scale and extent of trait convergence and divergence. *Journal of Vegetation Science*, 20: 475-486.
- 79 **Keddy P.A., 1992.** Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3:157-164.
- 80 **MacArthur, R. et Levin, R., 1967.** The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*, 101: 377-385. management tool. Pages 185-210 in Wallies De Vries, M.F., J.P. Bakker & S.E. Van Wieren. *Grazing and management conservation*. Kluwer Academics Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- 81 **Ronzon, B., 2006.** Biodiversité et lutte biologique. ENITA de Clermont Ferrand.
- 82 **Sarthou, J.P., 2006.** Dossier : la biodiversité dans tous ses états. Alter

Agree n°76, p 4-14.

- 83 **Duelli, P., Obrist, M. K., 2003.** *Biodiversity indicators: the choice of values and measures*, Agriculture, Ecosystems & Environment, 98, 87-98.
- 84 **Egerton, F. N., 1973.** « Changing concepts of balance of nature » *Quarterly Review of Biology*, 48, 322-350.
- 85 **Goudard, A., 2007.** *Fonctionnement des écosystèmes et invasions biologiques : importance de la biodiversité et des interactions interspécifiques*. Université Pierre et Marie Curie - Paris
- 86 **Wootton, T., 1994.** The nature and consequences of indirect effects in ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 25:443-466.
- 87 **Abrams, P. A., 1995.** Implications of dynamically variable traits for identifying, classifying, and measuring direct and indirect effects in ecological communities. *American Naturalist* 146:112-134.
- 88 **Werner, E. E., et Peacor, S. D., 2003.** A review of trait-mediated indirect interactions in ecological communities. *Ecology* 84:1083-1100.
- 89 **Schmitz, O. J., Krivan, V. et Ovadia, O., 2004.** Trophic cascades: the primacy of trait-mediated indirect interactions. *Ecology Letters* 7:153-163.
- 90 **Okuyama, T. et Bolker, B. M., 2007.** On quantitative measures of indirect interactions. *Ecology Letters* 10:264-271.
- 91 **Arditi, R., Michalski, J. et Hirzel, A. H., 2005.** Rheagogies: modeling non trophic effects in food webs. *Ecological Complexity* 2 :249-258.
- 92 **Faurie et al., 1998.** *Ecologie : approche scientifique et pratique*. Tec & doc-Lavoisier, Paris.
- 93 **Ferraro, P.J. et Kiss, A., 2002.** Direct Payments to Conserve Biodiversity. *Science*, 298: 1718-1719.
- 94 **Martinez, N. D. 1992.** Constant connectance in community food webs. *American Naturalist* 139:1208-1218.
- 95 **Havens, K., 1992.** Scale and structure in natural food webs. *Science* 257 :1107-1109.
- 96 **Montoya, J. M. et Solé, R. V., 2003.** Topological properties of food webs:

- from real data to community assembly models. *Oikos* 102:614-622.
- 97 **Melian, C. J., et Bascompte, J., 2004.** Food web cohesion. *Ecology* 85:352-358.
- 98 **Kokkoris, G. D., Troumbis, A. Y. et Lawton, J. H., 1999.** Patterns of species interaction strength in assembled theoretical competition communities. *Ecology Letters* 2 :70-74.
- 99 **Kokkoris, G. D., Jansen, V. A. A., Loreau, M., et Troumbis, A. Y., 2002.** Variability in interaction strength and implications for biodiversity. *Journal of Animal Ecology* 71:362-371.
- 100 **Elton, C. S. 1927.** *Animal Ecology*. Sidgwick and Jackson, London, UK.
- 101 **Petchey, O. L., Downing, A. L., Mittelbach, G. G., Persson, L., Steiner, C. F., Warren, P. H., et Woodward, G., 2004.** Species loss and the structure and functioning of multitrophic aquatic systems. *Oikos* 104:467-478.
- 102 **Hutchinson, . 1957.** Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*. 22:415-427. Reprinted in 1991 in *Classics in Theoretical Biology*. *Bulletin of Mathematical Biology* 53:193-213.
- 103 **Leibold, M. A., 1995.** The niche concept revised: mechanistic models and community context. *Ecology Letters* 76: 1371-1382.
- 104 **Stearns, S.C., 1992.** *The Evolution of Life Histories*. Oxford: Oxford University Press. Williams, G.C. 1966. Natural selection, the cost of reproduction, and a refinement of Lack's principle. *Am. Nat.*, **100**: 687–690
- 105 **Futuyma, D.J, 2001.** *Annual Review of Ecology and Systematics: (Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics)*.
- 106 **Reznick, D. N. et Travis, J., 2001.** *The empirical study of adaptation in natural populations*. In: *Adaptation*, (M. R. Rose and G. V. Lauder, eds.). Academic Press, San Diego, CA, pp. 243-290
- 107 **Begon, M., Harper, J. L., et Townsend, C. R., 1996.** *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. 3rd ed. Blackwell Science, Oxford, UK.
- 108 **Roff, D. A., 1992 .**The evolution of life histories: theory and analysis. Chapman &

Hall, London.

- 109 **Levins, R., 1968.** *Evolution in changing environments*. Princeton University Press, Princeton, 142p.
- 110 **Barbault, R., 1981.** *Ecologie de population et des peuplements*. Ed. MASSON, 200p.
- 111 **Gaudet, C.L. et Keddy, P.A. 1988.** A Comparative Approach To Predicting Competitive Ability From Plant Traits. *Nature*, **334**, 242-243.
- 112 **Grime, J.P., 2001.** Biodiversity and ecosystem function: the Debate Deepens. *Science*, **277**: 1260-1261.
- 113 **Westoby, M., Falster, D.S., Moles, A.T., Vesk, P.A. et Wright, I.J., 2002.** Plant ecological strategies: some leadind dimensions of variation between species. *Annual Revue of Ecology and Systematics*, **33**: 125-159.
- 114 **Weiher, E. et Keddy, P.A., 1999.** Assembly rules as trait-based constraints on community composition. In: Weiher, E. and P. Keddy (eds.) *Ecological Assembly Rules*, p. 251-271. Cambridge University Press.
- 115 **Keddy, P.A., 1992.** Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* **3**:157-164.
- 116 **Séret, B., 2008.** Interview de Bernard Séret (chercheur de l'Institut de recherche pour le développement) par Paul Molga, *Journal Les Echos*, 2008 02 06, page 13.
- 117 **Groom, M.J., Meffe, G. K. et Carroll, C. R., 2006.** *Principles of conservation biology* Ed. Sinauer Associates, 2006. 779 pages. ISBN0878935185, 9780878935185.
- 118 **Worm, B., et coauteurs, 2006.** Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* **3** vol. 314. no. 5800: 787 – 790.
- 119 **Bachelot-Narquin, R., 2004.** *Stratégie française pour la biodiversité. Enjeux, finalités, orientations.* Ménéstaire de l'écologie et de développement durable.
- 120 **Cuddington, K. et Ruse, M. ,2004 .** « Biodiversity, Darwin, and the Fossil Record » dans Oksanen M. et Pietarinen J. (ed.) *Philosophy and*

- Biodiversity*, Cambridge, Cambridge University Press, 101-118.
- 121 **Kaufman, L.S., 1992.** Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems, the lessons of Lake Victoria. *Bioscience* 42, 846.
- 122 **Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Ribera, M.A., E. Ballesteros., 1995.** Spread of the green alga *Caulerpa taxifolia* (*Caulerpales*, *Chlorophyta*) in the Mediterranean : possible consequences of a major ecological event. *Scientia marina*, 59 (suppl. 1): 21-29.
- 123 **Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E., et Goldwasser, L., 1999.** Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3-19.
- 124 **Ricciardi, A., 2004.** Assessing species invasions as a cause of extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 19 :619.
- 125 **Amara, R., 2003.** *Localisation et diagnostic de l'état de santé des nourriceries d'espèces d'intérêt halieutique en Manche Orientale et sur le littoral atlantique.* Rapport de contrat final Liteau du MEDD, 90 p.
- 126 **Rochette, S., Rivot, E., Morin, J., Mackinson, S., Riou, P., et Le Pape, O., 2009.** Effect of nursery habitat degradation on flatfish population: Application to *Solea solea* in the Eastern Channel (Western Europe). *Journal of Sea Research* (in press).
- 127 **Dajoz, R., 1998.** *Les insectes et la forêt. Rôle et diversité des insectes dans le milieu forestier*, Lavoisier, Paris, p 240
- 128 **gilliom, r.j., barbash, j. e., crawford c.g., p.a. hamilton, martin, j.d., nakagaki, n. nowell, l.h., scott j.c., stackelberg, p.e., thelin, g.p. et wolock, d.m., 2006.** *The Quality of Our Nation's Waters—Pesticides in the Nation's Streams and Ground Water, 1992–2001*, U.S. Geological Survey Circular 1291, 172 p.
- 129 **Boatman, N, Bradbury, R, Critchley, C, Holland, J, Marshall, J, et Ogilvy, S., 2007.** Impacts of agricultural change on farmland biodiversity in the UK, In: Hester RE, and Harrison RM (eds), *Biodiversity under threat*, RSC Publishing, Cambridge, UK 2007, pp. 1-32.
- 130 **Richard, Y. et Giroux, I., 2004.** *Impact de l'agriculture sur les communautés benthiques et piscicoles du ruisseau Saint-Georges (Québec, Canada)*, Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état

de l'environnement, 28 p.

- 131 **Aubertot, J.N., Barbier, J.M., Carpentier, A., Gril, J.J., Guichard, L., Lucas, P., Savary, S., Savini, I. et Voltz, M., 2005.** Pesticides, agriculture et environnement, Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux, [En ligne]. Rapport d'Expertise scientifique collective, INRA et Cemagref (France).
- 132 **Centre Saint-Laurent, 2005.** Effets des pesticides sur la santé des amphibiens, dans le site d'Environnement Canada, [En ligne]. http://www.qc.ec.gc.ca/csl/pro/pro022ag_f.html (consultation le 31 mars 2006).
- 133 **Davidson, C., Shaffer, H.B. et Jennings, M.R., 2002.** "Spatial tests of pesticides drifts, habitats destruction, UV-B, and climate-change hypotheses for California amphibian declines", *Conservation Biology*, vol. 16, p. 1588-1601.
- 134 **Blancard, D., 1988-** *Maladie de la tomate: observer, identifier, lutter*, INRA, Paris. p.173.
- 135 **Urban, L. 1997-** *Introductions à la production sous serres*. Tec-Doc., Paris. p.125.
- 136 **Riba, G. et Silvy, C., 1989.** *Combattre les ravageurs des cultures : enjeux et perspectives*. Vol. I. INRA, Paris. 230p.
- 137 **Rajnachapel-Messai, J., 1993.** *Bacillus thuriengensis*. Les insectes font de la résistance. *Biofutur*. Octobre : 33-38.
- 138 **Cloutier, c., 1986.** Amino and utilization in the aphid *Acyrtosiphon pisum* infected by the parasitoide *Aphidius smithi*. *J. Insect Physiol.*32:263-267.
- 139 **Fravel, D. R., 2005.** Commercialization and implementation of biocontrol. *Annu. Rev. Phytopathol.*43:337-359.
- 140 **Silvy, C. et Riba, G., 1999.** Biopesticides contre maladies, insectes, mauvaises herbes. Les dossiers de l'Environnement, INRA 19, 157-200.
- 141 **Ferron, P., 1978.** Biological control of insect pests by entomogenous fungi. *Annu. Rev. Entomol.* 23:409-442.
- 142 **Copping, L.G. et Menn, J.J., 2000.** Biopesticides: a review of their action,

- Applications and efficacy. *Pest Management Science*, 56 :651-616. 24.
- 143 **Granados, R.R. et Federici, B.A., 1986.** *The biology of baculoviruses: Vol. 1 Biological Properties and Molecular Biology.* CRC Press, Boca Raton, Florida, 304 pp.
- 144 **Miller, L.K., Lingg, A.J et Bulla, jr L.A., 1983.** Bacterial, viral and fungal insecticides. *Science* 219:715-721.
- 145 **Cunningham, J.C., 1988.** Viruses for control of insect pests in Canada. *Biocontr. News / Nouv. Lutte biol (Agric. Can.)* 1:36-37.
- 146 **Poinar, G.O. et Thomas, G.M., 1985.** Laboratory guide to insects pathogens and parasites. Plenum Press, New-York, 392 pp.
- 147 **Anonyme, 2003.** Les biopesticides microbiens, une application des biotechnologies à la lutte biologique. Page consultée le 16 octobre 2003.
- 148 **Lecadet, M. M. ,1996.** La lutte bactériologique contre les insectes: une vieille histoire très actuelle. *Annales de l'Institut Pasteur/ actualités* 7, 207-216.
- 149 **Yamamoto, T., 2001.** One hundred years of *Bacillus thuringiensis* research and development: discovery to transgenic crops. *J Insect Biotech Ser* 70.
- 150 **Cloutier, C. et Cloutier, C., 1992.** Les solutions biologiques de lutte pour la répression des insectes et acariens ravageurs des cultures. pp. 19-88 *Dans*
- 151 **Boiteau, G., 1988.** Control of the Colorado potato beetle *Leptinotarsa decemlineata*, learning from the Soviet experience. *Bull. Entomol. Soc. Can.* 20:9-14.
- 152 **Feng, Z., Carruthers, R.I., Larkin, T.S. et Roberts, D.W., 1988.** A phenology model and field evaluation of *Beauvaria bassiana* (Bals.) Vuillemin (Deuteromycotina: Hyphomycetes) mycosis of the European corn borer *Ostrinia nubilalis* (Hbn.) (Lepidoptera: Pyralidae). *Can. Entomol.* 120:133-144.
- 153 **Martel, P. et Belcourt, J., 1985.** *Essais d'insecticides.* Pesticide Research Report (Agric. Can.): 110.
- 154 **Hall, R.A., 1982.** Control of withefly, *Trialeurodes vaporariorum* and cotton aphid, *Aphis gossypii*, in glasshouses by two isolates of the fungus *Verticillium lecanii*. *Annu. Appl. Biol.* 101:1-11.

- 156 **Hussey, N.W., 1985.** Practical experience with biological control: with fly control by parasites. pp. 104-115. *In* N.W. Hussey and N. Scopes. *Biological Pest Control: the Glasshouse*
- 157 **Waage, J. et Greathead, D., 1986.** *Insect parasitoids*. Academic Press, London, 389 pp.
- 158 **Delorme R., Angot A. et Augé D., 1984.** Variations de sensibilité d'*Encarsia formosa* Gahan (Hym. : Aphelinidae) soumis à des pressions de sélection insecticides : approches biologiques et biochimiques. *Agronomie* 4:305-309.
- 159 **Hudon, M. et LeRoux, E.J., 1986.** Biology and population dynamics of the European corn borer (*Ostrinia nubilalis*) with special reference to sweet corn in Québec: III. Population dynamics and spatial distribution. *Phytoprotection* 67:93-115.
- 160 **Hussey, N.W. 1985.** Biology of pests and natural enemies: thrips and their natural enemies. pp. 53-57
- 161 **Caltagirone, L.E., 1981.** Landmark examples in classical biological control. *Annu. Rev. Entomol.* 26:213-232.
- 162 **Debach, P., 1974.** *Biological Control by Natural Enemies*. Cambridge University Press, New York, 323 pp.
- 163 **Hassell, M.P., 1978.** *The dynamics of arthropod-prey systems*. Princeton Univ. Press, Princeton, N.J. 237 pp.
- 164 **Bostanian, N.J. et Coulombe, L.J., 1986.** An integrated pest management program for apple orchards in southwestern Québec. *Can. Entomol.* 118:1131-1142.
- 165 **Fournier, D., Pralavorio, M., Trottin-Caudal, Y., Coulon, J., Malezieux, S. et Berge, J.B., 1987.** Sélection artificielle pour la résistance au méthidathion chez *Phytoseiulus persimilis*. *A.H. Entomophaga* 32:209-219.
- 166 **Gillespie, D.R., 1988.** Greenhouse evaluations of a predatory mite, *Hypoaspis* sp., *Biocontr. News / Nouv. lutte biol. (Agric. Can.)* 1:34.
- 167 **Grainge, M. et Ahmed, S., 1988.** *Handbook of Plants with Pest Control Properties*. John Wiley & Sons, New York.

- 168 **NAS, 1969.** Insect Pest Management and Control. National Academy of Science. Publ. 1695. Washington, D.C.
- 169 **Schmutterer, H., 1992.** Higher plant as sources of novel pesticides. pp. 3-15. *In* D. Otto and B. Weber. Insecticides: Mechanism of Action and Resistance. Intercept Ltd Andover, UK.
- 170 **Larson, R.O. 1989.** The commercialization of neem. pp. 155-168. *In* M. Jacobson. *Focus of Phytochemical Pesticides*. Vol. 1 The neem tree. CRC Press Boca Raton, Fla.
- 171 **Weinzeirl, R., 1998.** Botanicals insecticides, soaps and oils. pp. 101-121. *In* JE Rechcigl and NA Rechcigl. *Biological, Biotechnological Control of Insects Pest* in. Lewis Publi., Boca Raton, Florida
- 172 **Constant, N., 2009.** L'utilisation du pyrèthre naturel pour lutter contre la cicadelle de la flavescence dorée en viticulture biologique. AIVB-LR. www.constant.aivb@wanadoo.fr.
- 173 **Isman, MB., 2002.** problèmes et perspectives de commercialisation des insecticides d'origine botanique. *In*. Regnault-Roger, C, Phellogène, B J.R, Vincent C 2002. Biopesticides d'origine végétale. Tec et Doc, Paris, p : 301-312.
- 174 **Casida, J. E., Quistad, G. B., eds., 1995.** Pyrethrum Flowers-Production, Chemistry, Toxicology, and Uses. Oxford University Press, Oxford.
- 175 **Whalon, M. E. et Wingerd, B. A. ,2003.** BT: mode of action and use. *Arch Insect Biochem Physiol* 54, 200-211.
- 176 **Martel, J.P., 1977.** Brevet Fr, n°7712831 in Koba K. 2003. Thèse de doctorat, Université de Lomé.172p.
- 177 **Esseric, D.Y., 1980.** Brevet Fr. n°8012239 in Koba K. 2003. Thèse de doctorat, Université de Lomé 172p.
- 178 **Naves, V., 1974.** *Technologie des parfums naturels*. Ed. Masson Paris in Koba K. 2003. Thèse de Doctorat, Université de Lomé 172p.
- 179 **Paris, M .et Aurabielle, M. ,1981.** *Agbégé de matière médicale, pharmacognosie*. Ed. Masson in Koba K. 2003. Thèse de Doctorat, Université de Lomé 172p.
- 180 **Perut, M., 1986.** Informations chimiques n° 272 129-135 in Koba K. 2003. Thèse de Doctorat, Université de Lomé 172p.

- 181 **Toth, IK., Bell, KS., Holeva, MC.et Birch, PRJ., 2003.** Soft-rot erwiniae: from genes to genomes. *Mol Plant Pathology* 4: 17-30.
- 182 **Keïta, S.M., Vincent, Jean-Pierre, C., Schmit, J.P., Ramaswamy, S.et Bélanger, A., 2000.** Effect of various essential oils on *Callosobruchus maculatus* (F.) (Coleoptera: Bruchidae). *Journal of Stored Products Research* 36:355-364.
- 183 **Regnault-Roger, C, Hamraoui, A. 1995.** Fumigant toxic activity and reproductive inhibition induced by monoterpenes on *Acanthoscelides obtectus* (Say) (Coleoptera), a Bruchid of kidney bean (*Phaseolus vulgaris* L). *Journal of Stores Products Research* 31:291-299.
- 184 **Habiba, K., 2007.** Étude des potentialités d'utilisation d'huiles essentielles pour le contrôle de deux insectes ravageurs des grains *Callosobruchus maculatus* (Coleoptera : Bruchidae) et *Sitophilus zeamais* (Coleoptera : Curculionidae) au Nord Cameroun. Thèse de doctorat : Faculté des Sciences, Centre de Recherche sur la Biodiversité, Université Catholique de Louvain (Belgique).
- 185 **Duquenois, P., 1968.** L'utilisation des huiles essentielles en pharmacie, leur normalisation et l'europe du médicament. *Parf. Cosm. Sov.*, 11: 414-418.
- 186 **Azevedo, N.R., Campos, I.F., Fereira, H.D., Prtes, T.A., Santos, S.C., Seraphin, J.C., Paula, J.R.et Ferri, P.H, 2001.** Chemical variability in the essential oil of *Hyptis Suaveolens*. *Phytochemistry*; 57(5): 733-736.
- 187 **Jacques, G.et Paltz, s.a., 1997.** Le fascinant pouvoir des huiles essentielles. Fascicule du laboratoire "Jacques Paltz".
- 188 **Alilou, H., Akssira, M., Idrissi, Hassani, L.M., El Hakmoui, A., Mellouki, F., Rouhi, R., Boira, H., Blasquez, A. et Chebli, B., 2008 .**Chemical composition and antifungal activity of *Bubonium imbricatum*volatile oil. *Phytopathol. Mediterr.* (2008) 47, 3–10.
- 189 **Muhannad, j., Franz, h., Furkertb, Miiller, W., 2002.** *Eur. J. Pharm. Biopharm.* 53 115–123.
- 190 **Regnault-Roger, 2005.** Molécules allelochimiques et extraits végétaux dans la protection des plantes : nature, rôle et bilan de leur utilisation au XXe siècle. *In* Regnault-Roger, C, Fabres G. Philogène, B J.R .Enjeux phytosanitaires pour l'agriculture et l'environnement. Lavoisier Tec & Doc, Paris, pp 625-650.

- 191 **Avato, P., Argentieri, M. P. et De mastro, G., 2008.** Combined methods for the analysis of total content of glucosinolates in some brassica oilseeds. Italy.P87
- 192 **Bellostas, N., Sorensen, J. C. et Sorensen, H., 2008.** Glucosinolates qualitative and quantitative evaluation of cruciferous plants during their life cycles. Chemistry Department, The Royal Veterinary and Agricultural University, Frederiksberg C, Denmark.
- 193 **Morra, M. J., 2008.** Controlling soil-borne plant pests using glucosinolatecontaining tissues, p 7.
- 194 **Blaz̃Evic, I., Radonic, A., Mastelic, Zekic, M., SKOC̃IBUŠIC, M. et, Maravic, A., 2010.** Glucosinolates, glycosidically bound volatiles and antimicrobial activity of *Aurinia sinuata* (Brassicaceae). Food Chemistry 121. Croatia, p 1020–1028
- 195 **Bernardi, R., Mari, M., Leoni, O., Casalini, L., Cinti, S., Palmieri, S.2008.** Biofumigation for controlling post-harvest fruit pathogens. Italy.
- 196 **Auger, J, Thibout, E, 2002.** substances soufrées des *Allium* et des Crucifères et leurs potentialités phytosanitaires. *In* Regnault-Roger, C, Philogène, B J.R, Vincent C .Biopesticides d'origine végétale. Tec & Doc, Paris, p 77-96.
- 197 **Mouffok, B., Raffy, E., Urruty, N.et Zicola, J., 2008.** Le neem, un insecticide biologique efficace Université Paul Sabatier IUT Département génie biologique, Projet tutoré du S2, France.
- 198 **Schmutterer, H., 1990.** Properties and potential of natural pesticides from the neem tree, *Azadirachta indica*. Annual review of entomology 35:271-97.
- 199 **Ansart, A, Canard, A, Charrier, M, Cluzeau, D, Cortesero, AM., Dourlot, S, Francez, A-J, Gerard, C, GUEGUEN, A, KRESPI, L, Le Garff, B., Madec, L, Nenon, J-P, Poinsot, D, Renault, D, Russo, J ET Schricke, M-T.2004-** bases systematiques et organisation du vivant.les Métazoaires. Université Rennes1.UE Bio 102.60p.
- 200 **Maggenti, A. R., 1991.** Nemata: higher classification. *In* "Manual of agricultural nematology" (Nickle W. R., Ed), Dekker, New York, pp. 147-187.
- 201 **Noir, S., 2002.** Diversité des gènes de résistance au sein du génome des

caféiers (*Coffea* L.) Analyse génétique de la résistance au nématode à galles, *Meloidogyne exigua* chez *C. arabica*. universite montpellier II.

- 202 **DPV/GTZ (Direction de la Protection des Végétaux du Togo / Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit), 1994.** Conservation du niébé (haricot) avec l'huile de neem, Cacaveli Lomé, 26 pages.
- 203 **SPV/GTZ, 1995.** Conservation du Niébé avec l'huile de Neem, Fiche technique, Projet Bénino-Allemand Protection des Végétaux, Porto-Novo. Documents du Benin 20 p.
- 204 **Ranasingh Nirakar, 2007.** Biopesticides: an Economic Approach for Pest Management. Orissa Review. April 2007. Plant Protection, KVK, Rayagada, Gunupur.
- 205 **Gottlieb, O. R., Borin, M. R. et Brito, N. R., 2002.** Integration of ethnobotany and phytochemistry: dream or reality?. *Phytochemistry* 60: 145-152.
- 206 **NIBER, B A., 1994.** The ability of powders and slurries from ten plant species to protect stored grain from attack by *Prostephanus truncatus* (Horn) (Coleoptera :Bostrychidae) and *Sitophilus oryzae* L. (Coleoptera: Curculionidae). *J. StoredProd. Res.* 30: 297-301.
- 207 **Coudriet, LD., Prabhaker, N., Meyerdik, DE., 1985.** Sweetpotato whitefly (Homoptera: Aleyrodidae): effects of neem seed extract on oviposition and immature stages. *Environ. Entomol.* 14 (6), p. 77–83.
- 208 **Nardo, EAD., De Costa, AS., Lorencao, AL. ,1997.** *Melia azadirach* extract as an antifeedent to *Bemisia tabaci* (Homoptera: Aleyrodidae). *Florida Entomol.* 80 (1), p. 92–94.
- 209 **DeSouza, AP., Vendramim, JD. ,2000.** Efeito de extratos aquosos de Meliaceas sobre *Bemisia tabaci* biotipo B em tomateiro. *Bragantia* 59 (2), p. 173–179.
- 210 **Ofuya TL. , 1986.** Use of wood ash, dry chilli pepper fruits and onion scale leaves for reducing *Callosobruchus maculatus* (Fabricius) damage in cowpea seeds during storage. *J. Avr. Sci.* 107 (2), p. 467–468.
- 211 **Zibokere, DS., 1994.** Insecticidal potency of red pepper (*Capsicum annum*) on pulse beetle (*Callosobruchus maculatus*) infesting cowpea (*Vigna unguiculata*) seeds during storage. *Indian J. Agr. Sci.* 64 (10), p. 727–728.

- 212 **Onu, I., Aliyu, M., 1995.** Evaluation of powdered fruits of four peppers (*Capsicum spp.*) for the control of *Callosobruchus maculatus* (F.) on stored cowpea seed. *Int. J. Pest Manag.* 41 (3), p. 143–145.
- 213 **EL-Lakwah, F., Whaled, OM., Kattab, MM., et Abdel- Rahman, TA., 1997.** Effectiveness of some plant extracts and powders against the lesser grain borer *Ryzopertha dominica* (F.). *Ann. Agric. Sci.* 35 (1), p. 567–578.
- 214 **Morallo-Rejesus, B., 1987.** Botanical pest control research in the Philippines. *Philipp. Entomol.* 7, p. 1–30.
- 215 **Trematerra, P., Sciarretta, A., 2002.** Activity of chilli, *Capsicum annum* L. var. *acuminatum*, on stored product insects *Oryzaephilus surinamensis* (L.), *Sitophilus oryzae* (L.) and *Tribolium castaneum* (Herbst). *IOBC/wprs Bull.* 25 (3), p. 177–182.
- 216 **Williams, LAD., Mansingh, A., 1993.** Pesticidal potential of tropical plants - I. Insecticidal activity of leaf extracts of sixty plants. *Insect Sci. Applic.* 14 (5), p. 697–700.
- 217 **Gakuru, S., et Foua, BK., 1996.** Effects of plant extracts on the cowpea weevil (*Callosobruchus maculatus* Fab.) and the rice weevil (*Sitophilus oryzae* L.). *Cah. Agric.* 5 (1), p. 39–42.
- 218 **Booth, E., 1966.** Some properties of seaweed manures. In *Proc. 5th International Seaweed Symposium*. Pergamon Press, London, 349-357.
- 219 **Booth, CO., 1964.** Seaweed has possibilities apart from its fertiliser use. *The Grower* 62: 442-443.
- 220 **Stephenson, WM, 1966.** The effect of hydrolysed seaweed on certain plant pests and diseases. In *Proc. 5th International Seaweed Symposium* 5: 405-415, Halifax, Canada
- 221 **Featonby-Smith, BC. et van Staden, J., 1987.** Effects of seaweed concentrate on grain yield in barley. *South Afric J Bot* 53: 125-128
- 222 **Crouch, IJ. et van Staden, J., 1993.** Effect of seaweed concentrate from *Ecklonia maxima* (osbeck) Papenfuss on *Meloidogyne incognita* infection on tomato. *J Appl Phycol* 5: 37-43
- 223 **Whapman, C., Jenkins, T., Blunden, G. et Hankins, SD, 1994.** The role of seaweed extracts, *Ascophyllum nodosum*, in the reduction in fecundity of *Meloidogyne javanica*. *Fundam Appl Nematol* 17: 181-183

- 224 **Wu, Y., Jenkins, T., Blunden, G., von Mende, N. et Hankins, SD., 1998.** Suppression of fecundity of the root-knot nematode, *Meloidogyne javanica*, in monoxenic cultures of *Arabidopsis thaliana* treated with an alkaline extract of *Ascophyllum nodosum*. *J Appl Phycol* **10**: 91-94
- 225 **Cluzet, S., Torregrosa, C., Jacquet, C., Lafitte, C., Fournier, J., Mercier, L., Salamagne, S., Briand, X., Esquerré-Tugayé, MT., Dumas, B., 2004.** Gene expression profiling and protection of *Medicago truncatula* against a fungal infection in response to an elicitor from green algae *Ulva spp.* *Plant Cell Environ* **27**: 917-928
- 226 **Mooney, PA, van Staden, J (1985)** Effect of seaweed concentrate on the growth of wheat under conditions of water stress. *South Afric. J Sci* **81**: 632-633
- 227 **Lam, P.K.S. et Gray, J.S., 2003.** The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 182-186.
- 228 **Van coillie, R., 2008.** Analyse des risques écotoxicologiques. Université de Sherbrooke, Centre de formation en environnement, Sherbrooke, cours ENV 789, multi pagination.
- 229 **Actu-environnement, 2008.** Dictionnaire encyclopédique, Définition de bioindicateur. http://www.actu;environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/bio-indicateur.php4 (Page consultée le 13 juin 2008).
- 230 **Randerath, E., Reddy, M.V.et Gupta, R.C., 1981.** 32P-postlabelling analysis for DNA damage. *Proceedings of National Academic Sciences USA*, **78**: 6126-6129.
- 231 **Vos, J.G., 1980.** Immunotoxicity assessment: screening and function studies. *Archives of Applied Toxicology Suppl.*, **4**: 95-108.
- 232 **Narbonne, J.-F., 2000.** History - Biological basis of the use of biomarkers in ecotoxicology. in "*Use of biomarkers for quality environmental quality assessment*". Lagadic, L., Caquet, T., Amiard, J. - C.Ramade, F. (Eds.). Enfield, USA, Plymouth, UK, Science Publishers, Inc.: 350 p.
- 233 **WHO, 2002.** *Quality control methods for medicinal plant materials.* Organisation Mondiale de la Santé, Genève. WHO Monographs on selected medicinal plants, 2002. Vol. 2. Genève.
- 234 **Peakall, R., 1994.** *Interactions between orchids and ants.* In '*Orchid Biology Reviews and Perspectives*' Vol 6 (ed.) pp. 103-133. J. Arditti. John Wiley, New York. *Invited contribution.*

- 235 **Puget, R.J., Kimerle, R.A., Mehrle, Jr P.M. et Bergman, H.L., 1992.** *Biomarkers. Biochemical, Physiological, and histological markers of anthropogenic Stress.* Boca Raton, Fla., Lewis Publishers, 347 pp.
- 236 **Galloway, T. S., et Depledge, M.H., 2001.** Immunotoxicity in invertebrates: measurement and ecotoxicological relevance. *Ecotoxicology* 10:5-23.
- 237 **Van Der Oost, R., Bayerb, J., Vermeule, N., 2003.** Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review . *Environ Toxicol Pharmacol* 13:57-149.
- 238 **Adébiotech., 2009.** *Réflexion prospective autour des biomarqueurs.* ADÉBIOTECH Maison de la chimie 28, rue Saint-Dominique 75007 PARIS.
- 239 **Depledge, M.H, 1994.** *The rational basis for use of biomarkers as ecological tools.* In: Fossi M.C., Leonzio C. (Eds), *Non destructive biomarkers in vertebrates.* Lewis Publishers: Boca Raton, 271-295.
- 240 **Stegeman, J.J., Brouwer, M., Di Giulio, R.T., Förlin, L., Fowler, B.A., Sanders, B.M., et Van Veld, P.A., 1992.** Molecular responses to environmental contamination: enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effect. in "*Biomarkers: biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress*". R. Huggett, R.K., P. Mehrle and H. Bergman (Eds.). Boca Raton, FL, Lewis: 235-335.
- 241 **Lagadic, L., Caquet, T., 1996.** Marqueurs biologiques de pollution: des outils au service de l'écotoxicologie. *Phytoma - La Défense des Végétaux*, 480, 10-13.
- 242 **Connell, S.D., Koning, D.J., et Cather, S.M., 1999.** Revisions to the stratigraphic nomenclature of the Santa Fe Group, northwestern Albuquerque basin, New Mexico: New Mexico Geological Society, 50th Field Conference, Guidebook, p. 337-353.
- 243 **Timbrell, J.A, Draper, R., et Waterfield, C.J., 1994.** Biomarkers in toxicology: new uses for some old molecules? *Toxicology and Ecotoxicology News*, 1(1), 4-14.
- 244 **Narbonne, J.-F., Daubèze, M., Clérandeau, C., et Guarrigues, P., 1999.** Scale of classification based on biochemical markers in mussels: application to pollution monitoring in European coasts. *Biomarkers*, 4(6): 415-424.
- 245 **Henderson, R F, Bechtold, W E, Bond, JA, Sun, J D., 1989.** The use of biological markers in toxicology. *Critical Reviews in Toxicology*, 20 (2), 65-

- 85.
- 246 **Allen, J.I. et Moore, M.N., 2004.** Environmental prognostics: Is the current use of biomarkers appropriate for environmental risk evaluation? *Marine Environmental Research*, **58**(2-5): 227-232.
- 247 **Kammenga, J.E., Dallinger R., Donker, M.H., Kohler, H.R., Simonsen, V., Tribskorn, R., et Weeks, J.M., 2000.** Biomarkers in terrestrial invertebrates for ecotoxicological soil risk assessment. In "*Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*". Ware, G.W. (Eds.). 175 Fifth Ave/New York/NY 10010/USA, Springer-Verlag. 164: 93-147.
- 248 **Livingstone, D. R., 1993.** Biotechnology and pollution monitoring - use of molecular biomarkers in the aquatic environment. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, **57**: 195-211.
- 249 **Depledge, M.H., Amaral-Mendes, J. J., Daniel, B., Halbrook, R.S., Loepper-Sams, P., Moore, M.N. et Peakall, D.B., 1993.** The conceptual basis of the biomarker approach. In: D. B. Peakall & L. R. Shugart (Eds), *Biomarkers: Research and Application in the assessment of Environmental Health*, vol. **68**. NATO ASI Series H: Cell Biology. Springer
- 250 **Walker, C. H., Hopkin S. P., Sibly R. M. ja ,et Peakall D. B. ,2001.** Principles of ecotoxicology, Taylor & Francis Inc.
- 251 **Adams, S.M. et al. 1989.** *Mar Environ Res* 28, 459-464
- 252 **Beaune, P.,1999.** Les cytochromes P450 humains : applications en toxicologie. *Med Ther*;4:18-38.
- 253 **Lang, M, Pelkonen, OM., 1999.** Metabolism of xenobiotics and chemical carcinogenesis In: Vineis P, Malars N, Lang M, d'Errico A, Caporaso N, Cuzick J, Boffetta P eds *Metabolic polymorphisms and susceptibility to cancer*. Lyon: IARC Scientific Publications, 13- 22.
- 254 **Lepoittevin, J-P., 2005.** Métabolisme cutané *Laboratoire de Dermatologie chimie, Université Louis-Pasteur, Clinique dermatologique, CHU, 67091 Strasbourg Cedex Paris*, pp. 29-40
- 255 **Beaune P ,2001.**Alimentation et cancer : interactions entre génétique et xénobiotiques. Laboratoire de Toxicologie Moléculaire, INSERM U 490, Centre Universitaire des Saints-Pères, Université René-Descartes, 45, rue des Saints-Pères, 75270 Paris Cedex 06.

- 256 **Reinecke, S.A. et Reinecke, A.J., 2007.** Biomarker response and biomass change of earthworms exposed to chlorpyrifos in microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66, 92-101.
- 257 **Bocquené, G., Galgani, F., et Walker, CH., 1997.** Les cholinestérases, biomarqueurs de neurotoxicité, p. 209-240. In Lagadic L, Caquet T, Amiard JC and Ramade F eds., 248,1997. Biomarqueurs en écotoxicologie - Aspects fondamentaux. Collection Écologie, Paris, Masson, 419 p.
- 258 **Singh, D.K. et Agarwal, R.A., 1987.** Effect of the synthetic pyrethroid permethrin on the snail *Lymanea acuminata*. *Sciences Total Environment* 67, 263-267.
- 259 **Reddy, P.M. et Philip, G.H., 1994.** *In vivo* inhibition of AchE and ATPase activities in the tissues of freshwater fish, *Cyprinus carpio* exposed to technical grade cypermethrin. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 52, 619-626.
- 260 **Nemcsok, J., Orban, L., Dobber, L. et Szepealussy, J., 1985.** Acetylcholinesterase activity measurements as a tool for demonstrating the possible cause of fish devay. *Acta Biologica Szeged* 31, 9-12.
- 261 **Gambi, N., Pasteris, A. et Fabbri, E., 2007.** Acetylcholinesterase activity in the earthworm *Eisenia andrei* at different conditions of carbaryl exposure. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 145, 678-685.
- 262 **Brown, P.J., Long, S.M., Spurgeon, D.J., Svendsen, C. et Hankard, P.K., 2004.** Toxicological and biochemical responses of the earthworm *Lumbricus rubellus* to pyrene, a non-carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbon. *Chemosphere* 57, 1675-1681.
- 263 **Monod, G., 1997.** L'induction du cytochrome P4501A1, p. 33-52. In Lagadic L, Caquet T, Amiard JC and Ramade F eds., 1997. Biomarqueurs en écotoxicologie - Aspects fondamentaux. Collection Écologie, Paris, Masson, 419 p.
- 264 **Peters, L.D., Porte, C., Albaigés, J. et Livingstone, D.R., 1994.** 7-ethoxyresorufin O-deethylase (EROD) and antioxidant enzyme activities in larvae of sardine (*Sardina pilchardus*) from the north coast of Spain. *Marine Pollution Bulletin* 28, 299-304.
- 265 **Stegeman, J.J. et Hahn, M.E., 1994.** Regulation of cytochrome P4501A1 in teleosts: Sustained induction of CYP1A1 mRNA, protein, and catalytic activity by 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzofuran in the marine fish *Stenotomus chrysops*. *Toxicology and Applied Pharmacology* 127, 187-198.

- 266 **George, G.S. et Buchanan, G., 1990.** Isolation, properties and induction of plaice liver cytosolic glutathione S-transferases. *Fish Physiology and Biochemistry* 8, 437-449.
- 267 **Huggett, R.J., Kimerle, R.A., Mehrle, P.M. et Bergman, J.R., 1992.** Biomarkers. Biochemical, Physiological, and histological markers of anthropogenic Stress. Boca Raton, Fla., Lewis Publishers, 347 p.
- 268 **Chatterjee, S. et Bhattacharya, S., 1984.** Detoxication of industrial pollutants by the glutathione S-transferase system in the liver of *Anabas testudineus* (bloch). *Toxicology Letters* 22, 87-198.
- 269 **Xiao, N, Jing, B, Ge, F et Liu, X, 2006.** The fate of herbicide acetochlor and its toxicity to *Eisenia fetida* under laboratory conditions. *Chemosphere* 62, 1366-1373.
- 270 **Contardo-Jara V. et Wiegand C., 2008.** Biotransformation and antioxidant enzymes of *Lumbriculus variegates* as biomarkers of contaminated sediment exposure. *Chemosphere* 70, 1879-1888.
- 271 **Saint-Denis, M., Narbonne, J.F., Arnaud, C. et Ribera, D., 2001.** Biochemical responses of the earthworm *Eisenia fetida andrei* exposed to contaminated artificial soil: effects of lead acetate. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 395-404.
- 272 **Cossu, C., Doyotte, A., Jacquin, M.C. et Vasseur, P., 1997.** Biomarqueurs de stress oxydant chez les animaux aquatiques, p. 149-161. In Lagadic L, Caquet T, Amiard JC and Ramade F eds., 1997. Biomarqueurs en écotoxicologie - Aspects fondamentaux. Collection Écologie, Paris, Masson, 419 p.
- 273 **Di Giulio, R.T., Habig, C., Gallagher, E.P., 1993.** Effects of Black Rock harbor sediments on indices of biotransformation, oxidative stress, and DNA integrity in channel catfish. *Aquatic Toxicology* 26, 1-22.
- 274 **Ribera, D., Narbonne, J.F., Arnaud, C. et Saint-Denis, M, 2001.** Biochemical responses of the earthworm *Eisenia fetida andrei* exposed to contaminated soil, effects of carbaryl. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 1123-1130.
- 275 **Richardson, B.J., Mak, E., De Luca-Abbott, S.B., Martin, M., McClellan, K. et Lam, P.K.S., 2008.** Antioxidant responses to polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in green-lipped mussels (*Perna*

- viridis*): Do mussels “integrate” biomarker responses? *Marine Pollution Bulletin* 57, 503-514.
- 276 **Ferrari, A., Venturino, A. et Pechén de D’Angelo, A.M., 2007.** Effects of carbaryl and azinphos methyl on juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) detoxifying enzymes. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 88, 134-142.
- 277 **Jett, D.A. et Navoa, R.V., 2000.** In vitro and in vivo effects of chlorpyrifos on glutathione peroxidase and catalase in developing rat brain. *Neurotoxicology* 21, 141-146.
- 278 **Gilbert, L.I. et O’Connor, J.D., 1970.** Lipid metabolism and transport in arthropods. *Chemical Zool.* 5: 229-253.
- 279 **Convey, P., 1992.** Seasonal lipid contents of Antarctic micro-arthropods. *Exp. Appl. Acarol.* 15: 219–231.
- 280 **Le Gal, Y., Lagadic, L., Le Bras, S. et Caquet, T.H., 1997.** *Biomarqueurs en Ecotoxicologie: Aspect Fondamentaux*. Collection d’Ecologie, Masson Editeur, Paris, p. 241-285.
- 281 **Buet, A., Roche, H., Habert, H., Caquet, T. et Ramade, F. 1998.** Evaluation du niveau de contamination par les micropolluants organiques des poissons de la Réserve de Biosphère de Camargue. Proposition d’un plan expérimental pour la validation de biomarqueurs utilisables *in situ*. *Ichthyophysiological Acta* 21: 61-76.
- 282 **Gimeno, L., Ferrando, M.D., Sanchez, S., Gimeno, L.O. et Andreu, E., 1995.** Pesticide effects on eel metabolism. *Ecotox. Environ. Saf.*, 31, pp. 153-157.
- 283 **Teh, S. J., Adams, S. M. et Hintond, E., 1997.** Histopathologic biomarkers in feral fresh-water fish populations exposed to different types of contaminant stress. *Aquat. Toxicol.*, 37, pp. 51-70.
- 284 **Gilbert, L.I. et O’Connor, J.D., 1970.** Lipid metabolism and transport in arthropods. *Chemical Zool.* 5: 229-253.
- 285 **Wigglesworth, V. B., 1972.** The circulatory system and associated tissues, the principles of insect physiology, Chapman et Halla, London.
- 286 **Gilbert, I., 1967.** Lipid metabolism and function in insects *Advances in insects Physiology*, BEAMENT J.W.L., TREHERNE J.E., WIGGLESWORTH V.B., London and New-York, Academic Press 4, pp.69-211.

- 287 **Williams, G.C., 1966.** Natural Selection, the Costs of Reproduction, and a Refinement of Lack's Principle. *The American Naturalist* 100: 687.
- 288 **Amiard-Triquet, C., Altmann, S., Amiard, J.-C., Ballan-Dufrançais, C., Baumard, P., Budzinski, H., Crouzet, C., Garrigues, P., HIS E., Jeantet A.Y., Menasria, R., Mora, P., Mouneyrac, C., Narbonne, J.F. & Pavillon, J.F., 1998.** Fate and effects of micropollutants in the Gironde estuary, Fr.: a multidisciplinary approach. *Hydrobiologia* 373/374, 259-279.
- 289 **Loucif, Z. et Bonafonte, P., 1977.** Observation des populations du pou de San José dans la Mitidja. *Rev. Fruits* 32(4): 253-261.
- 290 **Imache, A1., Chabaca, M1., Djebbara, M1., Merabet, B1., Hartani, T1., Bouarfa, S2., Palagos, B1., Kuper, M.3, Le Goulven, P.4, Le Grusse, P.5 ,2006 .** Demandes en eau des exploitations agricoles du périmètre irrigué de la Mitidja ouest (Algérie). Economies d'eau en Systèmes IRigués au Maghreb. Deuxième atelier régional du projet Sirma, Marrakech, Maroc,
- 291 **Allal-Benfekih, L. 2006.** Recherches quantitatives sur le criquet migrateur *Locusta migratoria* (Orth. Oedipodinae) dans le Sahara algérien. Perspectives de lutte biologique à l'aide de microorganismes pathogènes et de peptides synthétiques. Thèse. Doct. Sciences agronomiques, INA, Alger, 140 p.
- 292 **Djellouli, Y., 1990.** Flores et climats en Algérie septentrionale. Déterminismes climatiques de la répartition des plantes. Thèse Doct. Sciences, USTHB., Alger, 210 pp.
- 293 **Mutin, L., 1977.** *La Mitidja décolonisation et espèces géographiques* Ed. OPU, Alger, 607p.
- 294 **Stewart, P., 1969.** *Quotient pluviométrique et dégradation biosphérique ; Quelques réflexions.* Bull. Soc. Hist. Afri. Du nord, pp. 24-24.
- 295 **Bagnouls, F. et Gausson, H., 1953.** Saison sèche et indice xérothermique. Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse, 88 : 193-239.
- 296 **Dajoz, R., 1985.** *Précis d'écologie.* Ed. Bordas, Paris, 505 p.
- 297 **DJELLOUT, H., 2009.** *Evaluation du pouvoir antibactérien de quatre plantes spontanées. thes ing phytopathol .* Univ Blida. 60 p.
- 298 **De Souza, C., Koumaglo, K., Gbeassor, M., 1995.** Évaluation des propriétés antimicrobiennes des extraits aqueux totaux de quelques plantes médicinales. UNIVERSITE DU BENIN, LOME – TOG .Pharm. Méd. tra. afro, pp

- 103-112 O.
- 299 **Frontier, S., 1983.** *Stratégie d'échantillonnage en écologie*. Ed. Masson, Paris et Les Presses de l'Université de Laval, Québec, 494 p.
- 300 **Magali, C., 2009.** Lutte intégrée en serres florales et en verger de pomme. Revue éditée dans le cadre du Programme National Agriculture et Développement Durable
- 301 **Win Decoen T., 2000.** Influence of metals on reproduction, mortality and population growth in *Onychiurus armatus* (Collembola). *Jour. of Applied Ecol.* 22, pp. 967-978.
- 302 **Van Brummelen T.C., et Suijzand S.C., 1993.** *Effects of benzofalpyrene on survival, growth and energy reserves in the terrestrial isopods Oniscus asellus and Porcellio scaber*. The science of the total environment supplement, pp. 921-929.
- 303 **Dubois M.K.A., Gilles Y.K., Hamilton P.A et al., 1956.** Colometric method for determination of sugars and related substance. *Anal and Chem. Jour.* 28. P: 350-356.
- 304 **Troll W. et Lindsley J., 1955.** A photometric method for the determination of proline. *J. Biol. Chem.*, 216, pp. 655 – 660
- 305 **Dreir W. et Goring M., 1974.** Der einfluss boher. Salzkonzentrationen auf physiologische parameter von aisuwurzeln. *Wiss. Der H. V. Berlin, Nath. Naturwiss*, 23, 641 – 646.
- 306 **Merghem, R., Brun, N., et Jay, M., 2001.** Quantitative estimation of polyphenolic compounds *Vicia faba* L. (Leguminosae) seeds. *Rev. Science et technology*, univ. Constantine, Algérie, pp. 65-69
- 307 **Levitt, J., 1980.** *Water stress*. In *Responses of plants to environmental stresses*. Vol. II, 2^{ème} edit. by T.T. Kozlowski. Academic press, p. 25-229.
- 308 **Vincent, R., 2006.** Recherche et étude de marqueurs moléculaires de la réponse au stress chez l'algue brune *Laminaria digitata*. Thèse de doctorat. Biologie. Université de Rennes 1. 237pp.
- 309 **Hough, J. A. et Pimentel, D., 1978.** Influence of host foliage on development, survival and fecundity of the gypsy moth. *Environ Entomol* 7,

pp. 97-102.

- 310 **Scriber, J. M. et Slansky, J. R., 1981.** The nutritional ecology of immature insects. *Annu. Rev. Entomol.* 26, pp. 183-211.
- 311 **Rhoades, D. et Cates, R., 1976.** Toward a general theory of plant antiherbivore chemistry. *Recent Adv Phytochem* 10, pp. 168-213.
- 312 **Lorenzetti, F. 1998.** Performances relatives de la livrée des forêts, *Malacosoma disstria* Hbn. sur l'érable à sucre, *Acer saccharum* Marsh. Sain et déperé et sur le peuplier faux-tremble, *Populus tremuloides* Michx., en relation avec la chimie foliaire. Mémoire de maîtrise, UQAM. 110 pp.
- 313 **Barbouche, N., Hajjem, B., Lognay, G., et Ammar, M., 2001.** Contribution à l'étude de l'activité biologique d'extraits
- 314 **Crosby, DG. , 1966.** *Natural pest control agents.* In Gould, R.F. (Ed.). *Natural Pest Control Agents. Adv. Chem. Ser.53*, p. 1-16
- 315 **Nhan, D. D., Carvalho, F. P., Am Manh, N., Qooc Tuan, N., Thi hai yen, N., Villeneuve, J. P. et cattini, C., 2001.** "Chlorinated pesticides and PCBs in sediments and molluscs from freshwater canals in the Hanoi region". *International Pollution* 112 311-320.
- 316 **Moberg, P.G.1999.** When does stress become distress? *laboratryAnimal28*, 22-26.
- 317 **Calabrese, E.J., 1999.** "evidence that hormesis represents an "overcompensation" response to a disruption in homeostatis." *Ecotoxicology and envirenemental .Safety* 42, pp135-137.
- 318 **Kumschnabel, G. et Lackner, R ., 1993.** Imdash; Stressss pones in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* alevins. *Comp. Biochem. Physiol.*, 104 A: 777-784.
- 319 **Ashauer, R, Boxall, A, Brown, C., 2006.** Predicting effects on aquatic organisms from fluctuations or plused exposure to pesticides, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25: 1899-1912.
- 320 **ISRA/CNRA, 1997** *Utilisation des feuilles de neem pour le contrôle des insectes ravageurs du niébé*, ISRA, Bambey Sénégal, 8 p.
- 321 **Auger J., Thibout E., 2002.** *substances soufrées des Allium et des*

- Crucifères et leurs potentialités phytosanitaires. In* Regnault-Roger, C, Philogène, B J.R, Vincent C .Biopesticides d'origine végétale . Tec & Doc, Paris, p 77-96.
- 322 **Haddouchi, F., Benmansour, A., 2008.** *huiles essentielles, utilisations et activités biologiques.Application à deux plates aromatiques.article de synthese*, Université de Tlemcen.les techniques de laboratoire N°8.8p.
- 323 **Benayad, N., 2008.** Les huiles essentielles extraites des Plantes médicinales marocaines : moyen efficace de lutte contre les ravageurs des denrées alimentaires stockées. Laboratoire des Substances Naturelles et Thermolyse Eclair Département de Chimie Faculté des Sciences de Rabat.Maroc.61p.
- 324 **Marion-Poll, F., Dinan, L., Lafont, R., 2002.** La place des phytoecdystéroïdes dans la lutte contre les insectes phytophages. Biopesticides d'origine végétale. Regnault-Roger, C., Philogène, B. et Vincent, C. Paris, Editions Tech & Doc: 97-114. microbiology. Helsinki. Thesis. 80Pp.
- 325 **Dinan, L., 2001.** Phytoecdysteroids: biological aspects. Review. Department of Biological Sciences, University of Exeter, Hatherly Laboratories, Prince of Wales Road, Exeter, Devon, EX4 4PS, UK. *Phytochemistry* 57 (2001) 325–339.
- 326 **Blackford, M.J.P., Dinan, L., 1997.** The effects of ingested 20-hydroxyecdysone on the larvae of *Aglais urticae*, *Inachis io*, *Cynthia cardui* (Lepidoptera: Nymphalidae) and *Tyria jacobaeae* (Lepidoptera: Arctiidae). *Journal of Insect Physiology* 43, 315–327.
- 327 **Dinan, L., 1989.** *Ecdysteroid structure and hormonal activity. In: Koolman, J. (Ed.), Ecdysone: From Chemistry to Mode of Action. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, pp. 345–354*
- 328 **Mondy, N., Cai'ssa, C., Pitoizet, N., Delbecq, J.-P., Corio-Costet, M.-F., 1997.** Effects of the ingestion of *Serratula tinctoria* extracts, a plant containing phytoecdysteroids, on the development of the vineyard pest *Lobesia botrana* (Lepidoptera. Tortricidae). *Archives of Insect Biochemistry and Physiology* 35, 227–235.23: 26-41.

- 329 **Fraenkel, G., 1959.** The raison d'être of secondary plant substances. *Science* 129: 1466-70.
- 330 **Weinzerl, R., 1998.** Botanicals insecticide, soaps and oils. In: *Biological, Biotechnological control of insect pest*, eds, J.E. Rechcigl & N.A. Rechcigl. Boca Raton, Florida, pp. 101-121.
- 331 **Yakhlef G., 2010-** Etude de l'activité biologiques de feuilles de *Thymus vulgaris* et *Laurus nobilis*. Thes mag. Univ Batna. 110P.
- 332 **Verschaffelt, C., 1910.** The cause determining the selection of food in some herbivorous insects. *Proc Acad Sci (Amst)*; 13: 536-542.
- 333 **Adjoudji, O., Ngassoum, M.-B., Essia, Ngang, J.-J., Ngamo, L.S.T. et Ndjouenkeu, R., 2000.** Activité insecticide des huiles essentielles des fruits de *Piper nigrum* (Piperaceae) et de *Xylopiya aethiopica* (Annonaceae) sur *Sitophilus zeamais* (Curculionidae). *Biosciences Proceedings*, 7, 511-517.
- 334 **Bekele, J. et Hasanali, A., 2001.** Blend effects in the toxicity of the essential oil constituents of *Ocimum Kilimands* and *Ocimum kenyense* (Labiatae) on two post-harvest insects pests. *Phytochemistry*, 57, 385-391
- 335 **Bekele, J., Obeng-Offrit, D. et Hassanali, A., 1997.** Evaluation of *Ocimum kenyense* (Ayobangira) as a source of repellents, toxicants and protectants in storage against three stored product insect pests. *Journal of Applied Entomology*, 121, 169-173.
- 336 **Johnson, C.D., 1981.** Relations of *Acanthoscelides* with their host-plant. In: *The ecology of bruchids attacking legumes (pulses)*, V. Labeyrie Ed. Junk publisher, The Hague, 73-81.
- 337 **Kouninki, H., 2001.** Etude de l'activité anti-insecte de *Ocimum gratissimum* L. (Lamiacea) et *Xylopiya aethiopica* dunal (Annonacea) sur *Tribolium castaneun* (Herbst) (Coleoptera: Tenebrionieda). Mémoire de maîtrise en zoologie. Université de Ngaoundéré. Cameroun 33 p.
- 338 **Menut, C., Lamaty, G., Sohouloué, D.K., Dangou, J. et Bessière, J.M., 1995.** Aromatic plants of tropical West Africa III. Chemical composition of leafessential oil of *Lippia multiflora* Moldenke from Benin. *Journal of EssentialOil Research*, 7, 3, 331-333.
- 339 **Jacobson, M., 1989.** Botanical pesticides, past present and future In Arnason JT. et al. (Ed.). *Insecticides of plant origin*. Washington, D.C. : American Chemical Society Symposium, series 387, p. 1-10.

- 340 **Nkouka, N. ,1995.** Les plantes pesticides dans la lutte intégrée contre les nuisibles In. Intégration de la résistance des plantes et de la lutte biologique. Actes du Séminaire CTA/IAR/IILB, Addis Abeba (Ethiopia), 9-14 Oct. 1997. CTA (ed.) pg 10-11.
- 341 **Jang, YS., Baek, BR., Yang, YC., Kim, MK., et Lee HS. , 2002 a .** Larvicidal activity of leguminous seeds and grains against *Aedes aegypti* and *Culex pipiens pallens*. *J. Am. Mosq. Control. Assoc.* **18** (3), p. 210–213.
- 342 **Slimani, A N., 2002.** *Faune culicidienne d'une zone marécageuse de Rabat-Salé : Biotypologie*
- 343 **Jang, YS., Kim, MK., Ahn, YJ., Lee, HS. 2002 b.** Larvicidal activity of Brazilian plants against *Aedes aegypti* and *Culex pipiens pallens* (*Diptera* : *Culicidae*). *Agric.*
- 344 **Lee HK., Park C., Ahn YJ., 2002.** Insecticidal activities of asarones identified in *Acorus gramineus* rhizome against
- 345 **Abbassi, K., MERGAOUI, L., ATAY, KADIRI, Z., STAMBOULI, A. et S. GHAOUT, 2003.** Effets des extraits de *Peganum harmala* (*Zygophyllaceae*) sur le criquet pèlerin (*Schistocerca gregaria* Forskål, 1775) La correspondance doit être envoyée à Madame Z. Atay-Kadiri, laboratoire de Zoologie et de Biologie générale, Faculté des Sciences –Rabat. B.P: 1014, Chari Ibn Batouta, Agdal, Rabat. ISSN: 1130-4251 (2002-2003), vol. 13/14, 203-217
- 346 **Idrissi Hassani L.M., Ould Ahmedou, M.L., Chihrane, J. et Bouaichi, A.,1998.** Effets d'une alimentation en *Peganum harmala* (*Zygophyllaceae*) sur la survie et le développement ovarien du criquet pèlerin *Schistocerca gregaria* Forskål (Orthoptera, Acrididae). *Ethnopharmacologia*, 23: 26-41.
- 347 **Idrissi Hassani, L.M., 2000.** *Contribution à l'étude phytochimique du harmel Peganum harmala L. (Zygophyllaceae) et étude de ses effets sur la reproduction et le développement du criquet pèlerin Schistocerca gregaria Forsk.* Thèse Doctorat d'Etat. Université Ibn Zohr, Agadir, 214 pp.
- 348 **Lebreton, P., 1982.** Tanins ou alcaloïdes: deux tactiques phytochimiques de dissuasion des herbivores. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, 36: 539-572.
- 349 **Uvah, I.I.I. et Coaker, T.H., 1984.** Effect of mixed cropping on some insect pests of carrots and onions. *Entomol. Exp. appl.*, 36, 159-167.
- 350 **Jones, C.G., Whitman, W., Conwton, S.J., Silk, P.J. et Blum, M.S., 1989.**

- Reduction in diet breadth results in sequestration of plant chemicals and increases efficacy of chemical defense in a generalist grasshopper. *J. Chem. Ecol.*, 15, 1811-1812.
- 351 **MC KEY, D., 1979** . The distribution of secondary compounds within plants. In: Rosenthal GA, Janzen DH (Eds) *Herbivores – Their interactions with secondary plant metabolites*. Academic Press, New York, pp 56-133.
- 352 **Rhoades, D.F., 1979**. Evolution of plant chemical defenses against herbivores. In: *Herbivores: Their interaction with secondary plant metabolites*, eds, G. Rosenthal & M. Berenbaum, Academic Press, New York, pp. 4-54.
- 353 **Zangerl, A.R. et Bazzaz, F.A. ,1992**. Theory and pattern in plant defense allocation. In: *Plant resistance to herbivore and pathogens: Ecology, evolution, and genetics*, eds, R.S. Fritz & E.L. Simms, University of Chicago Press, Chicago, pp. 363-391.
- 354 **Levigneron, A., Lopez, F., Varisuyt, G., Berthomien, P. et Casse-Delbar, T., 1995**. Les plantes face au stress salin. *Cahier d'agriculture*. (4): 263-273.
- 355 **Rasanen L- A., 2002**. Biotic and abiotic factors influencing the development of N2-fixing symbioses between rhizobia and the woody legumes *Acacia* and *Prosopis* . Academic dissertation in sediments and molluscs from freshwater canals in the Hanoi region”.
- 356 **Cosentino, S., Tuberoso, C.I., Pisano, B., Satta, M., Mascia, V., Arzedi E. et Palmas, F. 1999**. In-vitro antimicrobial activity and chemical composition of Sardinian Thymus essential oils. *Lett Appl Microbiol.*, 29(2): 103-105.
- 357 **Jou, N.T., Yoshimori, R.B., Mason, G.R., J.S. et Liebling, M.R., 1997**. Single – tube. nested, reverse transcriptase PCR for detection of viable *Mycobacterium tuberculosis*. *J.Clin. Microbiol.*, 35: 1161-1165.
- 358 **Ohnmeiss, T.E. et Baldwin, I.T. 2000**. Optimal defense theory predicts the ontogeny of an induced nicotine defense. *Ecology* 81: 1765-1783.
- 359 **Sellami. S., 2002**. Evaluation de l'activité nématocide de quelques plantes contre le nématode des tiges: *Ditylenchus dipsaci* (*Nematoda : Anguinidae*). Institut National Agronomique * Département de Botanique 16200 El Harrach Alger.
- 360 **Tafifet, L., 2010**. Effet bactericide, fongicide et nematicide *in vitro* de quatre especes vegetales spontanees. Thèse mgs. Agro. Université de Blida,

164p.

- 361 **Rawson, H.M. 1992.** Plant responses to temperature under conditions of elevated CO₂. *Aust. J. Plant Physiol.* 40: 473-490.
- 362 **Ozenda, P., 1985.** La végétation de la chaîne alpine dans l'espace montagnard européen. 1^{ère} édition, Masson, Paris, pp. 1-5, 8-27, 66-71.
- 363 **Landolt, E. et Aeschimann, D., 2005.** Notre flore alpine. 4^{ème} édition, Club Alpin Suisse CAS, Berne, pp. 37-46, 51-60, 68-77, 214-215.
- 364 **Hopkins, P., 1999-** *Introduction to plant physiology. Second edition.* The University of Western Ontario. Edit. John Wiley and sons., Inc, 512 p
- 365 **Bouaouina, S., Zid, E. et Hajji, M., 2000.** Tolérance à la salinité, transports ioniques et fluorescence chlorophyllienne chez le blé dur (*Triticum turgidum* L.). In: Royo C., Nachit M.M., Di Fonzo N. & Araus J.L., eds. *L'amélioration du blé dur dans la région méditerranéenne : nouveaux défis.* Zaragoza : CIHEAM-IAMZ, 239-243.
- 366 **Chaboussou, F., 1975.** Les facteurs cultureux dans la résistance des agrumes vis-à-vis de leurs ravageurs. *St. Zool. Inst. Nat. Rech. Agro.*, Bordeaux, 39 p.
- 367 **Dixon, R.A; Paiva, N.L. 1995.** Stress-induced phenylpropanoïdes metabolism, plant Cell 7, Pp 1085-1097. In: Les composés phénoliques des végétaux : un exemple de métabolites secondaire d'importance économique. Macheix, J.J, Fleriet, A., et Christian, A. 2005. PPTUR Lausanne.
- 368 **Hahlbrock, K., Scheel, D., Logemann, E., et Parniske, M. 1995.** Oligopeptide elicitor-mediated defence gene activation in cultured parsley cells. *Proc Natl Acad Sci USA*, 92:4150-4157. In: Les polyphénols en agroalimentaire. Sarni-Manchado, P; Cheynier, V. 2006. Tec et Doc. Lavoisier-Paris.
- 369 **Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J. Wedin, D., Mielke, T., Lehman, C. 2001.** Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, 294, 843-845.
- 370 **Munari, C., 2006.** Investigation phytochimique de plantes alpines: Etude d'espèces du genre *Oxytropis* (Fabaceae) et isolement de composés antifongiques et antiradicalaires à partir d'*Oxytropis fetida* (Vill.) DC., *Potentilla grandiflora* L. (Rosaceae) et *Vaccinium uliginosum* ssp. *microphyllum* (Lange) Tolm. (Ericaceae). présentée à la Faculté des

sciences de l'Université de Genève

- 371 **Senioniti, E., Manetos, Y. et Gavales, N.A. 1986.** Co-operative effects of light and temperature on the activity of phosphoenolpyruvate carboxylase from *Amaranthus paniculatus*. *Plant Physiol.* 82: 518-522.
- 372 **Stitt M. et Hurry V. ,2002.** "A plant for all seasons: alterations in photosynthetic carbon metabolism during cold acclimation in Arabidopsis." *Current Opinion in Plant Biology* 5: 199-206.
- 373 **Öquist, G., Hurry, V. et Huner, N.P.A., 1993.** "Low-temperature effects on photosynthesis and correlation with freezing tolerance in spring and winter cultivars of wheat and rye." *Plant physiol* 101: 245-250.
- 374 **Hurry, V., Strand, A., Furbank, R. et Stitt, M., 2000.** "The role of inorganic phosphate in the development of freezing tolerance and the acclimatization of photosynthesis to low temperature is revealed by the pho mutants of *Arabidopsis thaliana*." *The Plant Journal* 24(3): 383-396.
- 375 **Sung, D.Y., Kaplan, F., Lee, K.J. et Guy, C.L., 2003.** "Acquired tolerance to temperature extremes." *Trends in plant science* 8(4): 179-187.
- 376 **Thomashow, M.F., 1999.** "Plant cold acclimation: freezing tolerance genes and regulatory mechanisms." *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 50: 571-599.
- 377 **Guy, C.L., Huber, J.L.A. et Huber, S.C., 1992.** "Sucrose phosphate synthase and sucrose accumulation at low temperature." *Plant physiol* 100: 502-508.
- 378 **Bourion, V., Lejeune-Hénaut, I., Munier-Jolain, N. et Salon, C., 2003.** "Cold acclimation of winter and spring peas: carbon partitioning as affected by light intensity." *Europ. J. Agronomy* 19: 535-548.
- 379 **Hughes, M.A. et Dunn, M.A., 1996.** "The molecular biology of plant acclimation to low temperature." *J. Exp. Bot.* 47: 291-305.

- 380 **Lee, P.C., Bochner, B.R. and Ames, B.N. 1983.** A heat shock stress and cell oxidation. *Proc. Natl. Acad. Sci., USA* **80**: 7496-7500.
- 381 **Mishra, R.K. et Singhal, G.S., 1992.** Function of photosynthetic apparatus of intact wheat leaves under high light and heat stress and its relationship with thylakoid lipids. *Plant Physiol.* **98**: 1-6.
- 382 **Upadhyaya, A., Davis, T.D., Larsen, M.H., Walsen, R.H. et Sankhla, M. 1990.** Uniconazole-induced thermotolerance in soybean seedling root tissue. *Physiol. Plant.* **79**: 78-84.
- 383 **Upadhyaya, A., Davis, T.D. et Sankhla, M. 1991.** Heat shock tolerance and anti-oxidant activity in moth bean seedlings treated with tetacyclis. *Plant Growth Regulation* **10**: 215-222.
- 384 **Callaway, R. M., R. W. Brooker, P. Choler, Z. Kikvidze, C. J. Lortie, R. Michalet, L. Paolini, F. I. Pugnaire, B. Newingham, E. T. Aschehoug, C. Armas, D. Kikodze, et B. J. Cook. 2002.** Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* **417**:844-848.
- 385 **Hostettmann, K., 2001.** *Tout savoir sur les plantes médicinales des montagnes.* 1ère édition, éditions Favre, Lausanne, pp. 7-9, 120.
- 386 **Salvi, A., Brühlmann, C., Migliavacca, E., Carrupt, P.A. et Testa, B., 2002.** Protein protection by antioxidant: Development of a convenient assay and structure-activity relationship of natural polyphenols. *Helv. Chim. Acta* **85**, 867-881
- 387 **CU, J.Q., 1 990.** Extraction de compositions odorantes végétales par divers solvants organiques. Thèse, de doctorat de l'INP Toulouse, N° d'ordre 393.
- 388 **Hayes T.B. et al., 2006.** Pesticide mixtures, endocrine disruption, and amphibian declines: are we underestimating the impact? *Environmental Health Perspectives*, 114 Suppl 1, pp.40-50.
- 389 **Serrano, E., Saccharin, Ph. et Raynal, M., 2006.** Optimisation des doses de matière actives appliquée à l'hectare de la réduction de doses Synthèse

de 5 années d'essais en Midi-Pyrénées. IFVV - Entav/ITV France Midi-Pyrénées - V'innopôle - BP 22 - 81310 Lisle sur Tarn

- 390 **Wirth, D., Christians, E.S., Drion, P.V., Dessy-Doize, C., et Gustin, P., 2003.** Les protéines de choc thermique (heat shock proteins-Hsps)._II. Hsp70 : biomarqueur et acteur du stress cellulaire. Université de Liège - Faculté de Médecine Vétérinaire - bd de Colonster, B41, 4000 Liège, 147, 127-144.
- 391 **GILBERTL, I., et O'CONNOR, J.D., 1970.** Lipid metabolism and transport in arthropods. Chemical Zoology, Vol. V, Florkin M., SCHEER B.T., Newyork and London, Acadmic Press, pp.229-253.
- 392 **WIGGLESWORTH, V. B., 1972.** *The circulatory and system and associated tissues*, The Principles of Insect Physiology. Chapman et Hall, London.
- 393 **GILBERTL, I., 1967.** Lipid metabolism and function in insects Advances in insects. Physiology, BEAMENT J.W.L., TREHERNE J.E., WIGGLESWORTH V.B., London and New-York. Academic Press 4, Pp.69-211.
- 394 **Köhler, A., 1989.** Cellular effects of environmental contamination in fish from River Elbe and the North Sea. *Mar. Env. Res.*, 28,417-424.
- 395 **Krishnakumar, P.K., Casillas, E. et Varanasi, U., 1994.** Effect of environmental contaminants on the health of *Mytilus edulis* from Puget Sound, Washington, USA. 1. Cytochemical measures of lysosomal responses in the digestive cells using automatic image analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 106, 249-261.
- 396 **Moore, M.N., 1988.** Cytochemical responses of the lysosomal system and NADPH-ferrihemoprotein reductase in molluscan digestive cells to environmental and experimental exposure to xenobiotics. *Mar. Ecol. Prog.Ser.*, 46, 81-89.
- 397 **Van Gijndy, S.D., Bird A.F. et Wai-Lace H.R., 1967.** Aging and starvation in larvae of *Meloidogyne javanica* and *Tylenchulus semipenetrans* *Phytopathol.* 57:559-571.
- 398 **Calow, P., 1991.** Physiological costs of combating chemical toxicants: ecological implications. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*,

1991, 100: 3-6.

- 399 **Riba ET Silvy, 1989.** *combattre les ravageurs des cultures*. INRA, ed tec et doc Paris.230p.
- 400 **Jansen, J.P. 1998.** Side effects of insecticides on larvae of the aphid specific predator *Episyrphus balteatus* (De Geer) (Dipt. Syrphidae) in the laboratory. *Meded. Fac. Landbouwwet. Univ. Gent.* 63 : 585-592.
- 401 **Niehoff, B. et Poehling, H.M., 1995.** Population dynamics of aphids and syrphid larvae in winter wheat treated with different rates of pirimicarb. *Agric. Ecosyst. Environ.* 52 : 51-55.
- 402 **Bauce, É., Carisey, N. et Dupont, A., 2001.** Implications des relations alimentaires plante-insecte dans la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Actes du colloque «Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'appriivoiser dans nos stratégies d'aménagement» tenu à Shawinigan, 27-29 mars 2001. p.27-32.
- 403 **Gilbert, L.I. et O'Connor, J.D., 1970.** Lipid metabolism and transport in arthropods. *Chemical Zool.* 5: 229-253.
- 404 **Beenackers, A.M.T., Van Der Horst, D.J. et Van Marrewijks, W.J.A., 1981.** Role of lipids in energy metabolism. *Energy Metabolism in Insects* : 53-100.
- 405 **Connell, DW, Chaisuksant, Y, YU J. 1999.** Importance of internal biotic concentrations in risk evaluations with aquatic systems. *Marine pollution Bulletin*, 39: 54-61.
- 406 **Escher, BI, Hermens, JLM. 2002.** Modes of action in ecotoxicology: their role in body burdens, species sensitivity, QSARs, and mixture effects, *Environmental Science and Technology*, 36: 4201-4217.
- 407 **Borgmann U, Norwood WP., 1997.** Identification of the toxic agent in metalcontaminated sediments from Manitowadge Lake, Ontario, using toxicity accumulation relationship in *Hyalella azteca*. *Can J Fish Aquat Sci* , 54 : 1055- 1063.
- 408 **Borgmann U., 2000** Methods for assessing the toxicological significance of metals in aquatic ecosystems: bio-accumulation-toxicity relationships, water

- concentrations and sediment spiking approaches. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 277-289.
- 409 **Rainbow PS. 2002.** Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environmental Pollution*, 120: 497-507.
- 410 **Chaboussou F., 1980.** *Les plantes malades des pesticides. Base nouvelle de prévention contre maladies et parasites.* Ed. DEBARD, Paris, 200p.
- 411 **Dadd, R.H., 1985.** *Nutrition: organisms.* In: *Comprehensive Insect physiology, Biochemistry and pharmacology.* Vol. 4. Ed. Pergamon press. Oxford, pp. 313-390
- 412 **Namour P., 1992 -** Les mono-oxygénases de poissons, un outil pour la caractérisation des pollutions chroniques. Etudes du CEMAGREF, série Ressources en Eau, n°6, 232 p
- 413 **Williams, G.C., 1966.** Natural Selection, the Costs of Reproduction, and a Refinement of Lack's Principle. *The American Naturalist* 100: 687
- 414 **Levins R., 1968.** *Evolution in changing environments.* Princeton University Press, Princeton, 142p.
- 415 **Gilbertl, I. et O'connor, J.D., 1970.** Lipid metabolism and transport in arthropods. *Chemical Zoology*, Vol. V, Florkin M., SCHEER B.T., New-York and London, Academic Press, pp.229-253.
- 416 **Beenackers, A.M.T., Van Der Horst, D.J. et Van Marrewijks, W.J.A., 1981.** Role of lipids in energy metabolism. *Energy Metabolism in Insects* : 53-100.
- 417 **Testerink, J.H., 1982.** Starvation in a field population of litter-inhabiting Collembola: methods for determining foods reserves in small arthropods. *Pedobiologia* 21: 427-433.
- 418 **Bourlière F., 1983.** *Ecosystems of the world 13. Tropical Savannas.* Elsevier, Amsterdam.
- 419 **Cheroux ,1980.** Incidence des parasites *Aphiduis matricariae*, HAL. (*Hym: Aphidiidae*) sur la fécondité de son hôte *Myzus persicae*. SULZ. (*Hom: Aphididae*) à différentes températures. Ann.
- 420 **Binet, P., 1989.** Métabolisme et adaptation des végétaux supérieurs aux contraintes hydriques, thermiques et salines. *Bull. Ecol.* T 20 (1). pp. 41- 49.

- 421 **Levigneron, A., Lopez, F., Varisuyt, G., Berthomien, P. et Casse-Delbar, T., 1995.** Les plantes face au stress salin. Cahier d'agriculture. (4): 263-273.
- 422 **May, MJ., et Leaver, CJ., 1993.** Oxidative stimulation of glutathione synthesis in *Aradopsis thaliana* suspension culture. *Plant. Physiology*. 103. pp. 621-627.
- 423 **Viskari, E.L., Rossi, S., et Holopainen, J.R., 2000.** Norway spruce and spruce shoot aphid as indicators of traffic pollution. *Environmental. Pollution*. Vol 107. pp. 305-314.
- 424 **Mattson W. J. et Haack R. A., 1987.** The role of drought in outbreaks of plant-eating insects. *BioScience*, 37, pp. 110-118.
- 425 **Bergmann, H., Leinhos, V., Machelett, B. et Schönbeck, F., 1997.** Amino alcohols as tools to improve stress tolerance. INRA, Inter drought, VIII-26.
- 426 **Yakhlef, G., 2010.** Etude de l'activité biologiques de feuilles de *Thymus vulgaris* et *Laurus nobilis*. Thes mag. Univ Batna. 110P.
- 427 **Noiraud, N., Delrot, S. et Lemoine, R., 2000.** The sucrose transporter of Celery. Identification and expression during salt stress 1. *Plant physiol*. 122: 1447-1456.
- 428 **Gershenzon, J., 1984.** *Changes in the levels of plant secondary metabolites under water and nutrient stress.* In: *Phytochemical adaptations to stress.* Edited by B.N. Timmermann, C. Steelink & F.A. Loewus. Plenum Press, New York and London. p. 273-320.
- 429 **COÛC, Y. et TENDILLE, C., 1972.** Importance de la racine dans la synthèse protéique chez certains genres de végétaux, Acad. Agr. France, pp. 681 – 690
- 430 **HARE, P.D., CRESS, W.A. et VAN STADEN, J., 1998.** Dissecting the roles of osmolyte accumulation during stress. *Plant Cell and Environment*, 21, 535-553.
- 431 **Ildiko, K. et Galiba, G., 1995.** Carbohydrates in wheat and Maize plants under water stress. INRA, Inter drought, V-10. In : *Physiologie des arbres et arbustes des zones arides et semi-arides – Paris*, 465 – 472.
- 432 **Mueller-Harvey, I. et Mc Allan, A.B. 1992.** Tannins: their biochemistry and nutritional properties. *Adv. Plant Cell Biochem. Biotechnol.* 1, 151-217.
- 433 **Jean-Blain, C., 1998.** Aspects nutritionnels et toxicologiques des tanins. *Rev. Méd. Vét.* 149, 911-920.

- 434 **Norton, B.W., 1999.** The significance of tannins in tropical animal production. In: *Tannins in livestock and human nutrition, ACIAR proceedings N.92* (BROOKER, ed.), pp. 14-23 Adelaide, Australia.
- 435 **Bruneton, J., 1999.** Tannins. In: *Pharmacognosie, phytochimie, Plantes médicinales*, TEC&DOC (Ed.), Paris, pp. 369-404.
- 436 **Feucht, W. et Treutter, D., 1999.** *The role of flavan-3-ols and proanthocyanidins in plant defense.* In: *Principles and practices in chemical ecology*, PRESS et BOCA RATON (Eds.), pp. 307-338.
- 437 **Bennick, A., 2002.** Interaction of plant polyphenols with salivary proteins. *Crit. Rev. Oral Biol. Med.* 13 (2), 184-196.
- 438 **CHABOUSSOU F., 1981.** *Les plantes malades des pesticides. Base nouvelle de prévention contre maladies et parasites.* Ed. DEBARD, Paris, 200p.
- 439 **Kirsten, E., Kirsten, R. et Ares', P., 1963.** The content of free amino acids, energy-rich phosphoric acid and glycolytic and three-carbon acid substrates in the muscle of *Locusta migratoria* during work. *Biochem. Z.* 337: 167-177.
- 440 **Bursell, E., 1963.** Aspects of the metabolism of amino acids in the tsetse fly *Glossina* (Diptera). *J. Insect Physiol.* 9: 439-452.
- 441 **Sacktor, B. et Wormser-Shavit, E., 1966.** Regulation of metabolism in working muscle in vivo. Concentrations of some glycolytic, tricarboxylic acid cycle, and amino acid intermediates in insect flight muscle during flight. *J. Biol. Chem.* 241: 624-631.
- 442 **Weeda, E., Dekort, C. and Beenackers, A. M. T. 1979.** Fuels for energy metabolism in the Colorado potato beetle, *Leptinotarsa decemlineata* Say. *J. Insect Physiol.* 25: 951-955.
- 443 **Wheeler, C. H. 1989.** *Mobilization and transport of fuels to the flight muscles.* In *Insect Flight*. Goldsworthy, G. J. and Wheeler, C. H. Ed. CRC Press Inc. Boca Raton, Fl. 273-303.
- 444 **Cockbain, A. J. 1961.** Fuel Utilization and duration of tethered flight in *Aphis fabae* Scop. *J. Exp. Bio.* 38: 163-174.
- 445 **MASON, R.R., WICKMAN, B.E., BECKWITH, R.C. et PAUL, H.G., 1992.**

- Thinning and nitrogen fertilization in a grand fir stand infested with western spruce budworm. Part I: Insect response. *Forest Sciences*, 38: 235-251.
- 446 **PERY, A., 2003.** modélisation des effets des toxiques sur cheironme *chironomus riparius* de l'individu à la population, univ. Claude bernard – lyon 1, thèse doctorat, pp 120.
- 447 **CHARLES, S., FERREOL, M., CHAUMOT, A., et PÉRY, A.R.R., 2004.** Food availability effect on population dynamics of the midge *Chironomus riparius*: a Leslie modeling approach. *Ecological Modelling* 175: 217-229.
- 448 **Thomas B., Murphy D.J.et Murray B.G., 2003.** *Encyclopedia of Applied Plant Sciences*. Londres, Elsevier Academic Press, 1319 p.
- 449 **Glotfelty, D.E., Taylor, A.W., Turner, B.C., Zoller, W.H.,1984.** Volatilization of surface-applied pesticides from fallow soil. *J. Agric. Food Chem.* 32: 638-643.
- 450 **Taylor, A.W., Spencer, W.F.,1990.** Volatilization and vapour transport processes. In *Pesticides in the soil environment*. Soil Science Society of America Book Series, n°2, Madison, WI, USA, pp. 213 -269.
- 451 **Bedos, C., Cellier, P., Calvet, R., Barriuso, E., Gabrielle, B., 2002.** Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview, *Agronomie* 22: 21–33.
- 452 **Hunter A. F., 1991.** Traits that distinguish outbreaking and nonoutbreaking marcolepidoptera feeding on northeen hardwood trees. *Oikosgo*: pp. 275-282.
- 453 **Cemagref, 2007.** *Centre national du machinisme agricole, du génie rural, des eaux et des forêts, Sur la trace des pesticides.* (<http://www.cemagref.fr/presse/Dossthem/pesticides/index.htm>).
- 454 **Burel, F. et Garnier E., 2009.** *Les effets de l'agriculture sur la biodiversité.* ESCo "Agriculture et biodiversité".
- 455 **Bodiguel L., 2003.** Multifonctionnalité de l'agriculture et dispositifs agro-environnementaux: interrogations sur l'efficacité de la norme. *Revue de Droit Rural* 317: 606-612.
- 456 **RANASINGH NIRAKAR, 2007** Biopesticides: an Economic Approach for Pest Management. Orissa Review. April 2007. Plant Protection, KVK, Rayagada, Gunupur