

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

المدرسة الوطنية العليا للعلوم الفلاحية بالحراش- الجزائر-

ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE AGRONOMIQUE
EL-HARRACH-ALGER

THÈSE

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences Agronomiques

Intitulée

Etude des infestations de la cédraie de Chréa par la processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa* Schiff: description spatiotemporelle et relations arbre-défoliateur.

Présentée par : Mohamed SBABDJI

Jury :

Président	M. Bellatreche M.	Professeur (E.N.S.A.)
Directeur de thèse	M. Kadik B.	M. de recherche (I.N.R.F.)
Examineur	M ^{me} Doumandji-M. B.	Professeur (E.N.S.A.)
	M. Battisti A.	Professeur (U. Padoue-Italie)
	M. Lambs L.	Professeur (C.N.R.S. Toulouse-France)
	M. Chakali G.	Professeur (E.N.S.A.)

Année 2011-2012

REMERCIEMENTS

Je remercie avant tout DIEU le tout puissant qui m'a comblé de ses bienfaits et m'a donné assez de force pour achever ce travail.

J'exprime ma profonde gratitude à Mr Kadik Bachir pour avoir accepté de diriger ce travail, pour ses Conseils, ses orientations et le temps qu'il m'a consacré.

Je tiens également à présenter mes sincères remerciements au Professeur Bellatreche Mohamed du département de foresterie (E.N.S.A.) d'avoir accepté de présider le jury.

Un grand merci pour le professeur Andrea Battisti de l'université de Padoue (Italie) pour l'intérêt qu'il a accordé à ce travail, pour ses orientations, ses conseils et pour avoir accepté de participer au jury.

Mes remerciements sont adressés aux professeurs Doumandji M.B., Chakali G du département de zoologie (E.N.S.A.) et le professeur M^r Luc Lambs du C.N.R.S de Toulouse, qui m'ont honoré par leur participation au jury.

Mes gratitude à M^{elle} Messaoud Nassima secrétaire générale au Parc National de Chréa, M^r Haddad Ahmed de l'université de Mostaganem, et mon collègue M^r Boubaker zoubir pour leurs précieuses aides durant la révision la mise en forme du document.

Ce travail n'aurait pu être achevé sans le soutien du personnel du Parc National de Chréa. Mes remerciements sont adressés particulièrement à Mr Dahel directeur du Parc pour l'intérêt qu'il a accordé à ce travail, M^r Alim Boudjemaa, M^r Kermouche Hamid, M^r Smaïl Khaled du secteur de Chréa pour leur soutien sur le terrain. Je tiens à remercier également M^r Djiar, M^r Takarli, M^r Bouazza, M^r kalla, M^{me} Acherouf, M^{me} Aktouche M^{elle} Laras et M^{elle} Benchikh.

J'exprime mes sincères remerciements à mes collègues du département de foresterie et de l'ENSA, qui n'ont cessé de m'encourager, je pense particulièrement à M^{elle} Kadid, M^r Oldache, M^r Morsli, M^r Benhalla, M^r Khelifi et M^r Abdelguerfi. Je remercie au même titre le personnel du département M^r Lellouchi, Mme Ziki, Zahia, Rachida, Ftiha, Kheïra et Yahia.

Une pensée particulière à mon ami Amara Hamid que je ne pourrais remercier assez pour sa présence et son soutien durant les moments les plus difficiles.

S O M M A I R E

Introduction générale	1
Problématique	4

Première partie: Synthèse bibliographique

Chapitre1 : Le Cèdre de l'Atlas, <i>Cedrus atlantica</i> Manetti	
1.1. Importance de l'espèce	8
1.2. Taxonomie et historique	8
1.3. Répartition et superficie	8
1.4. Caractéristiques écologiques	9
1.5. Caractéristiques botaniques et dendrologiques	10
1.6. Régénération naturelle	11
1.7. Contraintes et ravageurs	12
1.8. Problème du dépérissement	13
Chapitre 2 : La Processionnaire du pin <i>Thaumetopoea pityocampa</i> Schiff	
2.1. Systématique	15
2.2. Aperçu historique sur le genre <i>Thaumetopoea</i>	15
2.3. Biologie de la processionnaire du pin	17
2.4. Ennemis naturels	20
2.5. Surveillance et lutte	21
2.5.1. Méthodes de surveillance	21
2.5.2. Méthodes de lutte	21

Deuxième partie : Etude expérimentale

Chapitre3 : Zone d'étude	
3.1. Parc National de Chréa	24
3.1.1. Situation géographique et superficie	24
3.1.2. Orotopographie	24
3.1.3. Hydrographie	24
3.1.4. Structure géologique	25
3.1.5. Richesses biologiques	25
3.1.5.1. Végétation	25
3.1.5.2. Faune	26
3.2. Sites d'étude	26
3.2.1. Localisation.	26
3.2.2. Caractéristiques climatiques	26
3.2.2.1. Pluviométrie	27
3.2.2.2. Températures	30
3.2.2.3. Autres facteurs climatiques	32
3.2.2.4. Synthèse bioclimatique	33
Chapitre4 : Matériel et méthodes	
4.1. Démarche globale	35
4.2. Analyse des infestations	35
4.2.1. Estimation du niveau de population de la processionnaire	35
4.2.2. Suivi et évaluation du taux d'éclosion et du parasitisme des œufs	36
4.2.3. Suivi des chrysalides	37
4.2.4. Suivi des actions de prédation	38
4.3. Etude des relations arbre-défoliateur	39
4.3.1. Méthode d'étude de l'effet du feuillage sur le comportement du défoliateur	39

4.3.1.1. Mesures biométriques du feuillage	39
4.3.1.2. Estimation de l'abondance des pontes	39
4.3.1.3. Elevage et suivi des colonies au laboratoire	40
4.3.1.4. Suivi des colonies greffées	40
4.3.2. Méthode de suivi de la relation phénologique entre le défoliateur et l'arbre hôte	41
4.3.3. Méthode d'évaluation des effets des défoliations sur l'accroissement radial des arbres	41
4.3.3.1. Choix des stations	42
4.3.3.2. Les arbres échantillons	44
4.3.3.3. Prélèvement des carottes et mesures des accroissements	44
4.3.3.4. Méthode de calcul des pertes d'accroissement	44
4.4. Analyses statistiques	47

Chapitre5 : Résultats et discussions

5.1. Description spatiotemporelle de la population de la processionnaire.	48
5.1.1. Variation du niveau de population au sein des stations	48
5.1.2. Aperçu sur la distribution spatiale de la population	48
5.1.2.1. Effet de l'exposition	48
5.1.2.2. Effet de la densité des peuplements	49
5.1.3. Variation transcyclique du niveau de population	49
5.1.4. Effet de quelques facteurs gradologiques	52
5.1.4.1. Fécondité	52
5.1.4.2. Taux d'éclosion et du parasitisme des œufs	52
5.1.4.3. Mortalité des chrysalides	53
5.1.4.4. Oiseaux prédateurs	56
5.1.4.4.1. Prédateur des chenilles	56
5.1.4.4.2. Prédateurs des chrysalides	58
5.1.5. Discussion	60
5.2. Relation trophique et effet des défoliations sur le comportement du défoliateur.	64
5.2.1. Caractéristiques biométriques des deux feuillages jeunes et âgés	64
5.2.2. Densité des pontes	64
5.2.3. Incidence du feuillage sur le comportement des colonies élevées au laboratoire	65
5.2.3.1. Dynamique des colonies	65
5.2.3.2. Croissance des chenilles	66
5.2.4. Effet du feuillage sur la survie des jeunes colonies greffées	67
5.2.5. Discussion	68
5.3. Relation phénologique entre le cèdre et la processionnaire.	71
5.3.1. Evolution du nombre de processions en fonction des températures	71
5.3.2. Le début de l'activité végétative du cèdre en fonction du flux des processions	73
5.3.3. Discussion	75
5.4. Effet des défoliations sur l'accroissement radial des arbres	77
5.4.1. Au niveau des peuplements naturels	77
5.4.1.1. Accroissements annuels moyens des stations	77
5.4.1.2. Fluctuation des accroissements annuels moyens et synchronisation entre les stations	79
5.4.1.3. Les périodes hors dégâts et cernes de référence	80
5.4.1.5. Evolution des pertes d'accroissement en fonction du niveau de population	85
5.4.2. Au niveau du reboisement de Ghellaie	87
5.4.2.1. Accroissements annuels moyens des stations	87
5.4.2.2. Les périodes hors dégâts et cernes de référence	88
5.4.2.3. Evolution des pertes d'accroissement en fonction du niveau de population	89
5.4.3. Discussion	90
5.5. Discussion générale	92
Conclusion générale	96
Références bibliographiques	98
Annexes	108-115

Liste des tableaux

	Page
TableauI-	20
Les ennemis naturels de la processionnaire du pin.	
TableauII-	23
Evolution de la concentration des résidus de diflubenzuron dans Certains éléments de l'écosystème	
TableauIII-	26
Les richesses faunistiques du Parc national de Chréa	
TableauIV-	28
les précipitations mensuelles en mm	
TableauV-	31
Les températures minimales, maximales et moyennes en (°C).	
TableauVI-	33
L'insolation mensuelle de la station (jours)	
TableauVII-	43
Caractéristiques des stations choisies pour le prélèvement des carottes.	
TableauVIII-	48
Résultat de l'analyse de l'effet de l'exposition.	
TableauIX-	49
Résultat de l'analyse de l'effet de la densité du peuplement	
TableauX-	50
Résultats de l'analyse de la variation transcyclique du niveau de population durant la gradation 2001-02 à 2003-04.	
TableauXI-	54
Taux de mortalité, d'émergence et de diapause prolongée parmi la génération enfouie en Mars 2002.	
TableauXII-	55
Taux de mortalité durant la phase hypogée parmi la génération enfouie en Mars 2003	
TableauXIII-	55
Résultat de la comparaison du taux de mortalité des chrysalides entre les différents sites.	
TableauXIV-	57
Résultat de l'analyse du taux de prédation.	
TableauXV-	64
Résultats de comparaison (test de Student) entre les deux types de feuillage.	
TableauXVI-	66
Résultat de l'analyse de la croissance des chenilles selon le type de feuillage.	
TableauXVII-	68
Taux de survie des colonies greffées sur des arbres défeuillés et non défeuillés.	
TableauXVIII-	74
Fréquence hebdomadaire des processions durant les trois années 2002, 2003 et 2004.	
TableauXIX-	77
les valeurs du coefficient d'interdatation des quatre stations	
TableauXX-	77
les années caractéristiques des stations	
TableauXXI-	77
Les accroissements annuels maxima, minima et moyens des stations (témoin et attaquées)	
TableauXXII-	80
Matrice des corrélations entre les accroissements annuels moyens des stations (témoin et attaquées)	
TableauXXIII-	81
Evolution du rapport, accroissement annuel de A1/ accroissement annuel de T.	
TableauXXIV-	83
Evolution du rapport, accroissement annuel de A2/ accroissement annuel de T.	
TableauXXV-	84
Evolution du rapport, accroissement annuel de A3/ accroissement annuel de T.	
TableauXXVI-	87
Les années caractéristiques des stations (reboisement)	
TableauXXVII-	87
Les valeurs du coefficient d'interdatation des deux stations.	
TableauXXVIII-	88
Evolution du rapport, accroissement annuel de A _R / accroissement annuel de T _R .	

Liste des figures

	Page
Figure 1- Schéma du positionnement des nids sur les arbres	05
Figure 2- Schémas des deux relations possibles entre la fluctuation de la population du défoliateur et l'accroissement radial des arbres.	07
Figure 3 Jeune peuplement issu d'un semis sur crochetage réalisé en 1998.	11
Figure 4- L'élagage naturel du cèdre.	12
Figure 5- Dépérissement du cèdre à Belezma	13
Figure 6- Tailles des jeunes cèdres selon la profondeur du sol.	14
Figure 7- La régénération naturelle sur les remblais des pistes.	14
Figure 8- Schéma simplifié du cycle biologique de la processionnaire du pin à Chréa.	17
Figure 9- Déclin des précipitations mensuelles (%) durant la période récente par rapport aux deux périodes anciennes.	29
Figure 10- L'écart entre les précipitations potentielles (Pp) et réelles (Pr) mensuelles de la période récente estimées selon les périodes anciennes.	29
Figure 11- Les précipitations annuelles de la période 1995-09.	30
Figure 12- Les températures minimales et maximales des deux périodes récente et ancienne.	31
Figure 13- Diagramme ombrothémique de Bagnouls et Gausson.	33
Figure 14- Climagramme pluviométrique d'Emberger.	34
Figure 15- Différence entre les œufs éclos, non éclos et parasités.	36
Figure 16- Les traces d'attaques de la mésange sur le nid d'hiver.	38
Figure 17- Stations de prélèvement des carottes au niveau du reboisement	43
Figure 18 Planchettes de bois renfermant les carottes.	44
Figure 19- Fluctuation transcyclique du niveau de population moyen des différentes stations.	50
Figure 20- Fluctuation transcyclique du niveau de population moyen.	51
Figure 21- Schéma de la fluctuation de la population de la processionnaire au niveau de la cédraie de Chréa.	51
Figure 22- Evolution de la fécondité en fonction des phases gradologique de la population.	52
Figure 23- Evolution des taux d'éclosion, du parasitisme, et des œufs durant la gradation 2001-2003.	53
Figure 24- Recherche des chrysalides au niveau du site de forte densité d'enfouissements.	54
Figure 25- Les traces d'attaques de la mésange charbonnière sur le nid	56
Figure 26- Evolution du taux de prédation des chenilles par la mésange charbonnière en fonction des températures enregistrée en 2010.	57
Figure 27- les attaques de la mésange aux nids	58
Figure 28- Evolution des attaques aux nids	58
Figure 29- Les cuticules des chrysalides laissées par les prédateurs autour des enfouissements	58
Figure 30- Abondance des pontes selon le type de feuillage dans les différentes stations en 2002 et 2003.	65
Figure 31- Nombre moyen des rosettes fréquentées quotidiennement par les colonies, et son évolution en fonction de l'âge des colonies.	66
Figure 32- La différence de taille des chenilles selon le type de feuillage.	66
Figure 33- Evolution de la longueur des chenilles selon l'âge et le type de feuillage.	67
Figure 34- Evolution de la croissance des chenilles élevées sur le feuillage jeune par rapport à	67

celles élevées sur le feuillage âgé.

Figure 35-	Evolution du nombre de processions et de l'induction de l'activité végétative des arbres 72 en fonction des températures durant les trois années (2002, 2003, et 2004).
Figure 36-	Comparaison de la fluctuation des processions entre les trois années 2002, 2003 et 2004. 73
Figure 37-	Relation entre le flux hebdomadaire des processions (%) et la phénologie du cèdre. 74
Figure 38-	Evolution de la variation interindividuelle des accroissements annuels moyens en 78 fonction de la taille de l'échantillon.
Figure 39-	Evolution des accroissements annuels moyens en fonction du nombre d'arbres 79 échantillon.
Figure 40-	Profil de l'accroissement moyen de la station témoin selon la taille de l'échantillon. 79
Figure 41-	Les accroissements annuels moyens des différentes stations (témoin et attaquées) 80 durant les trente dernières années.
Figure 42-	Fluctuation annuelle du rapport « cerne annuel moyen/ le cerne moyen » des stations T 81 et A1.
Figure 43-	Evolution du rapport « cerne annuel moyen / le cerne moyen » des stations T et A1 82 durant les périodes de référence.
Figure 44-	Fluctuation annuelle du rapport « cerne annuel moyen/ le cerne moyen » des stations T 82 et A2.
Figure 45-	Evolution du rapport « cerne annuel moyen/ le cerne moyen » des stations T et A2 83 durant les périodes de référence.
Figure 46-	Fluctuation annuelle du rapport « cerne annuel moyen/ le cerne moyen » des stations T 84 et A3.
Figure 47-	Evolution du rapport « cerne annuel moyen/ le cerne moyen » des stations T et A3 84 durant les périodes de référence.
Figure 48-	Fluctuation des pertes d'accroissement (P) en fonction du niveau de population (NP), au 86 niveau de la station A1
Figure 49-	Fluctuation des pertes d'accroissement (P) en fonction du niveau de population (NP) au 86 niveau de la station A2
Figure 50-	Fluctuation des pertes d'accroissement (P) en fonction du niveau de population (NP) au 86 niveau de la station A3
Figure 51-	Les accroissements annuels moyens des deux stations témoin (T_R) et attaquée (A_R) du 88 reboisement de Ghellaie.
Figure 52-	Evolution du rapport « cerne annuel moyen/ le cerne moyen » des stations T_R et A_R 89 durant les périodes de référence.
Figure 53-	Fluctuation des pertes d'accroissement (P) en fonction du niveau de population (NP) au 89 niveau de la station A_R
Figure 54-	Evolution annuelle des pertes moyennes en fonction du niveau de population moyen, au niveau de la 91 cédraie naturelle.

Listes des annexes

- Annexe 1- Aire de distribution du cèdre de l'Atlas
- Annexe 2- Situation géographique du Parc National de Chréa
- Annexe 3- Caractéristiques des stations d'estimation du niveau de population.
- Annexe 4- Localisation des stations de suivi de la population au niveau de la zone centrale (col de Chréa et col des fougères)
- Annexe 5- Localisation des stations de suivi de la population au niveau de la zone Ouest (Djebel Guerroumène)
Localisation des stations de suivi de la population au niveau de la zone Est (Ghellaie)
- Annexe 6- Variation intra-station (inter-arbres) du niveau de population.
- Annexe 7- Evolution du niveau de population moyen (Nids/arbre) au niveau des stations fortement infestées entre 1991 et 2009.
- Annexe 8- Evolution du taux de prédation des chenilles par la mésange charbonnière en fonction des températures maximales et minimales (TM et Tm), enregistrée en 1993

ملخص:

المهدف من هذا العمل هو دراسة هجمات غابة الأرز الأطلسي التي تغطي حوالي 1200 هكتار، على أعالي المنطقة الوسطى من الحظيرة الوطنية للشريعة من طرف يسروع الصنوبر الجرار. يضم دراسة تحليلية للهجمات و لمختلف العلاقات المتواجدة بين الشجرة والحشرة المهاجمة. تبين النتائج تمركز الهجمات و تكرارها على حواف الغابات و في الأماكن القليلة الكثافة. تتكرر الهجمات بصفة دورية وتدمم كل هجمة حوالي ثلاثة سنوات. يظهر التهديم الكبير للأوراق خلال السنة الثانية تزامنا مع أوج الهجمة. خلال السنة الثالثة يحدث تراجع كبير لكثافة الحشرة وبعد الاختفاء الشبه كلي لمدة سنتين أو ثلاثة تظهر الحشرة مجددا من خلال هجمة أخرى. ان قدرة الأشجار على بعث أوراق جديدة و استرجاع نموها الطبيعي، تبين مدى مقاومتها للهجمات. ان عدم صلاحية الأوراق الجديدة لتغذية اليرقات يمنع تكرار الهجمات على الأشجار. إن تواجد عدد هام من الأعداء الطبيعيين للحشرة قد يساهم في إيجاد طريقة مكافحة بيولوجية ملائمة لمهام المنطقة (حماية التوازن البيئي).

الكلمات المفتاحية: غابة الأرز - يسروع الصنوبر - هجمة - الأعداء الطبيعيين - نمو

Résumé

L'objectif de ce travail est d'étudier les infestations de la cédraie (*Cedrus atlantica* manetti) de Chréa (couvrant 1200ha des sommets de la zone centrale du parc national de Chréa) par la chenille processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff). Il englobe la description de la population du défoliateur et les différents aspects de la relation arbre-défoliateur. Les résultats montrent que les attaques fréquentes et intenses apparaissent au niveau des clairières et des lisières des peuplements, situées dans les zones fortement ensoleillées. Par ailleurs, les défoliations sont modérées à faibles au niveau des peuplements fermés et peuplements moins ensoleillés. Les gradations sont cycliques, le pic de gradation et les défoliations sévères apparaissent durant la deuxième année. Durant la troisième année la population rentre en rétrogradation pour disparaître totalement l'année suivante. Après une période de calme de 2 ou 3 années une nouvelle gradation apparaît. La reprise végétative des arbres au printemps, après leur défoliation (relation phénologique) et la récupération de leur croissance, après chaque gradation (relation infestations-croissance) leur permettent de se maintenir face aux attaques. L'apparition d'un feuillage défavorable au défoliateur, après les défoliations sévères (relation trophique), accorde aux arbres une protection contre les attaques successives. L'existence d'un potentiel important d'ennemis naturels peut être utile pour le développement d'une lutte biologique en adéquation avec la mission de cette aire protégée (conservation des écosystèmes naturels).

Mots clés: cédraie, chenille processionnaire, gradation, ennemis naturels, croissance, phénologie.

Abstract

This study describes the infestations of the native cedar plantation (*Cedrus atlantica* manetti) in Chréa (Covering 1200ha of the tops in central area of the Chréa national park) by the pine processionary moth. It includes the defoliator population description and the various aspects of tree-defoliator relation (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff). The results show that the frequent and intense attacks appear in the clearings and forest edges located in the strongly sunny sites. In addition, defoliations are moderate or weak in closed forest and, those which are lowly sunny. The outbreaks are cyclic, the gradation peak and severe defoliations appear during the second year. During the third year the population returns in decline and disappears completely the following year. After the calm period of 2 or 3 year, a new outbreak appears. The vegetative resumption of trees in spring after their defoliation (phenologic relation) and recovery of their growth after each gradation (relation infestations-growth) enable them to persist to the attacks. The emergence of new foliage unfavourable to defoliator, after severe defoliations (trophic relation), protects the trees against successive attacks. The existence of several natural enemies can be useful for the development of a biological control, in adequacy with the protected area mission (conservation of the natural ecosystems).

Key words: cedar, processionary caterpillar, gradation, natural enemies, growth, phenologic.

Introduction générale

Introduction

La Processionnaire du pin, (*Thaumetopoea pityocampa* Denis et Schiffermüller, 1775 ; Lepidoptera, Thaumetopoeidae), est considérée comme étant le défoliateur le plus redoutable des résineux au niveau du bassin méditerranéen (Schmidt et Douma, 1989 ; Battisti *et al.*, 1998 ; Battisti *et al.*, 2000). Elle possède certaines caractéristiques, telles que les poils urticants et le nid d'hiver, qui accordent aux larves une protection contre les prédateurs (Barbaro et Battisti, 2011) et une persistance devant les contraintes climatiques (Toffolo, 2008). Ses attaques sur différents pins et sur cèdre de l'Atlas (C.E.R.A.F.E.R., 1969 ; Khemici *et al.*, 1988 ; Arnaldo *et al.*, 2010) provoquent souvent des défoliations qui se répercutent par des pertes de croissance considérables. De ce fait, et en raison des atteintes que peut engendrer la répétitivité des défoliations à la vitalité des arbres, les attaques de cette espèce constituent une des préoccupations importantes des gestionnaires et des chercheurs. En effet, d'importants programmes d'investigations et de lutte sont déployés continuellement pour la combattre et limiter ses dégâts.

Depuis les premières investigations qui remontent à plus d'un siècle (Questienne et Miermont, 1979), les efforts n'ont pas cessé de se multiplier, sans pour cela, empêcher les infestations. Une intense gamme de travaux a été réalisée durant les dernières décennies, dans les différentes régions sur les différents aspects du problème. Citons à titre d'exemple le travail de Zamoum et Demolin (1998) sur la bioécologie de l'espèce en Algérie, celui de Salvato *et al.*, (2002) sur sa diversité génétique en Italie et ceux menés en Italie et en France sur l'extension de son aire de répartition suite au réchauffement climatique (Hodar et Zamora, 2004; Battisti *et al.*, 2005; Robinet *et al.*, 2007).

D'autres travaux ont porté sur les méthodes de lutte en Algérie, en Turquie et au Portugal (Zamoum et Demolin, 2003 ; Kanat et Zbolat, 2006; Cebeci *et al.*, 2010) et sur le rôle des ennemis naturels dans la limitation des populations du défoliateur en Italie, en Grèce, au Maroc et en Bulgarie (Tiberi, 1990, Tsankov, 1990 ; Schmidt *et al.*, 1997 et Tsankov *et al.*, 1999). Parmi les travaux relatifs à l'évaluation des pertes de croissance qu'engendrent les défoliations, nous citons ceux réalisés par Kanat *et al.*, 2005, Sbabdji *et al.*, 2009 et Arnaldo *et al.*, 2010 en Turquie, en Algérie et au Portugal respectivement.

La relation entre le défoliateur et les espèces hôtes, demeure moins étudiée. Cet aspect peut renseigner sur la performance et les potentialités des gradations (Eduardo, 2008). Certains travaux menés dans ce contexte sur des espèces de pin, ont montré que les arbres émettent après leur défoliation un feuillage défavorable pour la croissance et le développement des larves (Battisti, 1988 ; Hodar *et al.*, 2004).

Dans le domaine de la lutte, de multiples techniques et méthodes ont été mises en œuvre allant de la lutte manuelle, qui consiste en une simple collecte des pontes et des bourses, jusqu'à la pulvérisation aérienne des produits biologiques et chimiques les plus sélectifs.

L'évaluation du rendement de ces applications demeure difficile, car les bilans des opérations sont rarement publiés. Néanmoins, un constat qualitatif sur leur efficacité reste possible. La poursuite des infestations à travers l'aire de répartition de l'espèce, démontre que les résultats ne sont pas très concluants et se limitent à l'atténuation temporaire et localisée des infestations. La réapparition de ces dernières après la lutte est souvent assurée par la diapause prolongée qui constitue le facteur clé de la persistance du défoliateur. La persistance de l'espèce ainsi que l'extension de son aire naturelle sont de plus en plus favorisées par le réchauffement climatique (Hodar *et al.*, 2003 ; Stastny *et al.*, 2006 ; Battisti *et al.*, 2006, Toffolo *et al.*, 2006).

En Algérie, la situation n'est pas différente, les défoliations répétées des jeunes reboisements notamment au Barrage vert (Zamoum et Demolin, 2004) reflètent l'ampleur des dégâts. En réalité, tous les peuplements des résineux du pays sont exposés aux attaques de ce défoliateur. Les cédraies algériennes comme toutes les cédraies nord-africaines, d'ailleurs, subissent des attaques fréquentes (Questienne et Miermont, 1979 ; Mzibri, 1991; Graf et Mzibri, 1994 ; Demolin, 1989 ; Sbabdji, 1997). Les infestations des cédraies sont plus préoccupantes, en raison de l'intérêt écologique et économique de ce résineux (Terrab *et al.*, 2006) réputé comme étant l'espèce noble de l'Afrique du nord (Demarteau, 2006). Elles sont devenues plus inquiétantes depuis l'apparition du phénomène de dépérissement durant les années quatre vingt (Bentouati et Bariteau, 2006 ; Bentouati, 2008).

Parmi les cédraies touchées celle de Chréa, a une importance particulière autant sur le plan socioéconomique qu'écologique. Malgré les mesures de conservation liées à sa situation dans une aire protégée (Parc National de Chréa, classé réserve de Biosphère depuis 2002), elle demeure exposée à la fois aux diverses pressions anthropiques (extension urbaine, pollution ménagère, incendies, récoltes et coupes illicites.....), et aux attaques de la processionnaire qui affectent également la valeur paysagère et touristique de la zone.

Depuis plusieurs décennies, ce peuplement subit des défoliations sévères voire totales (Sbabdji, 1997; Sbabdji *et al.*, 2009). Les opérations d'échenillage menées régulièrement et appuyées occasionnellement par les campagnes de pulvérisations aériennes, telle que celle réalisée en 1987 (Anonyme, 1988) n'ont pas suffi pour atténuer les infestations.

Les arbres défeuillés sévèrement enregistrent une réduction importante de la croissance radiale (Sbabdji *et al.*, 2009) et de fructification (Tazekratt, 2008) ; mais ils se reverdissent normalement après les défoliations (Sbabdji, 1997). L'absence de mortalité parmi les arbres défeuillés, semble réconfortante, sans pour autant exclure ce risque après tant d'infestations. L'actuel travail consiste en un suivi des infestations, en vue de connaître le comportement gradologique de la population du défoliateur et d'estimer les menaces qui pèsent sur la vitalité des arbres. Il répond donc aux soucis liés à la protection de la cédraie contre ce défoliateur. Les travaux entrepris concernent deux aspects :

- le premier porte sur le suivi de la population du défoliateur à savoir sa répartition spatiale et son mode de gradation.
- le deuxième décrit les relations arbre-défoliateur, notamment les aspects phénologique et trophique. Il s'agit également de faire ressortir les effets des défoliations sur la croissance.

Notons que ces recherches se justifient par rapport à nos investigations antérieures (Sbabdji, 1997) ayant abouti à des résultats jugés intéressants, et méritant d'être précisés à travers des observations plus approfondies et plus étalées dans le temps.

Après la présentation bibliographique des deux espèces (le cèdre et la processionnaire) dans les deux premiers chapitres, le travail expérimental s'articule autour de trois chapitres. Le troisième chapitre est consacré à la description de la zone d'étude. La méthodologie et le matériel utilisés, sont décrits dans le quatrième chapitre. Enfin, l'ensemble des résultats obtenus et les discussions sont synthétisés dans le cinquième chapitre.

Problématique

Problématique

La qualification du problème des infestations, est en relation avec deux éléments essentiels, à savoir l'importance environnementale et écologique du peuplement concerné et les paramètres contraignants l'efficacité des pratiques de lutte.

- **Importance de la cédraie**

La cédraie de Chréa couvre 1200 ha sur les sommets de l'Atlas Blidéen. Le cèdre se rencontre à l'état pur au-delà de 1300 m. A partir de 1000 à 1100 m sur le flanc Nord, il apparaît en arbres isolés ou en bouquets mélangés avec les autres espèces (Meddour, 1994b). A cette altitude, il constitue avec le Chêne vert une couverture dense en taillis sous futaie. Au dessus de 1400m jusqu'à la ligne de crête, les peuplements prennent souvent l'aspect d'une futaie régulière et dense, d'un âge moyen fluctuant entre 80 et 100 ans (Nedjahi, 1987 a et b). Cette structure est entrecoupée localement sur les crêtes rocheuses et les pentes rudes des expositions thermophiles, par des clairières et des trouées couvertes de pelouses dominées par les graminées et le *Bupleurum spinosum* (Meddour, 1994a).

Ces peuplements produisant environ 5 m³ /ha/an (Chellabi, 1992 ; Haddad, 1999), ont une importance socio-écologique primordiale à l'échelle de la région. En effet, et grâce aux qualités particulières de l'espèce (plasticité, rusticité et longévité), ces peuplements assurent le rôle d'un manteau biologique dense et durable, protégeant les crêtes et les hauts versants, contre les effets de fortes précipitations. Ils permettent également à ces dernières de s'infiltrer et d'alimenter les sources et les nappes utilisées par de nombreuses agglomérations.

En parallèle, les beaux paysages façonnés par les peuplements de cèdre, accordent à la zone, une grande importance socio-économique, en termes de tourisme et de loisir.

Il est important de préciser qu'aucune espèce autochtone arborée ne succède au cèdre, pour assurer ces rôles vitaux, sous les conditions rigoureuses du milieu (terrain rocheux, climat rigoureux, relief fortement chahuté...) et la forte pression anthropique. Les valeurs de ces peuplements ont été mentionnées depuis plus de 160 ans par les forestiers et les botanistes qui ont œuvré pour l'introduction de l'espèce en France (Cointat, 1996).

A partir de l'importance de la cédraie et de la valeur de l'espèce elle-même en tant qu'essence forestière endémique et menacée par le phénomène de dépérissement (Bentouati, 2008 ; Mouna, 2009), on peut qualifier le problème des infestations comme l'une des préoccupations prioritaires.

C'est ainsi, que ce travail trouve son intérêt aussi bien au niveau local en terme d'écodéveloppement, qu'à l'échelle universelle en terme du maintien de la biodiversité

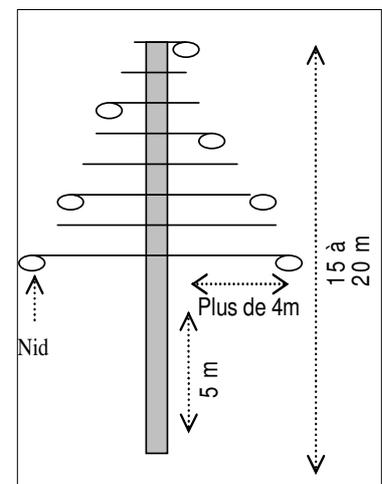
- **Les pratiques de lutte**

L'inefficacité des différentes pratiques de lutte, constitue, le deuxième aspect permettant l'identification du problème. Les spécificités topographiques de la zone et les caractéristiques structurelles du peuplement concerné, limitent considérablement l'opportunité des différentes techniques de lutte. Selon les constatations faites sur le terrain et les enquêtes menées auprès des services concernés, plusieurs facteurs contraignent le rendement des opérations de lutte :

- **Les caractéristiques dendrologiques du peuplement attaqué**

En raison de la grandeur des arbres et leurs branches étalées horizontalement une grande partie des nids se localisent sur des parties inaccessibles du houppier (Figure1). Pour cette raison la lutte manuelle demeure insuffisante pour diminuer significativement le niveau de population.

Figure1: Schéma du positionnement des nids sur les arbres de cèdre



Pour les mêmes raisons, la pulvérisation terrestre ne peut donner des résultats satisfaisants. Le jet des pulvérisateurs ne peut atteindre les sommets des arbres, sur lesquels la majorité des colonies installent leurs nids. Précisons que ce type de traitement demeure impraticable pour les peuplements situés sur les pentes rudes et les falaises inaccessibles.

- **La nature topographique de la zone infestée**

L'état chahuté du relief et le ravinement profond affectent le rendement de la pulvérisation aérienne. Le produit n'atteint pas les peuplements situés dans les crevasses profondes. La forte densité du feuillage et sa disposition en étages horizontaux, empêchent le passage du produit vers les branches inférieures (Meziane, 2008).

- **La persistance de la population du défoliateur à travers la diapause prolongée**

Grâce à la diapause prolongée s'étalant sur plusieurs années, la population réapparaîtra même en cas d'une lutte parfaitement réussie (100%). A ce propos, Graf et Mzibri (1994) indiquent que 11000 ha de cèdre sont traités annuellement au Maroc sans, pour cela, empêcher la réapparition des

infestations. Cependant, la répétition des campagnes de lutte se répercute par la lourdeur du bilan financier et par l'impact écologique sur les écosystèmes.

En plus de ces paramètres contraignant considérablement l'efficacité des différentes méthodes de lutte, la décision de lutte reste liée également à la situation de la zone dans un territoire protégé (parc national et réserve de Biosphère). Sur ce point, l'intervention nécessite impérativement l'utilisation des produits biologiques spécifiques. Actuellement le produit biologique le mieux indiqué est le *Bacillus thuringiensis* (dipel) en raison de sa qualification environnementale (Cebeci *et al.*, 2010). Néanmoins, son utilisation contre plusieurs lépidoptères (Levieux 1987), démontre qu'il peut influencer d'autres composantes entomologiques (lépidoptères) susceptibles d'exister au niveau de la zone. Il est à préciser à ce propos que 32 espèces de lépidoptères sont recensées au niveau du parc (Anonyme, 2006). Toutefois l'emploi de ce genre de produits dans une zone classée, nécessite des recherches notamment des inventaires relatifs à la diversité entomologique.

Pour toutes ces raisons, la protection de la cédraie contre ce défoliateur nécessite d'autres investigations. Dans ce contexte, le présent travail vise la recherche d'autres éléments d'information pouvant contribuer à la protection des peuplements de cèdre contre les défoliations.

L'identification du mode gradologique de la population est une information fondamentale pour évaluer et diagnostiquer le problème. Le déclin spontané et accentué de la population, après la défoliation sévère des arbres (Sbabdji, 1997) suscite l'investigation de la relation entre l'arbre et le défoliateur. L'effet du feuillage qui se développe après les défoliations, sur le comportement du défoliateur, est l'un des aspects les plus pertinents méritant d'être examiné. Il s'agit de confirmer ou infirmer l'une des deux hypothèses suivantes ou les deux à la fois :

- *les femelles gravides évitent de déposer leurs pontes sur les arbres après leur défoliation.*
- *le nouveau feuillage de ces arbres affecte le développement des jeunes larves.*

La description de cet aspect, peut offrir des informations qui trancheront sur les possibilités de la succession des défoliations au fil des années, ce qui est fondamental pour évaluer les risques que pèsent les infestations sur la vitalité des arbres.

Le débourrement des arbres, au moment du départ des chenilles en diapause (Sbabdji, 1997) révèle la nécessité d'examiner la relation phénologique entre l'arbre et son défoliateur. L'étude des affinités de la coïncidence entre le départ des chenilles en procession de nymphose et le débourrement des

arbres, peut renseigner sur la persistance des arbres devant les défoliations. Ceci doit aboutir à l'un des deux constats suivants:

- *le débourrement des arbres précède le départ des chenilles en processions, ce qui permet à ces dernières de s'attaquer au nouveau feuillage et d'engendrer un risque supplémentaire pour la vitalité des arbres.*
- *en revanche les arbres qui débourrent après le départ des chenilles en processionst entament une nouvelle saison végétative sans subir d'attaques. Cela suppose que les effets des défoliations, sont moins accrus sur l'état physiologique des arbres.*

L'effet des défoliations sur la vitalité des arbres, constitue l'élément crucial du sujet. Bien qu'une défoliation isolée n'ait provoqué aucune mortalité parmi les arbres (Sbabdji, 1997), néanmoins ce risque reste probable sous l'effet cumulé des défoliations répétées. L'examen de l'évolution de l'accroissement des arbres en fonction de la succession des défoliations peut renseigner sur ce risque (Landmann, 1988). Ceci implique la confirmation de l'une des deux hypothèses suivantes:

- *Les défoliations successives sont suffisamment espacées dans le temps pour permettre aux arbres de reprendre leur accroissement après chaque défoliation (Figure2a). Dans ce cas, les arbres ne subissent que les effets des défoliations isolées ce qui réduit l'impact sur leur vitalité.*
- *Les défoliations successives sont assez rapprochées ce qui expose les arbres à l'effet cumulé de deux ou plusieurs défoliations (Figure2b). Dans ce cas, le risque sur la vitalité des arbres, s'accroît en fonction du nombre d'infestations.*

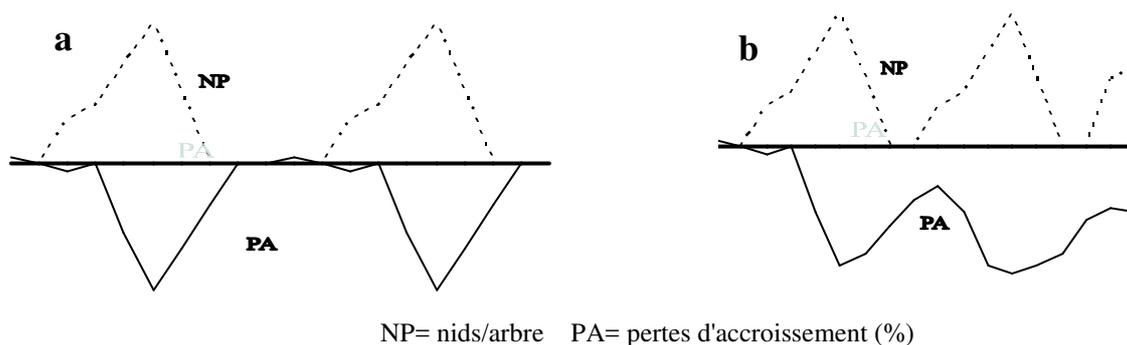


Figure 2: Schémas des deux relations possibles entre la fluctuation de la population du défoliateur et l'accroissement radial des arbres.

Première partie
Synthèse bibliographique

Chapitre 1
Cèdre de l'Atlas
***Cedrus atlantica* Manetti**

1. Cèdre de l'Atlas *Cedrus atlantica* Manetti

1.1. Importance de l'espèce

Le cèdre de l'Atlas est l'unique espèce du genre *Cedrus* existante en Afrique du Nord. C'est une essence qui a toujours suscité un intérêt important en raison de ses nombreuses qualités forestières : le maintien d'un équilibre biologique, sa faible inflammabilité, sa production de bois de qualité, son port remarquable et esthétique... (Toth, 1978; M'hirit, 1982). Il est devenue la première essence de reboisement, particulièrement dans les pays situés au nord de la méditerranée (Toth, 1980). Son importance en Algérie se traduit d'une part par la situation de ses principaux peuplements dans des aires protégées et d'autre part par les multiples programmes de recherche, qui s'intéressent à ses différents aspects.

1.2. Taxonomie et historique

Le cèdre de l'Atlas appartient au genre *Cedrus* Link qui regroupe 4 espèces dont trois sont méditerranéennes: *Cedrus brevifolia* Henry (Chypre), *Cedrus libani* Barrel (Liban) et *Cedrus atlantica* Manetti (Algérie et Maroc) et une espèce Asiatique : *Cedrus deodora* Loudon (Himalaya) (Demarteau et al, 2007). Ce genre qui est le plus ancien après celui des *Pinus*, fait partie de la famille des Pinacées (Abietacées) , l'ordre des coniférales (Abietales), la Classe des Vectrices et le sous embranchement des gymnospermes (Gaussen, 1964 ; Debazac, 1964 in Bariteau et Ferrands, 1992).

Des études paléontologiques ont montré que l'aire du cèdre était beaucoup plus vaste, il aurait existé durant le Tertiaire où il occupait des régions dont il a disparu actuellement (Boudy, 1950 ; Gaussen, 1967). Selon Gaussen (1967) et Emberger (1938) in Derridj (1990) des fossiles de cèdre ont été retrouvés dans les formations Pléistocènes en Europe et au niveau du massif du Hoggar, dans les couches du Tertiaire en Sibérie, et dans les formations du Crétacé et du Jurassique en Belgique et au nord de la France.

1.3. Répartition et superficie

Selon Benabid (1994), les cédraies de l'Afrique du Nord se répartissent en Algérie et au Maroc comme suit (Annexe 1) :

Au Maroc : 140 000 ha

- *Le Rif (15000 ha)*
- *Le Moyen Atlas oriental (20000ha)*
- *Le Moyen Atlas central (80000ha)*
- *Le Haut Atlas oriental (25000ha)*

En Algérie : 27 000ha

- *Ouarsenis (100 ha)*
- *Theniet El had (1000 ha)*
- *L'Atlas Blidéen(1000 ha)*
- *Djurdjura (2000 ha)*
- *Les Babors (800 ha)*
- *Hodna (8000 ha)*
- *Belezma (8100 ha)*
- *Les Aurès (6000 ha)*

1.4. Caractéristiques écologiques

Dans son aire naturelle, le cèdre occupe les zones d'altitude, il se rencontre sous forme de peuplements purs sur les sommets au dessus, de 1400 m pour les cédraies méridionales et de 1000 à 1100 m pour les cédraies septentrionales (Meddour 1994b). Selon M'hirit (1994) les limites altitudinales inférieures du cèdre de l'Atlas se situent généralement au delà de 1300 m, néanmoins à l'état isolé ou en bouquets, il peut descendre à une altitude beaucoup plus basse. Sur le versant nord de l'Atlas blidéen le cèdre se rencontre et se régénère à partir de 1000 m.

Cette large répartition altitudinale s'explique par sa plasticité remarquable qui justifie également son existence dans les différents étages bioclimatiques du per-humide jusqu'au semi-aride. En effet, le cèdre peut supporter des extrêmes thermiques allant de -20°C à 39°C (Boudy ,1950) et il peut même résister à des minima de -25°C sous une atmosphère sèche (Gaussen, 1967). Ses mêmes qualités ont été soulevées par Toth (1980) lorsqu'il a affirmé que le cèdre avait persisté à la vague de froid de 1956 en France (soit -24°C), qui avait occasionné beaucoup de dégâts chez un grand nombre d'espèces de conifères. Il semble que grâce à ces qualités, il a pu surmonter la période de glaciation en se réfugiant dans des zones côtières de l'océan atlantique et de la méditerranée (Terrab et al, 2008)

En ce qui concerne les besoins du cèdre en eau, la répartition des peuplements en altitude dont les fortes précipitations (pluviométrie et enneigement), indique qu'il préfère les stations bien arrosées. En effet, les deux aspects phytosociologiques (Zeraia, 1986) et dendrométriques (Nedjahi, 1987a ; Batel, 1990 ; Chellabi, 1992 ; Zedek, 1993 ; Haddad, 1999) indiquent que les stations les plus fertiles se situent dans les zones fraîches et humides en ubac. Cependant, l'adaptation du cèdre aux différentes épaisseurs de précipitations demeure remarquable (Aussenac 2002 ; Halitim, 2006). Derridj (1990) indique à ce propos, que les cédraies algériennes reçoivent une quantité de précipitation annuelle moyenne variant entre un maximum de 1600 à 2000 mm pour les Cédraies des Babors et du Djurdjura et un minimum de 720 à 770 mm pour les Cédraies les plus méridionales au

niveau des Aurès. Cette plasticité a attiré l'attention des forestiers qui l'ont attribué à la variabilité génétique de l'espèce (Barriteau et Ferrands, 1992).

Sur le plan édaphique, le cèdre paraît indifférent à la nature des sols (Toth, 1971 ; Demarteau et al, 2007). Il s'accommoderait de tous les types de sols, qu'ils soient siliceux ou calcaires. Il montre néanmoins une prédilection pour les sols meubles et caillouteux et il redoute les terrains trop humides (Harfouche et Nedjahi, 2003).

1.5. Caractéristiques botaniques et dendrologiques

Le cèdre est un arbre de première grandeur, il peut atteindre 40 m de hauteur (Harfouche et Nedjahi, 2003). A l'état isolé son port est droit et régulier avec de grosses branches étalées et une cime généralement conique et parfois cylindrique (la forme tabulaire). En peuplement dense, la cime est réduite par l'effet de la concurrence et l'élagage naturel. L'enracinement se caractérise par un pivot puissant et profond et par des racines obliques étendues, ce qui permet aux arbres de persister sur les terrains instables et de supporter les fortes couches de neige.

Le Cèdre est considéré comme une espèce à croissance relativement lente, avec une productivité de bois moyenne. Chellabi (1992) et Haddad (1999) l'ont évalué à 5 m³/ha/an au niveau de la cédraie de Chréa, alors que Nedjahi (1987a) indique que cette valeur peut être doublée en cas d'un bon entretien sylvicole. Toth (1972) quant à lui, a obtenu une productivité moyenne de 11,6 m³/ha/an pour le reboisement de Rial Sasse en France.

Le cèdre de l'Atlas est une espèce monoïque mais sa production sexuée présente une grande variation inter-individuelle, allant jusqu'à l'existence des sujets unisexués (Graine, 1993). Le fruit est un cône dont la maturité s'étale sur 3 années. Les châtons mâles apparaissent au mois de juin et juillet de la première année (N). La pollinisation anémophile s'observe au mois de septembre de la même année en coïncidence avec l'apparition des inflorescences femelles. Après la pollinisation, les chatons mâles se fanent et disparaissent, les inflorescences femelles restent sans croissance. Vers le mois d'avril de la deuxième année (N+1), la fécondation aura lieu et enclenche la reprise de croissance des cônelets. Ces derniers sont, d'une couleur verte deviennent marron au mois de septembre de la même année (N+1). La maturité aura lieu au mois de septembre de l'année suivante (N+2). La désarticulation des cônes, s'observent entre novembre et décembre mais peut s'étaler jusqu'à janvier.

1.6. Régénération naturelle

Après leur libération au mois d'octobre, les graines se disséminent par le vent (anémophile) grâce à leurs ailettes. Elles restent au sol durant la période froide de l'hiver, qui est un passage indispensable pour la levée de dormance. Dès l'augmentation des températures au printemps, elles germent laissant apparaître des nappes de semis, ce qui témoigne leur bonne faculté germinative.

La majorité des plantules dépérissent au début de la saison estivale, sous l'effet du déficit hydrique, il ne persiste que celles situées sur sol crochetés et profond (Toth, 1971 ; Graine, 1993). C'est la raison pour laquelle les bouquets de régénération les plus denses s'observent sur les remblais des pistes (Harfouche et Nedjahi, 2003). Toth (1971) a indiqué dans ce contexte que la régénération naturelle du cèdre est favorisée par la structure rocailleuse du sol et les précipitations estivales.

L'expérience de semis réalisé en 1998 dans la zone d'El Haoudh (Chrèa), montre que la profondeur du sol est un facteur déterminant pour le développement des jeunes sujets (Khorchi, 2008). En effet, à l'âge de 12 ans, les arbres situés sur sol profond ont atteint 6 m de hauteur et 10cm de diamètre (Figure3). Par contre, ceux qui se trouvent sur sol superficiel, n'ont pas dépassé 80cm de hauteur et 2 cm de diamètre (Larbi-Rezig, 2011).



Figure 3 la zone d'El Haoudh en 2007 : Jeune peuplement issu d'un semis sur crochetage réalisé en 1998 (gauche), certains sujets ont fleuri à l'âge de 9 ans (droite).

1.7. Contraintes et ravageurs

a- Les incendies

Dans les cédraies pures, les incendies sont peu fréquents (Toth, 1971). Ceci est dû à l'absence de la strate arbustive et la pauvreté du tapis herbacé. A cela s'ajoutent l'élagage naturel et le microclimat frais qui défavorisent la propagation du feu. Cette structure nettement remarquable au niveau de la Cédraie de Chréa (Figure4) constitue un élément stratégique pour la sécurisation des peuplements contre les risques d'incendie.

Fig. 4: l'élagage naturel des arbres et la pauvreté du sous bois limite considérablement propagation du feu (Photos prise en 2005).



la

b- La déprédation

Parmi les déprédateurs du cèdre, les deux processionnaires ; *Thaumtopoea bonjeani* Powel qui est spécifique (Processionnaire du Cèdre) et *Thaumetopoea pityocampa* Schiff qui s'attaque également aux différentes espèces de pin (Processionnaire du pin). Ces deux espèces s'alimentent sur le feuillage en provoquant ainsi des défoliations parfois sévères. Elles peuvent entraîner des dépérissements à travers des défoliations complètes et répétées (Demolin, 1989).

Par ailleurs, d'autres insectes ravageurs sont inféodés au cèdre, c'est le cas de la tordeuse des pousses *Evetria buoliana* Schiff et de *Megastigmus suspectus* var. *pinsapinis*, hyménoptère phytophage se développant à l'intérieur des graines dont l'action semble avoir des effets significatifs sur la régénération (Garadi, 1992).

En ce qui concerne, les maladies cryptogamiques, trois espèces ont été signalées, il s'agit de *Fomes annosus* qui provoque la nécrose du système racinaire, *Trametes pini* et *Polyporus officinalis* Fr qui causent la pourriture rouge et brune du bois (Toth, 2005).

1.8. Problème du dépérissement

Au Maroc comme en Algérie plusieurs massifs du cèdre sont affectés par le dépérissement. En Algérie les massifs des Aurès sont les plus touchés (Figure5). Les premières constatations du problème remontent à 1982 mais sa prise en charge sur le plan diagnostique n'a été faite réellement que 20 ans plus tard et après que l'état des cédraies touchées soit aggravé (Bentouati et Bariteau, 2006).



Fig. 5 (Photos, 2011): Dépérissement du cèdre à Belezma

Tous les travaux réalisés l'attribuent aux effets du climat. Demarteau *et al.*, (2007) affirment dans ce contexte que, si le réchauffement et l'aridification annoncés du Maghreb se confirment, les 160.000ha de cédraies nord-africaines verront leurs superficies très fortement diminuer. Quoique les constatations faites soient argumentées à grande échelle (à l'échelle de l'aire de l'espèce), elles apparaissent nuancées à l'échelle locale. En effet, l'existence simultanée des sujets et/ou bouquets sains et dépéris dans les différents biotopes laisse déduire que la relation climat-dépérissement n'est pas simple.

Il demeure que le dépérissement se définit comme étant un phénomène complexe causé par un ensemble de facteurs interagissant et se succédant d'une façon particulière, et qui entraîne une détérioration générale (portant notamment sur l'aspect et la croissance) et graduelle, se terminant souvent par la mort de l'arbre (Manion, 1981 *in* Landmann, 1994).

Quelques soient les facteurs impliqués, la situation actuelle est très inquiétante notamment au Belezma où on rencontre des versants fortement touchés. Jusqu'à nos jours aucune solution n'est affichée à l'horizon, néanmoins, certaines observations et essais, menés ici et là, peuvent aider à la recherche de cette solution. La croissance des jeunes semis d'El-Haoudh (Chrèa) montre que la profondeur du sol peut améliorer la persistance des arbres au déficit des précipitations (Figure6). Khorchi (2008) indique que les arbres poussant sur sol superficiel manifestent une sensibilité instantanée au déclin des précipitations alors que ceux qui sont sur un sol profond n'ont montré aucune réaction.

Par ailleurs, il est fréquemment remarqué au sein des peuplements naturels, la colonisation des sites à sol profond tels que les remblais des pistes, par les jeunes plants (Figure 7).

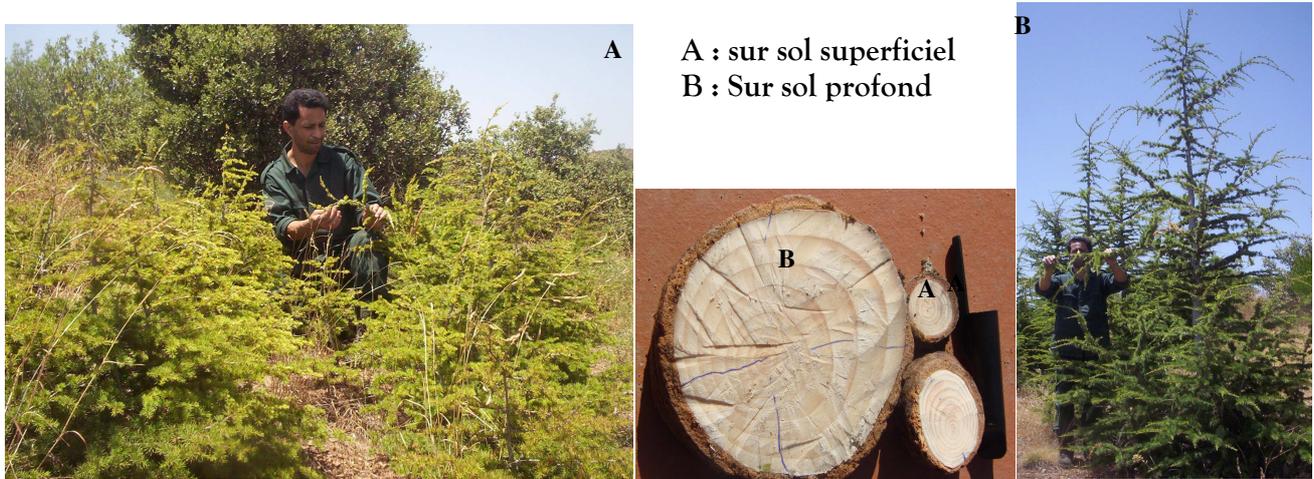


Figure6 El Haoudh : Tailles des jeunes cèdres selon la profondeur du sol (photos de 2008)

Ces observations montrent que les actions d'amélioration du sol peuvent aider à la création des peuplements résistants au déclin momentané des précipitations.

Le rôle que joue le substrat dans la persistance du cèdre à la sécheresse a été mentionné par Lecompte et Lepoutre (1975). Ces auteurs ont indiqué que le cèdre a pu résister à la dégradation climatique du quaternaire grâce à la qualité du substrat. Ils précisent à ce propos que, seuls les peuplements poussant sur les substrats composés de cendres volcaniques, ont pu surmonter cette difficile période, car les cendres conservent en profondeur des réserves d'eau importantes.



de

Figure7 : Régénération naturelle sur les remblais des pistes (Photo prise en 2005)

Chapitre 2
La Processionnaire du pin
Thaumetopoea pityocampa
Schiff

2. La Processionnaire du pin *Thaumetopoea pityocampa* Schiff

2.1. Systématique

Le genre *Thaumetopoea* qui fait partie de la famille des *Thaumetopoidae*, l'ordre des *Lepidoptera*, est d'un intérêt indéniable sur le plan écologique, scientifique et économique. Il regroupe plusieurs déprédateurs des forêts (pin, cèdre et chêne vert) : *Thaumetopoea pityocampa* Schiff, *Thaumetopoea bonjeani* Powel, *Thaumetopoea libanotica* Kiriakoff et Talhouk, *Thaumetopoea wilkinsoni* Tams, *Thaumetopoea processionae* L, et *Thaumetopoea pinivora* Treitschke (Demolin, 1989).

2.2. Aperçu historique sur le genre *Thaumetopoea*

Dans ce bref historique, nous nous sommes basés essentiellement sur le rapport scientifique et iconographique concernant *Thaumetopoea bonjeani*, publié par Demolin (1989) suite aux explosions démographiques de ce défoliateur du cèdre dans la cédraie de Belezma, dans lequel l'auteur a mis l'accent sur l'historique du genre *Thaumetopoea*. Demolin suppose que les processionnaires d'été (*T. bonjeani*, *T. pinivora* et *T. libanotica*) qui se développent sur le cèdre, et les processionnaires d'hiver (*T. pityocampa* et *T. wilkinsoni*) qui se développent sur plusieurs espèces de pin et de cèdre ont la même origine.

Cette hypothèse se base en premier lieu sur la complémentarité existant entre les deux aires de répartition des deux groupes et qui couvrent de très grandes surfaces de l'aire de répartition septentrionale et méridionale des espèces forestières du genre *Cedrus* et *Pinus*. Elle est basée également sur la similitude du comportement et de la morphologie des espèces des deux groupes de déprédateurs. Les deux groupes se sont séparés il y a fort longtemps, par la mise en jeu ou la suppression d'une diapause pendant la phase œuf.

Dans ce contexte, Demolin (1989) indique qu'il était également probable qu'on puisse rattacher au groupe des processionnaires d'été, la processionnaire du chêne (*T. processionae*), néanmoins cette origine commune remonterait à une période assez lointaine.

➤ Période et facteur de séparation des différentes espèces

Selon le même auteur il semblerait, que pendant la période de glaciation maximale, les processionnaires d'été, par leur exigence climatique ont dû se développer sur une aire plus étendue couvrant tout le bassin méditerranéen actuel. Lors du recul des glaciers, ces espèces se seraient repliées pour survivre :

-vers le nord de l'Europe.

-en altitude, dans les parties méridionales de leur aire de répartition.

Ce qui explique actuellement leur présence au niveau de la mer au bord de la Baltique, en moyenne altitude en Europe méridionale (France, Italie et Espagne) et en haute altitude dans les pays du Maghreb et le Liban. Ces mouvements très importants, qui aboutissent obligatoirement à une isolation génétique de plus ou moins longue durée, en particulier dans les zones d'altitude, ont provoqué l'apparition de nouvelles variétés très différenciées (voire de nouvelles espèces).

Quant aux processionnaires d'hiver, elles occupent une aire de répartition qui se serait rétrécie vers le Sud en deux parties :

- l'une située au Sud Est du bassin méditerranéen
- la seconde se situe en Afrique du Nord,

Lors de recul des glaciers, l'aire de répartition se serait de nouveau étendue à partir de ces deux foyers de repli. La reconquête s'effectuant alors vers l'Europe à partir de l'Afrique et vers la Turquie à partir du Moyen-Orient, La vague de l'Ouest serait devenu *T. pityocampa* et la vague de l'Est *T. wilkinsoni*. Cette dernière reconquête a conduit l'espèce à gagner (grâce à son nid d'hiver) les biotopes d'altitude, particulièrement dans les zones Sud de l'aire de répartition, et à retrouver ainsi les processionnaires d'été vivant sur le cèdre (en Afrique et en Asie) et sur le Pin (en Espagne). Leur progression fut ensuite limitée vers le Nord par manque d'ensoleillement.

Toutefois les ressemblances morphologiques et comportementales qui existent entre les différentes espèces (EPPO, 2004), ne cesse de susciter de nouvelles investigations. Demolin *et al.*, (1994) supposent qu'il ne s'agirait que de deux espèces uniquement, une espèce regroupant les processionnaires d'été et l'autre pour les espèces d'hiver. Salvato *et al.*, (2002) mentionnent que *T. pityocampa* et *T. wilkinsoni* ont la même origine et se sont séparées avant les périodes glaciaires du quaternaire.

Cet aspect, fait l'objet de nombreux travaux récents (Simonato *et al.*, 2007 ; Santos *et al.*, 2007 ; Kerdelhué *et al.*, (2009) visant à travers l'analyse du matériel génétique, l'élaboration de la carte phylogéographique des différentes espèces de processionnaires.

2.3. Biologie de la processionnaire du pin

La processionnaire du pin est une espèce monovoltine, le développement larvaire s'effectue entre septembre et avril en 5 stades (Figure 8). Le reste de l'année correspond à la phase souterraine (enfouissement – diapause – nymphose) et la phase œuf.

Les papillons de la processionnaire sortent de terre (émergence) dans le courant de l'été, de la mi-juillet à la fin Août, suivant les facteurs stationnels. Leur vie est éphémère (Pimentel et Nilsson, 2007), elle correspond à la période d'accouplement et de pondaison qui s'effectuent durant les heures qui suivent les émergences (Toffolo, 2008). A Chréa, les premiers papillons s'observent généralement à partir de la deuxième semaine de juillet (Sbabdji, 1997 ; Kara, 2005).

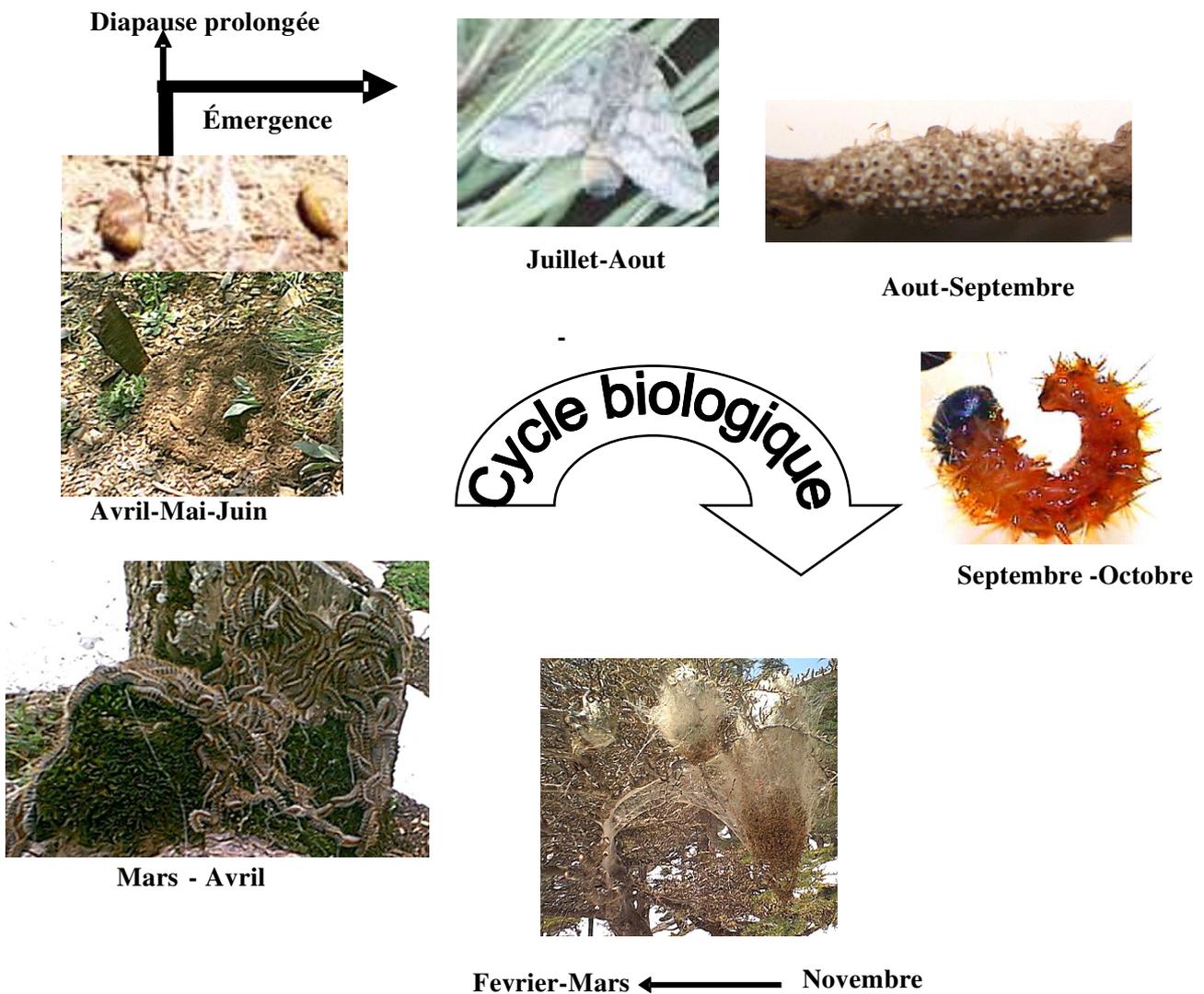


Figure8: Schéma simplifié du cycle biologique de la Processionnaire du pin à Chréa (original).

Les pontes renfermant 70 à 300 œufs sont déposées sur les aiguilles (pins) ou les rameaux (cèdre). Elles sont recouvertes par des écailles beige clair qui donnent à la ponte par rapport au support une homochromie étonnante (Demolin, 1969 ; Kadik et Hamoudi, 1976 ; Dajoz, 1980). Les arbres situés en lisières et ceux qui se découpent en silhouette, sont privilégiés par les femelles gravides. Ces dernières choisissent les espèces hôtes selon l'ordre de préférence suivant : *Pinus nigra* var. *austriaca*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* var. *laricio*, *Pinus pinea*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus canariensis*, suivi par *Cedrus atlantica* et finalement *Larix decidua* (EPPO, 2004). L'éclosion se produit après une incubation de 30 à 45 jours (Benhadj, 1986). A Chréa les éclosions déroulent durant la première quinzaine du mois d'août. Cependant, la détection des pontes écloses vers la fin de juillet, n'est pas exclue.

L'évolution larvaire passe par deux périodes réparties en cinq stades. Une période ambulatoire regroupant les deux premiers stades, la période du nid d'hiver correspondant aux trois autres stades. Dès l'éclosion les jeunes larves (2,5 à 3 mm) montrent leur caractère social sous forme de colonies renforcées par l'émission permanente de soie. Au fur et à mesure, les chenilles tissent de légers filets de soie autour des aiguilles pour former les pré-nids, qu'elles abandonnent à chaque déplacement en cherchant la nourriture sur d'autres rameaux (Huchon et Demolin, 1970 ; Dajoz, 1980). Elles sont repérables sur l'arbre à travers le jaunissement localisé des aiguilles atteintes (Ghaioule *et al.*, 1998). Le signal des migrations successives liées tout d'abord au manque de nourriture va progressivement être donné par la baisse de température automnale.

Au début du troisième stade larvaire, les chenilles s'équipent de poils urticants et du nid d'hiver qui l'architecturent de façon coordonnée et l'entretiennent régulièrement (Demolin, 1969 ; Dajoz, 1980; Bertella, 1981). A Chréa, les nids d'hiver apparaissent au mois de novembre en coïncidence avec le début de la saison froide. Ce sont des abris qui assurent la cohésion des colonies d'une part, et une accumulation de chaleur d'autre part. En une heure d'insolation, la température pouvant s'élever de 1,5°C, à l'intérieur du nid par rapport à l'extérieur (Dajoz, 1980). Si l'insolation compense la baisse de température journalière, les prises alimentaires ne s'arrêtent pratiquement pas pendant l'hiver.

A partir de ce stade, les tâches de défoliations commencent à apparaître et à s'amplifier rapidement en fonction du niveau de population et l'âge des chenilles. A Chréa les défoliations sévères apparaissent aux mois de janvier et février. Après l'achèvement du développement larvaire les chenilles quittent l'arbre en processions pour s'enfouir au sol où elles effectuent la diapause.

En règle générale, suivant les dates d'émergences des adultes et en fonction de la rigueur de l'hiver, la procession a lieu de la fin janvier jusqu'au mois de juin (Benhadj, 1986). La procession ne s'effectue que lorsque la température est comprise entre 10°C et 22°C. A des températures inférieures les chenilles restent groupées à la surface du sol (Huchon et Demolin, 1970; Dajoz, 1980). A Chréa les processions de 1992 et 1993, ont été observées durant la deuxième quinzaine d'avril. La durée de cette phase dépend de l'état du climat, en temps de chaleur élevée (sirocco), la plus grande partie de la population peut s'enfouir en une seule semaine. En revanche, en cas de températures basses cette période peut dépasser un mois (Sbabdji, 1997). Des observations plus récentes effectuées en 2011 ont montré que le froid peut retarder les processions jusqu'à la fin de mai.

Après l'enfouissement, les chenilles tissent un cocon de nymphose, elles subissent alors un arrêt de développement qui paraît indépendant des facteurs extérieurs : c'est la diapause (Dajoz, 1980). La durée de la diapause est variable, elle est en fait le complément exact de la durée totale d'évolution nécessaire pour assurer le maintien du rythme annuel ; ce qui indique que plus la durée d'évolution est courte (régions à hiver chaud), plus la diapause est longue. Ces variations (accélération ou ralentissement) du développement larvaire se traduisent généralement par une émergence tardive ou précoce, et une nymphose précoce ou tardive qui seront compensées durant la diapause à travers laquelle les populations arrivent souvent à maintenir un rythme annuel précis. Ceci accorde à l'insecte une plasticité écologique qui lui permet de s'adapter aux variations climatiques interannuelle et spatiale.

Au cours de leur étude réalisée dans la cédraie et la pinède du Maroc en 1979 sur la bioécologie de la Processionnaire du pin, Questienne et Miermont (1979) ont démontré que dans les cédraies du Rif et Moyen Atlas (1500 m d'altitude) caractérisées par des hivers froids (avec un minimum moyen inférieur à 0°C) et par des températures relativement faibles durant l'été, l'évolution larvaire s'effectue de août – septembre jusqu'à avril – mai. Alors que dans les zones de basse altitude où le climat est caractérisé par des hivers doux et tempérés (minimum moyen supérieur à 0°C) et par des maxima estivaux élevés, donc par une amplitude thermique faible, le développement larvaire commence en octobre – novembre et se termine en mars – avril.

A la fin de la période de diapause, il y a une reprise de l'activité métabolique, c'est le début de la formation des adultes. Un mois plus tard, l'adulte sera prêt de sortir de terre. Si à la fin de la période de diapause, la température est insuffisante (ou trop élevée) pour assurer la reprise de l'activité métabolique : la chrysalide reste alors en quiescence ; dans ce cas, la sortie de l'adulte pourra être

non seulement retardée, mais le ralentissement pourra placer purement et simplement l'individu en diapause pour une durée d'une ou plusieurs années (Huchon et Demolin, 1970 ; Dajoz, 1980).

2.4. Ennemis naturels

En forêts âgées les ennemis naturels parasites, prédateurs et maladies de *Thaumetopoea pityocampa*, peuvent assurer, parfois, le contrôle des effectifs. Par contre, dans le cas de reboisements récents, ou les diverses espèces n'ont pas eu le temps de s'installer, le plus souvent, ce rôle reste insuffisant (Dajoz, 1980). En raison de son intérêt écologique et économique, cet aspect a fait l'objet de nombreux travaux (Biliotti, 1958 in Dajoz, 1980 ; Ceballos, 1969 ; Du Merle, 1969; C.E.R.A.F.E.R, 1969 ; Tiberi et al, 1991) qui ont permis d'identifier de différents ennemis naturels de la processionnaire (Tableau1). Des travaux plus récents (Pimentel et Nilsson, 2007; Kanat et Mol, 2008 ; Barbaro et Battisti, 2011) montrent que certains oiseaux et insectes prédateurs peuvent jouer un rôle prépondérant dans la limitation des infestations.

Tableau I : Les ennemis naturels de la processionnaire du pin.

Stade attaqué	Ennemis naturels (parasites – prédateurs – maladies)
Œufs	Prédateurs : - <i>Ephippiger sp</i> (Orthoptères) Parasites : -Chalcidiens (hyménoptères)
Chenilles	Prédateurs : - <i>Xanthandrus comtus</i> (Diptère, Syrphide) Parasites : - <i>Phryxe caudata</i> (Diptère, Tachinaire) - <i>Compsilura concinnata</i> (Diptère, Tachinaire) - <i>Erigorgus femorator</i> (Hyménoptère) - <i>Meteorus versicolor</i> (Hyménoptère, Ichneumonide) Maladies : -Virus et Bactéries (plusieurs espèces)
Chrysalides	Parasites : - <i>Villa brunnea</i> (Diptère Bonbylidae) - <i>Ichneumon rudis</i> (Hyménoptère, Ichneumonide) - <i>Conomorium erimita</i> (Hyménoptère, ptéromalide) - <i>Beauveria bassiana</i> (champignon)
Adultes	Prédateurs : - <i>Vespa germanice</i> (Hyménoptère, Vespide) et autres guêpes -Fourmis

Source : Du Merle (1969)

Dans le cas de notre zone, les travaux dans ce sens restent limités. Néanmoins quelques investigations ont examiné le rôle de quelques espèces. Il s'agit de la mésange charbonnière (*Parus major*), prédateurs des chenilles (Sbabdji, 1997) ; *Baryscapus servadeii* Hyménoptère, parasites des œufs (Morsli, 2005) ; et les quelques espèces de champignons parasites des chrysalides tels que *Beauveria bassiana*, (Kara, 2005).

2.5. Surveillance et lutte

2.5.1. Méthodes de surveillance

La décision de lutte dépend de l'ampleur de l'infestation et plus précisément du niveau de population par rapport au seuil de tolérance qui correspond à la densité critique d'individus pouvant être supportés par un arbre sans qu'il n'en résulte une diminution de sa production ou sa vitalité (Androic, 1969; Bovey, 1970). Néanmoins, le choix des méthodes de lutte nécessite la détermination de la nuisibilité en terme économique, qui intègre en plus de l'évaluation des dégâts prévus le coût des opérations de lutte (Questienne et Miermont, 1979). D'une vision plus pratique, une espèce ne sera considérée, économiquement, comme ravageur que s'il est rentable de la combattre.

La planification de la lutte nécessite donc la surveillance de la population. Il s'agit de suivre l'émergence des adultes par des pièges lumineux ou les pièges à phéromones (Jactel et al, 2006) afin de caler le cycle (50% d'émergence) et de prévoir le niveau de population. Ceci permet de préciser le choix des pratiques de lutte et leur période d'application. Toutefois les deux premières phases larvaires demeurent les plus favorables à l'application de la lutte (Kadik et Hamoudi, 1976 ; Bertella, 1981 et Bertella, 1987) en raison des avantages suivants :

- les chenilles durant ces stades sont plus vulnérables aux produits de lutte notamment aux produits biologiques tels que *Bacillus thuringiensis* (Battisti et al., 1998).
- l'intervention durant cette période précède les dégâts, car les défoliations importantes n'apparaissent qu'à partir du troisième stade larvaire.
- les jeunes larves (L1 et L2) ne sont pas urticantes (en cas de lutte manuelle).

2.5.2. Méthodes de lutte

Il existe 4 méthodes de lutte contre la processionnaire du pin

➤ Lutte par le piégeage des adultes

Cette opération consiste à utiliser des pièges lumineux ou les pièges à phéromones pour capturer les adultes avant l'accouplement. Levieux (1987) a mentionné à ce propos que la mise en œuvre raisonnée de pièges à phéromones aux densités de populations faibles ou moyennes peut aider à contrôler la densité de certains ravageurs. Au cours de leur suivi réalisé dans la pinède de Moudjebara (Djelfa) entre 1993 et 1995 sur l'efficacité des pièges lumineux, Zammoum et Demolin (2003) ont capturé plus de 20000 papillons mâles par un seul piège. Ces auteurs indiquent qu'entre 37 et 50% des papillons peuvent être capturés avant l'accouplement.

➤ Lutte mécanique

La lutte mécanique consiste en un arrachage manuel des diverses écophases de l'insecte (pontes, jeunes colonies, nids d'hivers). Elle est recommandée pour les peuplements jeunes et en cas de faible niveau de population (Dajoz, 1980 ; Benhadj, 1986). Cette méthode permet de préserver les espèces antagonistes du ravageur (Questienne et Miermont, 1979). L'enlèvement des pontes et des jeunes colonies nécessite un entraînement spécial du personnel et ce en raison de l'homochromie que présente les pontes avec les rameaux. C'est pour cette raison que l'enlèvement des bourses est plus pratiqué malgré ses inconvénients (Demolin, 1969 ; Kadik et hamoudi 1976 ; et Benhadj, 1986 et Bertella, 1987) :

- l'arrachage des bourses se fait après l'apparition des dégâts.
- le danger qu'engendre la manipulation des nids (les urtications) pour les ouvriers.
- la majorité des bourses se situent dans des parties inaccessibles du houppier.
- l'enlèvement des bourses se trouvant sur les rameaux principaux endommage les arbres.
- Enfin, et en cas d'une forte infestation, l'enlèvement de nombreux rameaux porteurs des bourses peut entraver l'état physiologique de l'arbre.

Ces inconvénients sont nettement apparents au niveau de la cédraie de Chréa. La majorité des nids se situent sur les extrémités inaccessibles des branches. Pour les jeunes peuplements (reboisements de Ghellaie), les nids qui se trouvent sur les rameaux apicaux ne sont pas rares.

➤ **Lutte chimique**

En milieu naturel, que ce soit en forêt ou ailleurs, la lutte chimique a depuis longtemps été confrontée à des critiques, c'est ainsi que Biliotti (1970) l'a considéré comme une méthode condamnée en raison de l'impact des produits utilisés sur les composantes des écosystèmes naturels.

Certains travaux ont abordé cet aspect après l'utilisation du Dimilin (Diflubenzuron) contre la processionnaire (Rivta et *al*, 1988). Ils montrent que la concentration des résidus de difluobenzuron diminue rapidement après le traitement pour devenir indécélable après une année dans la majeure partie des éléments du milieu (Tableau II). Ils précisent également que la concentration de ces résidus est largement inférieure à 2mg/Kg, ce qui est acceptable du point de vue seuil de tolérance.

**Tableau II : Evolution de la concentration des résidus de diflubenzuron
Dans certains éléments de l'écosystème**

Période près traitement composante	1 jours	7 jours	30 jours	60 jours	1 année
Eau superficielle	1mg/l	/	/	0,1mg/l	/
Eau de nappe	/	0,1mg/l	/	0,2mg/l	/
Sol	/	0,6 à 0,5mg/l	0,8 à 0,6 mg/l	/	0,1mg/l
Aiguilles	3mg/l	/	1,61mg/Kg	0,2 à 0,3 mg/l	Indécelable
Champignons	/	0,05à 0,1mg/kg	Indécelable	/	

Source : Rivta et *al* (1988)

D'autres travaux ont montré que l'application du dimilin à raison de 250g de matière active par hectare n'a pas d'effet sur les abeilles et certaines composantes du milieu marin, moules, huîtres, crustacés (Robredo, 1983). Malgré ce genre de résultats, l'application de produits chimiques dans les milieux protégés (Parcs Nationaux) demeure une action de très haut risque, car les composantes de ces milieux sont généralement diversifiées et en perpétuelle dynamique ce qui implique l'existence des éléments méconnues sensibles aux produits.

➤ Lutte biologique

L'application de la lutte biologique contre la processionnaire par l'utilisation des produits issus de *Bacillus Thuringiensis* (thuricid-hp, bactospeine, dipel) a pris une extension considérable en raison de ses avantages écologiques et son efficacité dépassant 95% (Avtzis, 1998). Il provoque chez les jeunes larves, l'inhibition de l'alimentation et la mortalité (Shevelev et *al*, 2001).

En raison de ses avantages écologiques, la lutte biologique contre la processionnaire fait l'objet de nombreux travaux récents. Récemment, Ince *et al.*, (2008) ont pu isoler et utiliser de nouvelles espèces bactériennes telle que *Serratia liquefaciens* qui peut engendrer une mortalité de 70% parmi les chenilles du troisième stade. Cebeci *et al.*, (2010) ont obtenu une mortalité de 97 à 99% provoquée par une application aérienne à base de *Bacillus thuringiensis* sous espèce *Kurstaki*. Dans le même contexte, Kanat et Özbolat (2006) ont pu démontrer que le calosome (*Calosoma sycophanta* L.) peut être utilisé avec succès comme élément de lutte biologique contre la processionnaire.

Deuxième partie

Etude expérimentale

Chapitre 3

zone d'étude

3. Zone d'étude

3.1. Parc national de Chr ea

3.1.1. Situation g eographique et superficie

A sa création par arrêté gouvernemental du 3 Septembre 1925, le Parc National de Chr ea s'étendait sur une superficie de 1351 ha englobant essentiellement la région recouverte par la cédraie (Putod, 1950 *in* Meddour, 1994a). Après l'indépendance, le 27 Juillet 1983, le parc fut crée par le décret présidentiel N 83-461 sur une superficie de 26587ha, couvrant les zones d'altitude de l'Atlas Blidéen (annexe 2). Le parc national de Chr ea s'étend entre les parallèles 36  36' et 36 00' et les méridiens 3 20' et 2 40' (BNEF, 1984).

Administrativement, il chevauche entre les wilayas de Blida et Médéa. En plus des massifs de Guerroumène, Ferroukha et Marmoucha, situés dans la partie centrale de son territoire, le parc englobe à l'ouest djebel Mouzaia où se développe des formations sylvatiques uniques dans la région (Erabli re, Zenaie) et au sud djebel Takitount occupé par la Pineraie (Meddour, 1994 a).

3.1.2. L'orotopographie

L'Atlas Blidéen est une région montagneuse de plissement alpin et très accident  (BLES et *al*, 1972 *in* Meddour, 1994a). Sa ligne de crête principale, oscille entre 1400 et 1600 m d'altitude et s'étire de Djbel Mouzaia (1603 m) au Sud-Ouest   Koudiat Arba n Ouali (1392 m) au Nord-Est et elle culmine au pic de Sidi Abdel-Kader (1629 m) (Meddour,1994a). Le territoire du parc est dominé par une topographie très tourmentée et un ravinement profond faisant apparaître une multitude de talwegs dont les principaux sont ceux de oueds Chiffa, oued El Kebir, oued Messaoud et oued Bouma ne.

3.1.3. Hydrographie

Le territoire du Parc National de Chr ea est sillonné par un chevelu dense d'oueds et de cours d'eau. Le curvigraphe indique que la densité du réseau hydrographique est importante, elle est d'environ 2,4 km/km². De point de vue structure, ce réseau se scinde en deux parties appartenant à deux bassins versants différents :

- la première partie regroupe les zones, Sud-Ouest et Nord, drainées par oued Chiffa et ses affluents (oued Mouzaia, oued Tamezguida, oued Atli, oued Meurdja...), elle fait partie du bassin versant de oued Mazafran.
- la deuxième englobe les zones Est et Sud-Est drainées par oued Magta  et ses affluents (oued Kerrach, oued Bni Messaoud, oued Sidi Amar...), elle appartient au bassin versant de oued El-Harrach. La densité hydrographique est de 3,1 km/km² pour la première partie et de 1,9 km/km² pour deuxième (Anonyme, 2006)

3.1.4. Structure géologique

L'Atlas Blidéen est lithologiquement très homogène, il est constitué essentiellement de schistes du Crétacé inférieur, plus ou moins argileux par endroits (Faurel, 1947).

Deleau (1945) a étudié la stratigraphie des crêtes de Chréa dont il a distingué dans les assises, la succession suivante de haut en bas:

- 1- schistes gréseux en débris lenticulaires et jamais du type schistes ardoisiers.
- 2- horizons de calcaires marneux et de marnes fossilifères contenant surtout les ammonites.
- 3- schistes fins, psammitiques, souvent marneux à l'intercalation de petits lits de quartzites de 1 à 3cm. De nombreuses surfaces de schistes montrent des ondulations et des retraits.
- 4- horizons de calcaires marneux et de schistes plus ou moins marneux dont l'épaisseur varie entre 3 et 15 mètres.
- 5- schistes bleus ardoisiers « Schistes de la Chiffa » à intercalation de bancs de quartzites et filons de quartz

3.1.5. Richesses biologiques

3.1.5.1. Végétation

La végétation du Parc National de Chréa a fait l'objet de nombreuses études parmi lesquelles certaines ont porté directement sur la région où se trouve notre zone d'étude (Zeraia, 1986 ; Zouggar, 1987 ; Miri, 1988). Ces travaux montrent que la végétation du parc est composée de plusieurs séries à savoir : la série du cèdre, la série du chêne vert, la série du chêne zeen, la série du chêne liège, la série des repilsyves.

Ces différentes formations regroupent 1099 espèces dont 998 végétaux supérieurs, 72 champignons et 29 lichens. Parmi ces espèces il existe 55 endémiques (toutes catégories), 4 rarissimes, 31 très rares, 49 rares, 39 assez rares, 34 protégées et 23 espèces menacées (Anonyme, 2010).

En terme de familles botaniques le parc recèle 92 familles dont les plus représentées sont :

Légumineuses (56 espèces) ; Labiées (44 espèces) ; Graminées (38 espèces) ; Cicoracées (28 espèces) ; Composées (27 espèces) ; Orchidacées (26 espèces) ; Crucifères (25 espèces) ; Ombellifères (25 espèces) ; Rosacées (24 espèces) ; Liliacées (22 espèces) ; Cynarées (20 espèces) ; Scrofulariacées (19 espèces). Parmi ces richesses, il existe de nombreuses espèces et taxons d'une importance particulière telles que les espèces médicinales (170 espèces) et les orchidées (27 espèces). Il est à mentionner que la cédraie abrite 183 espèces végétales soit 25% de la flore du Parc.

3-1-5.2. Faune

Le patrimoine faunistique du Parc national de Chréa est évalué à 564 espèces (Tableau III) ce qui représente 19,80 % de la richesse faunistique nationale (Anonyme, 2010).

Tableau III: Les richesses faunistiques du Parc national de Chréa

Faune	Richesse du parc	Richesse nationale	%
Mammifères	25	108	23
Oiseaux	121	404	30
Insectes	358	1900	19
Myriapodes	6		
Mollusques	11	75	14,6
Reptiles	9	40	22,5
Poissons	5	300	2,3
Crustacés	2		
Amphibiens	8	8	100
Annélides	1	16	6,25
Total	564	2851	19,80

3.2. Sites d'étude

3.2.1. Localisation

Le suivi sur le terrain a été effectué au niveau de la zone centrale du Parc National. Les observations ont concerné essentiellement trois sites. Il s'agit du col de Chréa et col des fougères qui font parties de la cédraie naturelle et le site de Ghellaie où se localise la cédraie artificielle. Les trois sites se situent sur la tranche altitudinale 1400 -1550 m et appartiennent à l'étage supraméditerranéen (Meddour, 2002).

3.2.2. Caractéristiques climatiques

Malgré que les travaux de Seltzer (1946) et de Halimi (1980) offrent une description détaillée, sur les caractéristiques climatiques de la région, l'actualisation de ces dernières à travers des données récentes, s'avère indispensable, en raison du débat actuel sur les changements climatiques. L'indisponibilité de stations météorologiques fonctionnelles dans la zone concernée constitue un véritable handicap pour décrire convenablement l'état actuel du climat. De ce fait, l'utilisation des données récentes (1995-2009) de la station de Médéa (928 m d'altitude) qui est la plus proche de la zone d'étude, demeure la seule alternative pour répondre à cette préoccupation.

La comparaison des données de la période récente (1995-2009)    celles des périodes anciennes (1913-53 et 1931-62 pour les précipitation, 1948-1962 pour les températures) mentionnées par

Halimi (1980), permet de déduire quelques indications sur l'éventuelle variation produite sur le climat.

3.2.2.1. Pluviométrie

En raison de l'effet de l'exposition l'utilisation des données de la station de Médéa pour décrire le climat de Chréa, ne donne que des résultats approximatifs. En effet, les deux stations se diffèrent radicalement par leur situation. La situation de la station de Médéa sur le mi-versant au sud de l'Atlas Blidéen, l'empêche de recevoir les influences maritimes humides. En revanche, par sa situation sur les sommets de l'Atlas blidéen, la station de Chréa bénéficie d'une façon optimale de ces influences. Cette préoccupation a été soulevée par Halimi (1980) qui précise que la hauteur des pluies augmente avec l'altitude, mais elle est plus élevée sur les versants exposés aux vents humides.

Afin de réduire l'erreur que peut induire l'effet du versant, nous avons procédé par l'extrapolation en deux étapes :

- la première concerne l'extrapolation des données de Hakou-Ferraoune à partir de Médéa. Les données enregistrées par les deux stations durant la période 1913-53 permettent d'estimer l'effet du versant, car les deux stations se situent sur la même altitude (928 m pour Médéa et 950 m pour Hakou-Ferraoune) mais sur des versants opposés.
- la deuxième concerne l'extrapolation des données de Chréa à partir de celles calculées pour Hakou-Ferraoune et ce selon le gradient altitudinal (40mm/ 100 m d'altitude).

Il est à remarquer tout d'abord (Tableau IV) que les quantités de précipitation enregistrées durant la période de référence (1913-53), diffèrent fortement entre les deux stations, Médéa et Hakou-Ferraoune, ce qui indique que le versant a un effet prépondérant sur l'épaisseur des précipitations. Ceci montre que l'extrapolation des données de la station de Chréa à partir de Médéa donne effectivement des valeurs sous estimées.

Les valeurs de la période ancienne, enregistrées par la station de Chréa (1913-53 et 1931-60) indiquent que les sommets de l'Atlas blidéen (1550 m d'altitude) recevaient une quantité de précipitations importantes dépassant les 1300 mm par an. Actuellement, ils ne reçoivent que 1000

mm annuellement soit un déclin de l'ordre de 20 à 21%. A l'exception des mois de janvier et juillet l'ensemble des mois de l'année ont enregistré une diminution sensible de la précipitation. Les mois de juin et août sont les plus déficitaires avec une réduction dépassant les 50%.

TableauIV: les précipitations mensuelles en mm

Période	Mois	Ja	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc	Anné e
Médea (1913-53)		122	104	70	57	63	13	1	15	31	55	101	144	776
H-Ferraoune (1913-53)		170	119	135	111	95	35	4	10	55	113	155	171	1173
Chréa (1913-53)		142	143	142	149	113	43	3	25	83	160	188	192	1383
Chréa (1931-1960)		159,4	131,3	156,1	180,4	104,9	38,3	4,2	18,1	70,8	162	180,7	187,1	1393,3
(H-Ferr/Medea) -1913-53		1,39	1,14	1,93	1,95	1,51	2,69	4,00	0,67	1,77	2,05	1,53	1,19	1,51
Hakou-Ferraoune Valeurs calculées (1995-09)		120,12	67,89	98,01	117,53	62,26	14,20	12,13	5,10	49,70	83,43	125,44	103,35	120,12
Chréa Valeurs calculées (1995-09)		157,65	93,72	120,13	143,80	80,23	16,49	13,45	8,43	61,90	101,10	161,02	141,24	1099,17
Ecart Chréa= (1995-09)-(1913-53)		15,65	-49,28	-21,87	-5,20	-32,77	-26,51	10,45	-16,57	-21,10	-58,90	-26,98	-50,76	-283,83
Ecart Chréa= (1995-09)- (1931-1960)		-1,75	-37,58	-35,97	-36,60	-24,67	-21,81	9,25	-9,67	-8,90	-60,90	-19,68	-45,86	294,19

Pour le reste des mois le déclin fluctue entre 15 et 35% en générale (Figure 9). La réduction importante enregistrée à la fin du printemps (mai et juin) et en l'automne (octobre), annonce l'extension de la saison sèche.

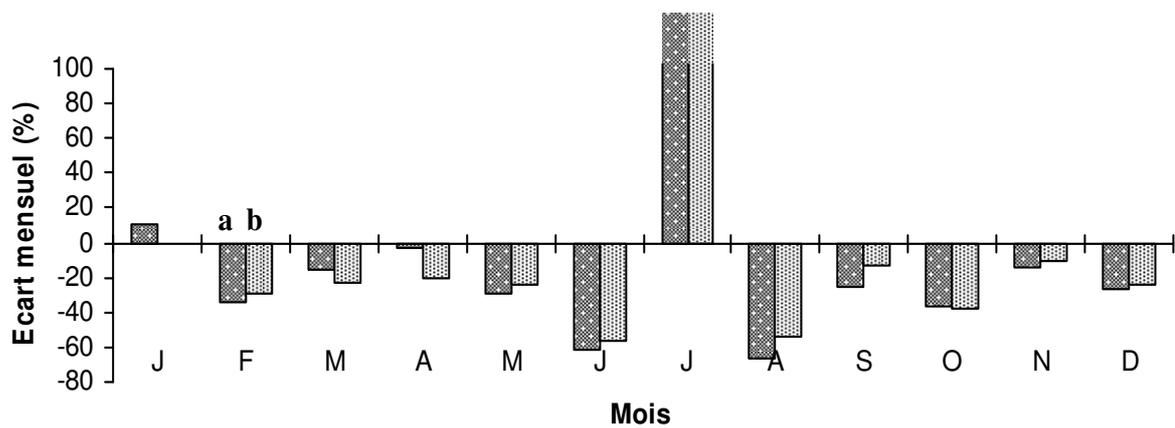


Figure 9: Déclin des précipitations mensuelles (%) durant la période récente par rapport aux deux périodes anciennes : 1913-53 (a) et 1931-60 (b).

La période récente diffère également des anciennes par la répartition des pluies sur les mois de l'année (Figure 10). L'augmentation particulière de la proportion du mois de juillet (300 à 450%) est probablement en relation avec des vagues de pluies orageuses qui accompagnent les journées du sirocco. Par ailleurs, c'est la proportion de janvier qui a enregistré une augmentation remarquable (25 à 40%). En revanche celles de juin et août, ont enregistré un déclin important (environ 50%).

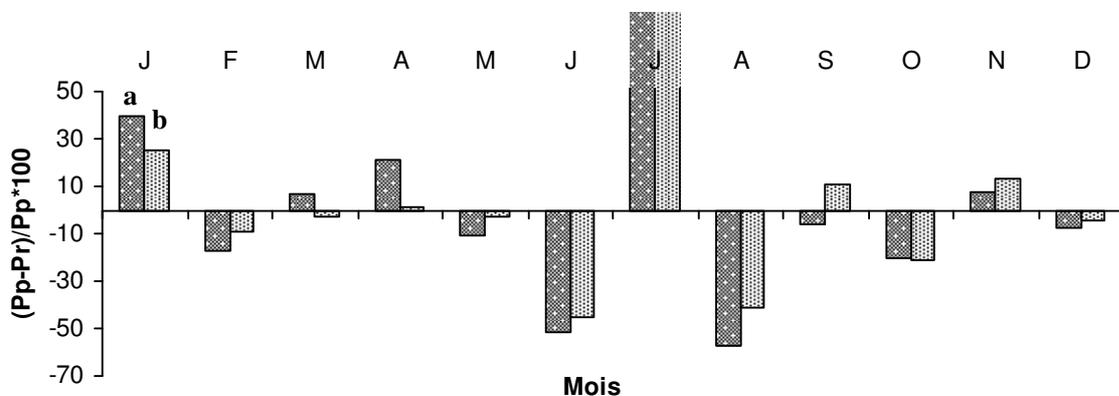


Figure10 : L'écart entre les précipitations potentielles (Pp) et réelles (Pr) mensuelles de la période récente, estimées selon les périodes anciennes, 1913-53 (a) et 1931-60 (b).

Il est à mentionner également que les précipitations annuelles de la période récente se caractérisent par une forte fluctuation interannuelle (de 600 à 1200 mm) et une tendance régressive (Figure 11). La quantité exceptionnellement élevée enregistrée en 2003 (plus de 1700 mm) se justifie par l'enneigement continu durant les deux mois de janvier et février (observation personnelle).

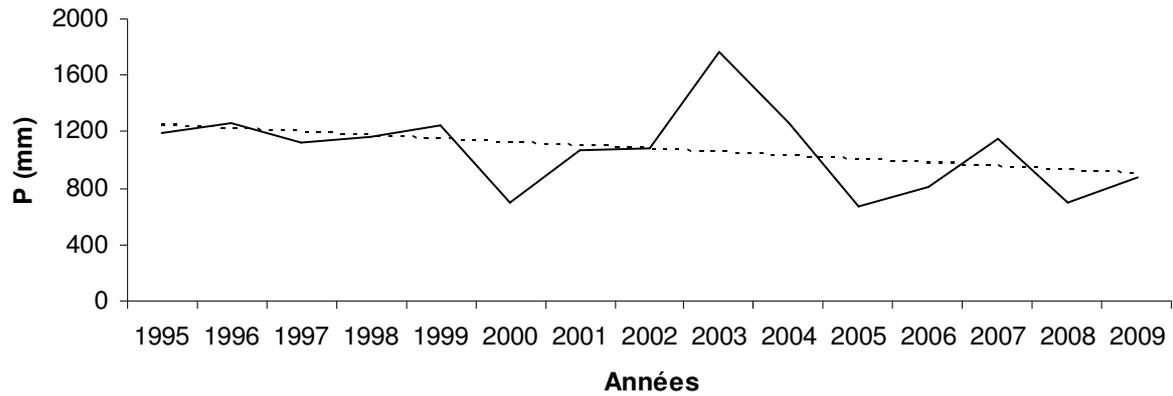


Fig. 11 : Les précipitations annuelles de la période 1995-09.

Il est à mentionner enfin que la tendance régressive des précipitations, est apparente à travers l'irrégularité de l'enneigement, les sécheresses automnales et la réduction du débit de nombreuses sources.

3.2.2.2. Températures

Mise à part le mois de septembre, tous les mois ont connu une augmentation des températures durant la période récente par rapport à la période ancienne. Globalement, ces élévations ne sont pas très importantes. L'augmentation moyenne à l'échelle de l'année demeure inférieure à 1°C (0,6 pour les minima et 0,4 pour les maxima). Néanmoins, une augmentation plus sensible (plus de 1°C) est enregistré à la fin du printemps et au début de l'été (mai, juin et juillet) ainsi qu'au mois d'octobre (Tableau V et Figure 12).

L'augmentation particulière des températures (1,91°C pour les minima et 1,71 pour les maxima) et déclin accentué des précipitations durant le mois de juin reflète d'une façon plus claire la tendance vers l'extension de la période sèche. Ces changements et leurs effets sur les écosystèmes, méritent d'être étudiés par des observations approfondies.

Tableau V : Les températures minimales (m), maximales (M) et moyennes (Moy) (°C).

paramètre	station	période	J	F	M	A	M	J	J	J	At	S	O	N	D
m (enregistrée)	Médea	1948-62	4,00	3,90	6,20	7,40	11,80	15,70	19,80	20,10	17,00	11,90	7,90	4,40	
m (enregistrée)	Chréa	1948-1962	0,4	0,4	2,4	4,2	9,4	12,4	17,6	18,1	14,3	7,9	3,8	1,1	4,40
Rapport (Rm)	Chréa/Méde ^a	1948-62	0,10	0,10	0,39	0,57	0,80	0,79	0,89	0,90	0,84	0,68	0,51	0,25	0,10
m (enregistrée)	Médea	1995-09	4,12	4,65	6,88	8,59	8	2	9	21,0	5	3	7,91	5,11	4,12
m (extrapolées)	Chréa= Médea x	1995-2009	0,41	0,48	2,66	4,87	2	1	3	18,9	5	9	4,06	1,28	0,10
Ecart (Em)	Chréa	(1995-09)- (1948-62)	0,01	0,08	0,26	0,67	1,02	1,91	1,33	0,85	-0,31	1,28	4,06	0,18	0,63
M (enregistrée)	Médea	1948-1962	8,20	9,70	0	0	0	0	0	30,5	0	0	0	9,50	
M (enregistrée)	Chréa	1948-1962	5,6	6,2	7,6	11,9	16	20,8	26	26,3	22,3	14,9	10	6,3	
Rapport (RM)	Chréa/Méde ^a	1948-62	0,68	0,64	0,61	0,75	0,79	0,82	0,86	0,87	0,84	0,78	0,72	0,66	
M (enregistrée)	Médea	1995-2009	9,07	7	7	2	7	9	7	30,8	1	6	4	9,53	
M (calculée)	Chréa= Médea x	1995-2009	6,19	6,50	8,25	2	8	1	0	20,7	4	3	9,60	6,32	
Ecart (EM)	Chréa	(1995-09)- (1948-62)	0,59	0,30	0,65	0,02	0,68	1,71	1,00	0,44	-1,07	1,13	-0,40	0,02	
Moy (enregistrée)	Chréa	1948-62	3,00	3,30	5,00	8,05	0	0	0	22,2	0	0	6,90	3,70	
Moy (calculée)	Chréa	1995-2009	3,30	3,49	5,46	8,39	5	1	6	22,8	5	1	6,83	3,80	0,88
Ecart (moy)	Chréa	(1995-09)- (1948-62)	0,30	0,19	0,46	0,34	0,85	1,81	1,16	0,65	-0,69	1,20	-0,07	0,10	

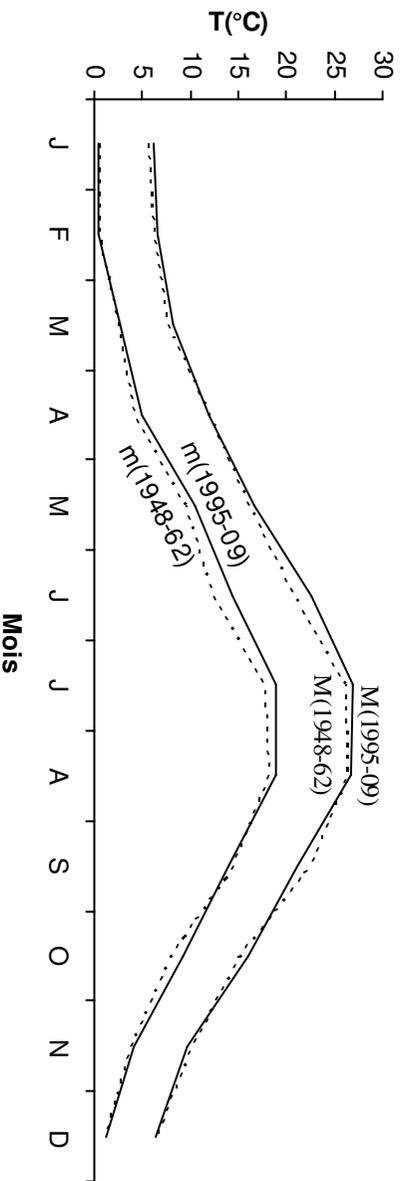


Figure 12 : Les températures minimales et maximales mensuelles des deux périodes (1948-62 et 1995-09)

3.2.2.3. Autres facteurs climatiques

a- Neige

Selon Halimi (1980), l'enneigement au niveau de la station de Chr ea était important, la couche de neige atteint fréquemment 50 cm. En ce qui concerne la période actuelle les données sont très fragmentaires et se limitent à quelques observations isolées. Chellabi (1992) signale que durant l'hiver 1992-93 la couche neige a atteint 75 cm. Les observations faites montrent que les années 2002, 2003 et 2004 ont connu un retour de l'enneigement fréquent, après un recul remarquable à la fin des années 90. En 2003, l'enneigement a persisté durant deux mois consécutifs (Janvier et Février), la couche de neige a dépassé 70 cm. Plus récemment en février 2012 l'épaisseur de la couche de neige a atteint un seuil très exceptionnel dépassant 150 cm. Toutefois, selon les témoignages des résidents de la zone, il semblerait que l'enneigement a enregistré un recul considérable durant les dernières décennies.

b- Humidité relative

Le taux d'humidité de la zone de Chr ea est élevé, en raison de sa proximité de la mer, ainsi que son altitude. La moyenne annuelle relative dans cette zone est de 70% (Halimi, 1980)

c- Brouillard, gelée et grêle

Le brouillard est fréquent sur les hautes stations de l'Atlas Blidéen. Des observations effectuées pendant une dizaine d'années ont donné 104 jours de Brouillard par an en moyenne (BNEF, 1984). Les gelées blanches apparaissent en octobre et disparaissent durant le début du printemps, leur fréquence est de 25 jours par an en moyenne. En ce qui concerne la grêle, elle tombe en petites quantités de décembre à mars (Chellabi, 1992).

d-Insolation

Brichambaut (in Halimi, 1980) définit l'insolation « comme étant la période durant laquelle les objets naturels opaques donnent lieu à des ombres portées nettement dessinées sur une surface horizontale ». Ce facteur est important pour les activités biologiques en général. Le tableau VI illustre les durées mensuelles moyennes de l'insolation effective, l'insolation possible et la fraction en pourcentage de l'insolation possible pour la station de Chr ea durant la période de 1954   1963 (Halimi, 1980).

Tableau VI : L'insolation mensuelle de la station de Chr ea (jours)

Mois	Jan	Fev	Ma	Avr	Mai	Juin	Juit	Ao�u	Sep	Oct	Nov	Déc
Mp	303.9	307.4	367	390.2	433.5	434.1	441.7	414.7	368	344	302	295.6
Me	88.09	131.9	179	168.8	259.4	299.2	355.6	330	257.4	175.2	121.1	97.2
Me/Mpx 100	29	45	48	43	60	69	80	80	70	50	40	33

Mp= Moyenne mensuelle possible

Me= Moyenne effective (1954-1963)

Source :

Halimi (1980)

3.2.2.4. -Synthèse bioclimatique

➤ Diagramme ombrothermique

Le diagramme ombrothermique de Gausse montre une extension de la saison sèche (Figure 13). Elle s'étalait sur moins de deux mois et demi durant la période ancienne alors qu'elle dure actuellement près de 3mois. Cette extension s'explique en grande partie par le déclin important des précipitations et l'augmentation particulière des températures durant le mois de juin.

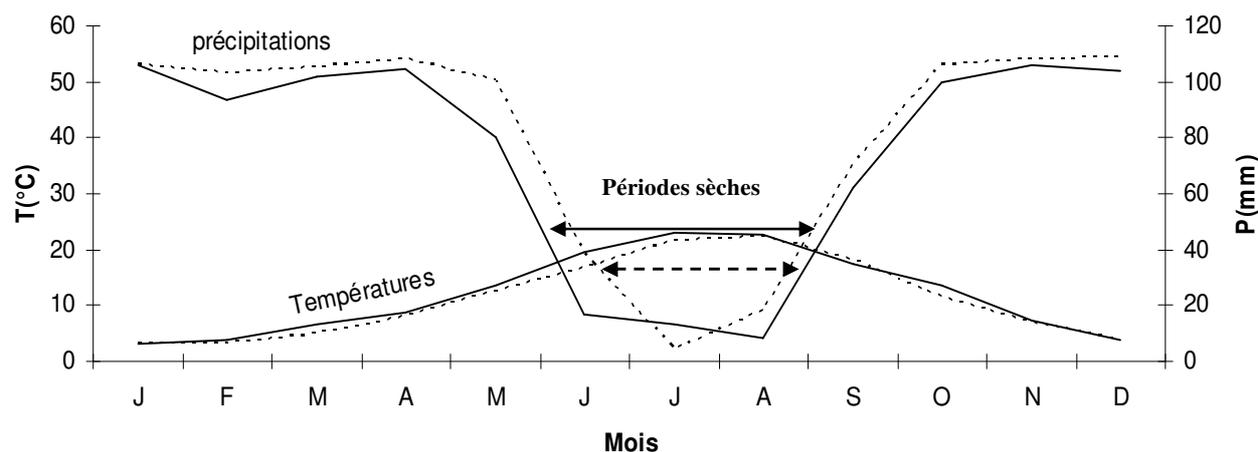


Figure 13 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausse relatif aux périodes de 1948-1962(-----) et 1995-2009 (—) (Station de Chrea)

➤ -Quotient pluviométrique d'Emberger

Le quotient pluviométrique est déterminé par la formule suivante :

$$Q = 3,43P / (M - m) \text{ (STEWART, 1969)}$$

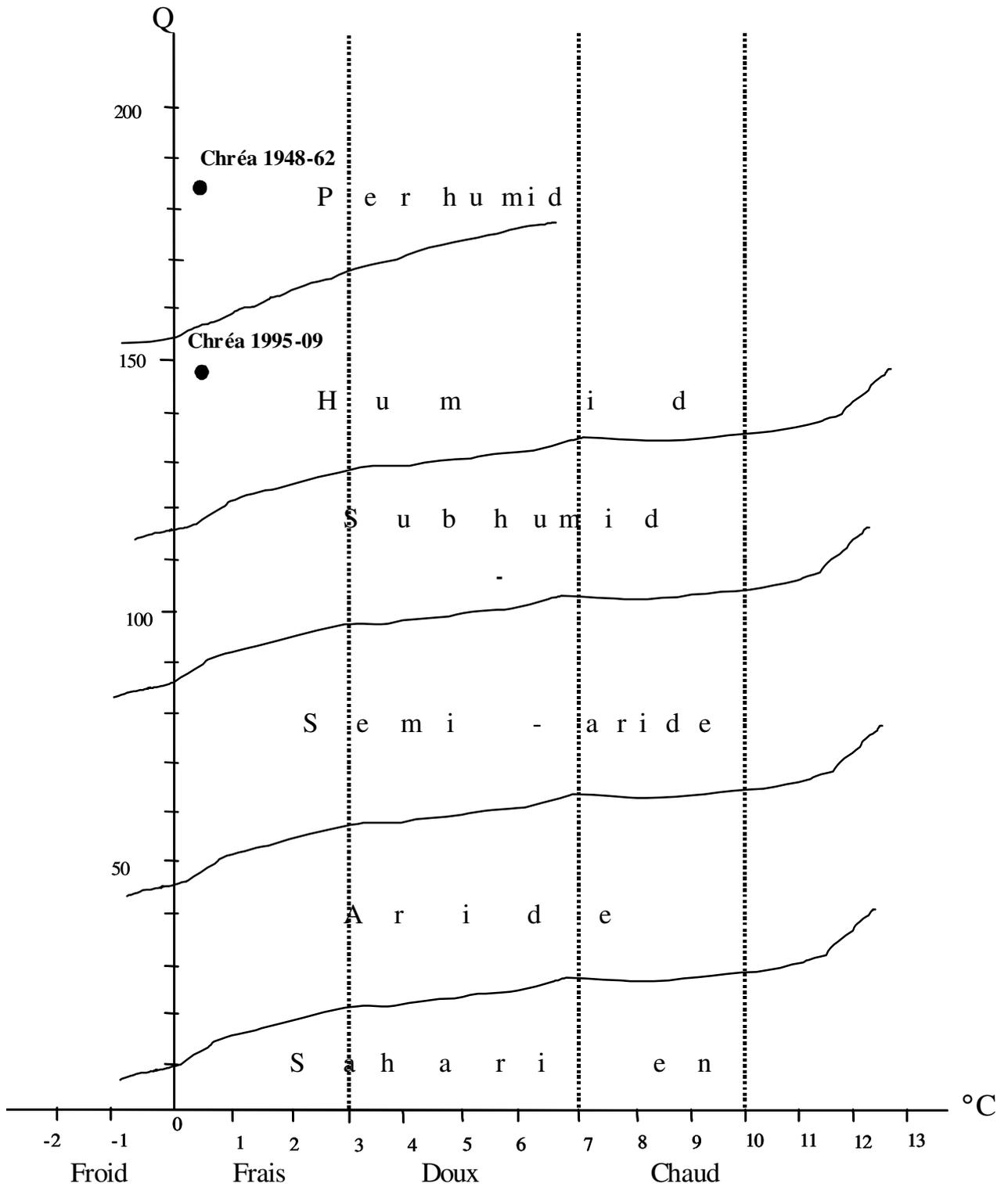
P= Précipitation annuelles en mm.

M = Température maximale du mois le plus chaud

m = Température minimale du mois le plus froid

Q= 184,5 pour la période 1948-62 et 147,32 pour la période 1995-09

Le climagramme d'emberger (Figure 14) montre que le climat de la zone d'étude a subit durant la période récente un glissement du per-humide frais vers l'humide frais. Ceci est dû principalement au déclin de la quantité annuelle des précipitations.



**Figure 14 : Climagramme pluviométrique d'Emberger
(Source : STEWART, 1969)**

Chapitre 4

Matériel et Méthodes

4. Matériel et Méthodes

4.1. Démarche globale

Vu l'objectif visé, consistant en la description des infestations et la recherche des divers éléments d'informations pouvant contribuer à la protection des peuplements de cèdre, la démarche adoptée a pris la forme d'une enquête écologique qui touche aux différents aspects. C'est la raison pour laquelle, la méthodologie regroupe des types d'observations et de mesures très variés. Néanmoins, elles peuvent être structurées en deux volets :

- le premier volet regroupe les méthodes d'observations relatives à l'analyse des infestations. Il concerne la méthode d'estimation et de suivi du niveau de population ainsi que les différentes méthodes, relatives à l'analyse de certains facteurs gradologiques de la population.
- le deuxième volet comprend les procédés adoptés pour étudier les aspects de la relation arbre-défoliateur, à savoir l'aspect qui concerne l'effet du feuillage sur le comportement du défoliateur, celui de la relation phénologique, et l'aspect relatif à l'effet des infestations sur l'accroissement radial des arbres.

4.2. Analyse des infestations

4.2.1. Estimation du niveau de population de la processionnaire

Le niveau de population a été évalué annuellement à travers le comptage du nombre de nids par arbre dans des stations composées d'une vingtaine d'arbres au minimum. Cette méthode d'évaluation a été utilisée par plusieurs auteurs (Questienne et Miermont., 1979, Laurent - Hervouet., 1986, Graf & Mzibri., 1994). Geri et Millier (1985) précisent qu'elle est simple et rapide et n'exige pas beaucoup d'efforts. Les stations ont été choisies subjectivement selon la répartition des zones infestées en mosaïque à travers la cédraie.

En raison de la concentration de l'infestation sur les zones situées à plus de 1350m d'altitude, les stations de suivi ont été choisies au niveau de cette tranche altitudinale. Pour répondre au souci relatif à l'effet de la succession des fortes défoliations sur la vitalité des arbres, la description de la population a été focalisée beaucoup plus sur la dynamique transcyclique de la population au niveau des sites subissant de fortes infestations. C'est pour cette raison que les deux tiers des stations (14 stations), ont été choisis dans les dits sites.

Le suivi de la population au niveau de ces stations, permettra de déceler les effets de la fréquence maximale des défoliations sur les arbres. Pour les zones légèrement infestées, un faible nombre de stations, demeure suffisant pour chiffrer, à titre indicatif, le niveau de population. Les zones qui sont

intégralement épargnées par le défoliateur, ont été exclues du suivi. L'aspect répartition spatiale n'a pas été trop détaillé car il a fait l'objet de nombreux travaux à l'échelle méditerranéenne (Dajoz, 1980 ; Questienne et Miermont, 1979, Laurent-Hervouit, 1986, Huchon et Demolin, 1970) et même locale (Sbabdji, 1997).

Il est à mentionner que le nombre de stations a été amélioré progressivement en fonction de l'expérience et des possibilités du déplacement sur le terrain. Durant la gradation de 1997-98 les possibilités de déplacements étaient très limitées. Ce n'est qu'à partir de 2000-2001, que nous avons pu accéder dans différentes zones. Les données de la gradation de 1991-1993, sont issues d'un autre travail (Sbabdji, 1997).

Les caractéristiques et les coordonnées des stations retenues pour le suivi de la population sont mentionnées en annexe 3. La majorité des stations (15/21) appartiennent à la zone centre de Chréa, qui regroupe le col de Chréa et le col des fougères (Annexes 4). Les six stations restantes sont partagées entre la zone de Ghellaie à l'Est et la zone de Djebel Guerroumène à l'Ouest (Annexe 5).

4.2.2 Suivi et évaluation du taux d'éclosion et du parasitisme des œufs

Le taux d'éclosion a été suivi durant les trois générations de la gradation enregistrées entre 2001 et 2003 au niveau de 6 stations en 2001, 12 stations en 2002 et 14 stations en 2003. Cette augmentation du nombre de stations d'une année à l'autre est en fonction de la prolifération spatiale de la population. Un échantillon de 30 à 60 pontes a été récolté de chaque station à la fin de la période d'éclosion (en octobre). Le taux d'éclosion a été estimé par le comptage des œufs éclos, ceux qui restent fermés (non éclos) et les œufs parasités. La distinction entre un œuf parasité et un autre sain tous les deux éclos, est réalisable à travers l'ouverture de l'éclosion du parasite, qui apparaît nettement plus réduite par rapport à celle résultant de l'éclosion de la chenille (Figure 15).

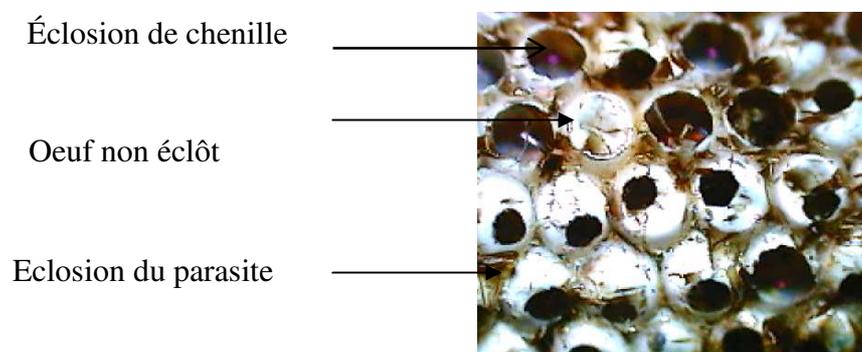


Figure 15 : Différence entre les œufs éclos, non éclos et ceux parasités.

4.2.3. Suivi des chrysalides

Le devenir de la population hypogée constitue l'un des importants paramètres qui renseignent sur la fluctuation transcyclique de la population entière. Le suivi réalisé a porté principalement sur l'évaluation du taux de mortalité durant deux générations consécutives.

La première évaluation a été effectuée en Mars 2003, sur les enfouissements naturels de mars 2002. Elle a été réalisée par la recherche aléatoire au niveau de 5 sites différents. L'effectif constaté dans chaque emplacement d'enfouissement a permis d'estimer les chrysalides émergées (cocons vides), les chrysalides mortes et celles qui sont encore vivantes. A cette date (mars 2003), l'estimation permet de connaître la proportion de chrysalides qui peuvent surmonter la période de d'hiver et auront donc une forte chance de survivre jusqu'à la période d'émergence (juillet 2003). Il n'était pas possible de retarder davantage la période d'estimation, en raison de l'arrivée au sol des nouveaux enfouissements (durant mars et avril 2003). La distinction entre les chrysalides des deux générations, ne serait pas aisée.

La deuxième évaluation a été réalisée en juin 2003 avant le début des émergences (juillet 2003), sur des enfouissements naturels repérés durant la période des processions de nymphose en mars 2003. Elle est envisagée pour examiner le devenir de la forte réserve des chrysalides, résultant de la forte population relative au pic de gradation. Les sites sont choisis selon l'état du sol et la densité des enfouissements qui constituent des facteurs déterminants pour la survie chrysalides (Markalas, 1989; Halperin 1990 *in* Battisti et *al*, 1998). C'est ainsi que cette évaluation a été effectuée dans quatre sites différents à raison d'une dizaine d'enfouissements par site :

- Site 1 : forte densité d'enfouissement sur sol profond riche en matière organique, il s'agit d'un remblai de piste privilégié par les enfouissements. Leur densité peut atteindre durant les années de fortes infestations, trois enfouissements par m².
- Site 2 : faible densité d'enfouissement sur sol profond riche en matière organique : Remblai de piste et clairière de faible pente où les enfouissements ne sont pas très fréquents (espacés de plus de 10 m)
- Site 3 : forte densité d'enfouissement sur sol pauvre et superficiel (les clairières fortement infestées situées en pente).
- Site 4 : faible densité d'enfouissements sur sol pauvre et superficiel (les clairières faiblement infestées situées en pente).

Les quatre sites se situent au col de Chréa entre 1500 et 1525 m d'altitude.

Ces deux évaluations renseigneront éventuellement sur :

- L'aptitude de la population à réapparaître même après une campagne de lutte parfaitement réussie. Cet objectif est ciblé par le premier comptage qui consiste en l'appréciation de la fraction des chrysalides qui peut persister une année en diapause prolongée.

- L'implication de la population hypogée dans l'effondrement brutal de la population qui s'observe après le pic de la gradation (Sbabdji, 1997). Le deuxième comptage permettra de préciser si ceci est dû à la forte mortalité des chrysalides ou à un taux de diapause élevé.

4.2.4. Suivi des actions de prédation

Il s'agit d'une série d'observations réalisées sur la prédation des chenilles et des chrysalides. La prédation des chenilles par la Mésange charbonnière (*Parus major*), après leur arrachage du nid, a été observée au mois de Mars en 2003 et en 2010 (Figure16).

Le taux de prédation a été évalué en 2010 dans trois stations par le rapport : **le nombre de nids atteints/le nombre total de nids sur l'arbre**. Il est à signaler que ce suivi complète celui effectué de 1993 qui a permis de relier l'apparition de prédation à l'état du climat (Sbabdji, 1997).



Figure16: Les traces d'attaques de la mésange sur le nid d'hiver

La prédation des chrysalides par trois espèces aviaires la Huppe fasciée (*Upupa epops*), la Grive draine (*Turdus viscivorus*) et la Mésange charbonnière (*Parus major*) a été observée durant la période de l'été en 2002 et 2003. Les résultats relatifs à cette partie, sont en forme d'une synthèse descriptive sur les actions des prédateurs.

4.3. Etude des relations arbre-défoliateur

4.3.1 Méthode d'étude de l'effet du feuillage sur le comportement du défoliateur

Cette partie du travail consiste en la description de la réaction des arbres aux défoliations. Il s'agit de vérifier si le feuillage que produisent les arbres après leur défoliation, est impliqué dans le déclin de la population après sa culmination. La démarche adoptée comprend trois aspects différents:

- comparaison entre la biométrie des deux du feuillage : feuillage juvénile (FJ) qui se développe après l'attaque et le feuillage mature ou âgé (FA) prélevé sur des arbres témoins (non défeuillés).
- estimation de l'abondance des pontes sur les deux catégories du feuillage.
- suivi de la croissance des jeunes larves alimentées au laboratoire sur les deux catégories du feuillage et évaluation du taux de survie des jeunes colonies de L1 greffées sur des arbres défeuillés et des arbres non défeuillés.

4.3.1.1. Mesures biométriques du feuillage

Les mesures ont été effectuées sur des échantillons de feuillage de 5 arbres de chaque catégorie. Ces échantillons ont servi pour l'évaluation des paramètres biométriques suivants :

- nombre d'aiguilles par rosette (NA)
- longueur des aiguilles de la rosette (LA)
- l'espace entre les rosettes qui renseigne sur la densité du feuillage et qui reflète la résultante des deux premiers paramètres (NA x LA), ce qui renseigne sur la densité du feuillage en tant qu'abris et en tant qu'aliment pour les jeunes colonies.

La taille de l'échantillon a été arrêtée à 10 rosettes/arbre pour la longueur des aiguilles, 15 pour le nombre d'aiguilles/rosettes et 20 pour la distance entre les rosettes.

4.3.1.2. Estimation de l'abondance des pontes

La densité des pontes a été évaluée dans quatre stations durant deux générations consécutives (en septembre 2002 et en septembre 2003). Les stations sont des clairières caractérisées par les fortes attaques et par les arbres espacés de 5 à 10 m d'une hauteur moyenne de 10 à 12 m avec des branches étalées horizontalement. Dans chaque station nous avons dénombré les pontes sur un échantillon de 30 à 50 branches de chaque catégorie de feuillage. Le dénombrement a concerné uniquement les pontes se trouvant sur la partie apicale de la branche uniquement, soit une longueur de 1m à partir de l'extrémité.

4.3.1.3. Elevage et suivi des colonies au laboratoire

Dix (10) colonies ont été mises en élevage sur des rameaux de chacun des deux catégories du feuillage (juvénile et mature). Après leur protection contre le dessèchement par la mise de leurs extrémités dans le coton mouillé et couvert par le papier aluminium, les rameaux sont fixés verticalement sur un support (plaque de polystyrène). Les colonies nouvellement écloses ont été mises en élevage séparément sur les rameaux. Le renouvellement des rameaux a été assuré quotidiennement (chaque 24h). A chaque renouvellement des rameaux, les rosettes porteuses des chenilles sur les rameaux épuisés, ont été détachées et placées soigneusement sur les rameaux frais afin de permettre aux chenilles d'atteindre les rosettes fraîches. Le suivi des colonies a porté principalement sur la longueur des chenilles et le nombre des rosettes attaquées quotidiennement par chaque colonie.

Les mesures de la longueur des chenilles ont été effectuées sur un échantillon de 50 chenilles prélevées au hasard durant 3 âges différents (0 jours « le jour de l'éclosion », 10 jours et 20 jours). Il est à signaler, que l'évaluation du taux de survie au sein des colonies était possible mais trop laborieux, en raison de la taille minuscule des chenilles du premier stade. A cette taille les chenilles mortes ne sont pas facilement repérables entre les aiguilles et celles qui restent vivantes ne sont pas quantifiables en raison de leur comportement social (groupées sous forme de pelote).

4.3.1.4. Suivi des colonies greffées

Parallèlement à la mise en élevage des colonies au laboratoire, d'autres colonies ont été greffées directement sur des arbres au sein du peuplement. A raison de 10 colonies par arbre, 10 arbres défeuillés et 10 autres non défeuillés ont fait l'objet de cette expérience. Les arbres ont été choisis selon leur faible taille, car il n'est pas aisé de suivre les colonies sur les grands sujets. Après s'être assuré de l'inexistence des colonies naturelles sur les arbres en question, les jeunes colonies nouvellement écloses au laboratoire ont été placées sur les houppiers des arbres choisis. Le nombre des colonies greffées a été augmenté au fur et à mesure que ces dernières éclosent.

Vue les difficultés de retrouver à chaque fois les colonies greffées sur le houppier, le suivi n'a abouti qu'à l'évaluation du taux des colonies qui ont survécu jusqu'à la formation des pré-nids du deuxième stade larvaire. En effet, l'évaluation du taux de mortalité des chenilles au sein des colonies, n'est pas réalisable en raison de leur couleur verte et leur taille réduite durant cette phase (L1). Le taux de survie des colonies franchissant le deuxième stade larvaire était plus aisé en raison des pré-nids facilement repérables sur l'arbre.

4.3.2. Méthode de suivi de la relation phénologique entre le défoliateur et l'arbre hôte

Le suivi phénologique est effectué dans une seule station durant la phase des processions (mois de mars et avril) de trois générations consécutives (2002, 2003 et 2004). La station est un tronçon de route goudronnée (d'environ 300 m de long) situé à l'intérieur de l'agglomération de Chréa (1525 m). Le choix de ce tronçon est lié à l'accessibilité, à l'abondance des processions (niveau de population élevé) et à la facilité de leur détection sur les bordures de la route. Le comptage des processions a été réalisé quotidiennement durant la matinée (entre 9 h et 10 h).

Le suivi phénologique du cèdre est effectué sur deux groupes d'arbres appartenant à deux classes d'âge. Un groupe composé de jeunes sujets et l'autre d'arbres âgés et ce pour tenir compte de l'éventuel décalage phénologique lié à l'âge. Seuls les résultats des sujets précoces ont été retenus à la fin du suivi, car se sont les plus susceptibles de développer leur nouveau feuillage avant les processions. Trois phases phénologiques ont été déterminées, il s'agit :

- l'écartement des écailles du bourgeon laissant apparaître un point vert qui indique le début de débourrement.
- bourgeons de 2 à 3 mm de longueur.
- bourgeons d'une longueur de 4 à 5 mm et plus.

Le relevé phénologique des arbres a été réalisé régulièrement deux fois par semaine. Le stade phénologique a été mentionné globalement selon l'état commun entre la totalité ou la majorité des arbres tout en précisant l'état des plus précoces. En ce qui concerne les températures, un enregistrement quotidien a été réalisé par le biais d'un thermographe installé sur le lieu de suivi.

Signalons enfin, que nous avons jugé inutile de choisir d'autres stations dans d'autres biotopes car nous supposons que quelque soit le décalage phénologique (précocité ou tardiveté) qui est susceptible d'être induit par l'effet station (altitude, exposition...), il se produit sur les deux espèces d'une façon concomitante.

4.3.3. Méthode d'évaluation des effets des défoliations sur l'accroissement radial des arbres

L'estimation des pertes de croissance radiale causées par les défoliations se base sur la comparaison de l'accroissement des stations attaquées avec celui du témoin (Alfaro et Macdonald, 1988). Les mesures d'accroissement ont été effectuées sur les cernes annuels obtenus par le prélèvement des carottes. Cette démarche a été adoptée par les différents auteurs qui ont travaillé sur les différents cas

d'arbre et défoliateur (Laurent-hervouet, 1986 ; Hoogesteger et Karlsson, 1992, Kanat et al, 2005 ; Mayfield et al, 2005).

4.3.3.1. Choix des stations

Ce travail a été réalisé dans deux lots de stations :

Le premier lot concerne la cédraie naturelle, le deuxième la cédraie artificielle (le reboisement de la zone de Ghellaie).

Le premier lot se compose de quatre stations ; une station témoin et trois stations attaquées. Le deuxième se compose de deux stations uniquement, une témoin et l'autre attaquée. Le choix de ces stations a été conditionné par les paramètres suivants :

- 1- **Le degré de défoliation** : afin de répondre à l'objectif du travail, il était indispensable de choisir les stations les plus menacées par le défoliateur. Il s'agit des foyers d'infestation où se concentre la population du défoliateur. En revanche, la station témoin fait partie des peuplements qui sont complètement épargnés par les défoliations.
- 2- **Les facteurs stationnels** : étant donné que l'approche méthodologique se base sur la comparaison entre le témoin et les stations attaquées, il faut que ces stations soient comparables. Il consiste à identifier des stations attaquées et des stations témoins qui ont les mêmes lois de croissance (Bouchon et Toth, 1971, Lemoine, 1977). Autrement dit, pour déceler, l'effet des défoliations sur la largeur du cerne de la parcelle attaquée à partir de sa comparaison avec le cerne du témoin ; il faut que les deux cernes possèdent la même réponse aux conditions du milieu. Pour que cette condition soit respectée, il faut que les couples de stations (témoin et attaquée) soient situées dans des conditions semblables du point de vue altitude, pente, sol, exposition...etc. Le tableau 7 résume les caractéristiques des stations choisies. Il est à remarquer, que la ressemblance entre les stations attaquées et la station témoin du premier lot est réalisée pour l'ensemble des paramètres excepté le facteur exposition. En effet, la station témoin se situe sur une exposition opposée (Nord) comparativement aux stations attaquées (Sud ou Sud-Ouest). Il est pratiquement impossible de trouver simultanément des peuplements attaqués et d'autres indemnes sur le même versant. Ceci est en relation avec les caractéristiques biologique du défoliateur qui préfère les expositions thermophiles et évite les peuplements situés en ubac. Le même genre de problème a été signalé par Bouchon et Toth (1971) au cours de leurs travaux sur le Pin noir. Ces auteurs indiquent qu'il est possible de comparer des arbres choisis sur différentes expositions à condition qu'ils aient le même profil de croissance au cours des périodes hors attaque (années de calme).
- 3- **Densité du peuplement** : Pour des raisons liées à des caractéristiques bioécologiques, le défoliateur se concentre au niveau des lisières des peuplements et les clairières situées sur les

expositions thermophiles. Pour cette raison, les stations ont été choisies dans des clairières et ce, à l'exception de la station témoin du deuxième lot (cédraie reboisée). Pour le cas du reboisement de Ghellaie, la station témoin fait partie d'un peuplement plus fermé (Figure 17) par rapport à la station attaquée. Ceci est imposé par la non disponibilité des peuplements situés en expositions fraîches pouvant servir comme témoins. Sur les terrains plats, les peuplements fermés sont épargnés par le défoliateur.

Tableau VII : Caractéristiques des stations choisies pour le prélèvement des carottes.

lot	Station	Coordonnées	Altitude	Exposition	peuplement	N _{br} d'arbres
Peuplement naturel,	Témoin (T)	36.431849° - 2.885057°	1514	Nord	Naturel clairière	30
	1 ^{ère} station attaquée (A1)	36.430255° 2.884763°	1506	Sud-Ouest	Naturel clairière	25
	2 ^{ème} station attaquée (A2)	36.427208° 2.875020°	1475	Sud-Ouest	Naturel clairière	30
	3 ^{ème} station attaquée (A3)	36.427666° 2.878289°	1535	Sud-Ouest	Naturel clairière	30
Reboisement de Ghellaie	Témoin (T _R)	36.455890° 2.920463°	1468	Ligne de crête terrain plat	Reboisement peuplement dense	30
	Attaquée (A _R)	36.455167° 2.919763°	1470	Ligne de crête terrain plat	Reboisement clairière	30



Figure17: Stations de prélèvement des carottes au niveau du reboisement de Ghellaie (témoin à gauche, et attaquée à droite) (Photos prises en 2010).

Le défoliateur se concentre sur les clairières et les lisières des peuplements et évite les milieux des peuplements fermés. Il est à préciser, que cette différence de densité entre les deux stations (attaquée et témoin) demeure sans effet sur l'évaluation des effets des défoliations sur l'accroissement.

Le choix des arbres dominants ou/et co-dominants et l'exclusion des arbres dominés permet d'éviter l'effet de la densité sur l'accroissement (Brubaker, 1978 ; Carus, 2004 et 2009 ; Mirchev et *al*, 2009). Par ailleurs, la structure régulière du peuplement (âge et densité) facilite davantage le travail.

4.3.3.2. Les arbres échantillons

Au sein de chaque station, le prélèvement des carottes a été réalisé sur des arbres qui ne présentent pas de défaut ou de particularité par rapport à l'homogénéité de l'échantillon. Pour cela nous avons exclu :

- les arbres trop vieux
- les arbres trop jeunes
- les arbres situés à l'intérieur des bouquets serrés (les arbres dominés).
- les arbres qui portent des traces d'accident quelconque (coupe, incendie, blessure de foudre et signes de dépérissement.....).

4.3.3.3. Prélèvement des carottes et mesures des accroissements

A raison d'une carotte par arbre, entre 25 et 30 carottes ont été prélevées de chaque station. Les carottes sont prélevées en décembre 2009, sur la face amont des troncs (Du Merle et Géraud, 1988) à 1,30 m du sol à l'aide de la tarière de Presler de 40 cm de long. Juste après leur prélèvement les échantillons ont été collés sur des planchettes en bois, confectionnés préalablement (Figure18).



Figure 18: Planchettes de bois renfermant les carottes.

Après leur dessèchement à l'air libre durant 36 à 48 heures, les carottes ont été poncées à l'aide du papier à verre et ce pour faciliter les mesures des cernes. Les mesures ont été effectuées à l'aide d'un micromètre d'un agrandissement de dix fois.

4.3.3.4. Méthode de calcul des pertes d'accroissement

➤ *Synchronisation interindividuelle et détermination du profil des accroissements annuels moyens*

Le calcul des accroissements annuels moyens des stations (courbe maîtresse) a constitué l'étape la plus importante et la plus difficile (Lebourgeois, 2010). Car il s'agit de déterminer les profils d'accroissements moyens des stations à partir desquelles seront déduites les pertes d'accroissements. Les difficultés sont liées à la correction des erreurs résultant des anomalies de croissance susceptibles d'exister chez certains arbres (faux cernes, cernes absents) et les éventuels erreurs liées aux mesures des cernes notamment pour les arbres ayant une croissance très ralentie.

De ce fait la détermination des accroissements annuels moyens des stations nécessite préalablement la vérification de la synchronisation entre les profils des accroissements individuels et de corriger les erreurs. Ceci est réalisé par l'étude pour chaque arbre de la station et chaque année disponible de l'évolution du rapport (ERC_n) entre la largeur du cerne de l'année n (C_n) et celle du cerne de l'année n-1 (C_{n-1}). Le calcul se fait sur les données brutes :

$$\text{ERC}_n = 100 \times (C_n - C_{n-1}) / C_{n-1}$$

(C= la largeur du cerne, n= l'année considérée)

L'étude des valeurs de ce rapport obtenues sur les cernes moyens de la station (l'écart relatif moyen) et les valeurs obtenues sur chaque arbre, permettra d'identifier les années caractéristiques. Une année n est alors considérée comme caractéristique quand l'écart relatif moyen est d'au moins 10% et lorsque 70% des arbres présentent le même comportement. Cette différence est positive dans le cas d'une forte croissance et négative dans le cas inverse (Lebourgeois, 2010)

Les années caractéristiques facilitent l'examen de la synchronisation interindividuelle. Cette dernière est réalisée par comparaison visuelle entre les courbes (profils) individuelles une par une et le profil provisoire de la chronologie moyenne tracé selon les années caractéristiques identifiées. Si un décalage est observé, la carotte correspondante est réexaminée.

La synchronisation interindividuelle (entre les chronologies élémentaires) est appréciée par le coefficient d'interdatation (I) : I= La moyenne des Sensibilités individuelles (SM_i)/la sensibilité moyenne (SM_m), la sensibilité (S) est calculée comme suit :

$$S = \left[\frac{1}{(n-1)x} \sum_{t=1}^{t=n-1} \left| \frac{C_{t+1} - C_t}{C_{t+1} + C_t} \right| \right] \text{ (Meddour, 1993 ; Lebourgeois 2007 et 2010)}$$

n = le nombre d'années prises en considération

t = l'ordre de l'année considérée

C est la largeur du cerne de l'arbre i pour le cas de SM_i et il correspond au cerne moyen de la station pour le cas de SM_m .

➤ Détermination des périodes hors dégâts

Le calcul des pertes d'accroissement causées par les défoliations, n'est possible que si les accroissements des stations attaquées et témoins, sont synchrones durant les périodes hors dégâts. C'est ainsi que la mise en évidence d'une ou plusieurs périodes hors dégât durant lesquelles les stations attaquées et témoins auront le même profil de croissance, est nécessaire. A première vue ces périodes correspondent à l'ensemble des années durant lesquelles les arbres n'ont pas subi de défoliations. Ceci n'est pas toujours vrai, car les effets d'une défoliation peuvent persister durant plusieurs années après l'infestation. En revanche, une défoliation légère peut passer sans influencer les accroissements des arbres (Landmann, 1988). Or la détermination des périodes hors dégâts qui serviront pour le calcul du cerne de référence nécessite l'identification des années durant lesquelles les accroissements des arbres n'ont pas été affectés par les défoliations.

Plusieurs auteurs se sont confrontés à ce problème (Bouchon et Toth, 1971 et Lemoine, 1977). Pour notre cas, la disponibilité des informations sur les périodes de défoliations produites depuis 1991 facilite la détermination des périodes de référence (hors dégâts). En règle générale les pertes de croissance commencent à apparaître à partir de l'année qui suit le début de défoliation (Tailleux et Cloutier, 1993 ; Du Merle et Geraud, 1988). A cela s'ajoute l'étude des deux rapports suivant pour préciser davantage les années de dégâts:

➤ **Cerne annuel moyen/ cerne moyen de la station (Cam_i/C_m)**, il permet de superposer les profils des accroissements annuels moyens des deux stations et d'apprécier la ressemblance entre leurs rythmes de croissance.

- $Cam_i = \frac{1}{x} \sum C_x / n$, (Cam_i = le cerne annuel moyen durant l'année i , x : numéro d'arbre, n : nombre d'arbre par station).
- $C_m = \frac{1}{k} \sum Cam_i / k$, (C_m = le cerne moyen de la station pour toutes les années confondues, k : nombre d'année de la période de mesure).

➤ **le cerne annuel moyen de la station attaquée/ cerne annuel moyen du témoin (Cam_{iA_x}/Cam_{iT})** (i = l'année de la croissance, A_x = station Attaquée numéro x , T = station témoin) qui permet de distinguer les périodes de synchronisation et évidemment les périodes de divergence (Bouchon et Toth, 1971). La stabilité des valeurs de ce rapport durant des années successives, reflète la synchronisation

entre les rythmes de croissance des deux stations (période hors dégâts). En revanche leurs fluctuations indiquent que la synchronisation est perturbée par un facteur inhabituel tel que la défoliation.

La détermination des périodes hors dégâts permettra de calculer le cerne de référence de chaque station. Il correspond à la valeur moyenne des cernes moyens correspondants aux années des périodes de référence (périodes hors dégâts).

Une fois les cernes de référence des deux stations sont connus on peut estimer le cerne potentiel correspondant au cerne réel de l'année de l'attaque:

$$A_{pi} = Ar \times T_{ai} / Tr$$

A_{pi} = cerne potentiel de la station attaquée durant l'année du dégât (i).

Ar = cerne de référence de la station attaquée, (la moyenne des cernes annuels moyens durant la période de référence).

T_{ai} = cerne annuel moyen de la station témoin produit pendant l'année de dégât (i).

Tr = cerne de référence de la station témoin, (la moyenne des cernes annuels moyens durant la période de référence).

➤ Calcul des pertes d'accroissement :

Les pertes d'accroissement sont déduites à partir de la relation suivante :

Pertes durant l'année i (%) = [(Cerne potentiel (A_{pi}) – cerne réel (A_{ai}))/cerne potentiel (A_{pi})]

x100 => **Pertes durant l'année i (%) = [1 - ($Tr \times A_{ai} / Ar \times T_{ai}$)] x 100**

La comparaison entre la fluctuation annuelle des pertes d'accroissement et la fluctuation annuelle du niveau de population, permet de déduire si les arbres sont exposés aux effets cumulés des défoliations successives tel qu'il est précisé dans l'objectif.

4.4. Analyse statistique

Les analyses des données ont été effectuées par le logiciel XLSTAT-pro 7.5. Différents tests ont été utilisés, les principaux sont:

- **le test de normalité de Shapiro-wilk** : pour tester si l'on peut considérer qu'un échantillon est distribué selon une loi normale
- **le test non paramétrique de Kruskal-wallis** : l'utilisation du test de Kruskal-Wallis constitue une alternative non paramétrique à l'utilisation de l'analyse de variance à 1 facteur (Anova). Il est utilisable pour comparer même les échantillons qui ne suivent pas la loi normale.
- **Le test de Student** : Pour la comparaison de deux moyennes issues de deux échantillons qui suivent la loi normale et indépendants.

Chapitre 5

Résultats et discussions

5.1. Description spatiotemporelle de la population.

5. Résultats et discussion

5.1. Description spatiotemporelle de la population de la processionnaire

5.1.1. Variation du niveau de population au sein des stations (inter-arbres)

Il est à noter que le niveau de population présente une forte variation à l'échelle de la même station. Pour certaines stations, notamment celles qui sont faiblement attaquées, le coefficient de variation a dépassé 100%. Cette variabilité est due à une multitude de facteurs liés à la structure du peuplement. Il s'agit notamment de la forme et le volume du houppier ainsi que la position sociale de l'arbre au sein du peuplement. Au sein d'une clairière les arbres isolés sont plus attaqués que leurs voisins structurés en bouquets. L'implication des caractéristiques phénotypiques, telles que la composition et la densité du feuillage, ne sont pas exclues. Il est pratiquement impossible de trouver dans un peuplement naturel, un échantillon d'arbres parfaitement homogène du point de vue taille et densité.

La limitation de l'effectif uniquement aux 25 arbres les plus infestés et la transformation de variable « $\ln(x+1)$ » peut réduire suffisamment la variation inter-arbre pour la grande majorité des stations sans qu'il affecte l'ordre des stations vis-à-vis du niveau de population (Annexe 6). Toutefois, la comparaison entre les données brutes des stations par l'utilisation des tests non paramétriques demeure réalisable.

5.1.2. Aperçu sur la distribution spatiale de la population

5.1.2.1. Effet de l'exposition

Pour les deux sites (col de Chréa et col des fougères), le pic de population varie d'une façon très hautement significatif entre les expositions (Tableau VIII). Cette variation traduit évidemment le grand écart entre les valeurs du niveau de population des stations situées sur les expositions thermophiles (Sud et Ouest) et celles qui se situent sur les expositions fraîches (Est et Nord). L'effet de l'exposition s'explique par la préférence de l'insecte quant aux sites ensoleillés.

Tableau 8 : Résultat de l'analyse de l'effet de l'exposition

(Test non paramétrique de Kruskal-Wallis, $P= 0,05$)

zone	Station	exposition	Np (nids/arbre)	ddl	Valeur observée	seuil	Probabilité
Col de Chréa	1	O	11,05	3	98,77	7,81	<0,0001
	5	S	13,43				
	9	E	2,48				
	3	N	0,58				
Col des fougères	10	O	7,13	3	91,29	7,81	<0,0001
	11	S	16,64				
	15	E	4,5				
	14	N	0,82				

Ces sites offrent un microclimat dépourvu des courants d'air frais pour les papillons en été et procurent un ensoleillement intense pour les chenilles en hiver.

5.1.2.2. Effet de la densité des peuplements

Les résultats montrent clairement que la population du défoliateur se concentre au niveau des clairières (Tableau IX). A l'intérieur des peuplements fermés, les nids sont beaucoup moins nombreux. Le niveau de population correspondant reste inférieur à 3nids/arbre. Dans les clairières, les papillons trouvent plus d'éclairage et d'espace qu'à l'intérieur du peuplement. Les arbres situés au milieu des clairières et sur les lisières sont plus accessibles pour les femelles gravides que les arbres renfermés dans les peuplements.

Tableau IX : Résultat de l'analyse de l'effet de la densité du peuplement
(Test non paramétrique, P= 0,05).

Site (cycle)	Peuplement	Station	Np (nids/arbre)	Valeur observée	Seuil	P
Col de Chréa (2008-09)	Clairière	1	10,26	6,32	1,96	<0,0001
	dense	2	1,97			
Col des fougères (2002-03)	Clairière	12	11,64	5,59	1,96	<0,0001
	dense	13	2,61			
Ghellaie (2002-03)	Clairière	18	4,21	4,32	1,96	<0,0001
	dense	19	0,96			
Ghellaie (2003-04)	Clairière	20	1,25	4,53	1,96	<0,0001
	dense	21	0,22			

Ce résultat reflète l'effet déterminant de la densité du peuplement sur la distribution spatiale de la population du défoliateur. Il montre, en conséquence que la sylviculture peut être utile pour la lutte préventive contre les infestations.

5.1.3. Variation transcyclique du niveau de population

Les résultats montrent que la population évolue d'une année à l'autre de la même façon pour l'ensemble des stations. Elle apparaît brutalement par un niveau moyen ($5,7 \pm 2,66$ nids/arbre) pour atteindre le pic de la gradation ($10,52 \pm 2,77$ nids/arbre) durant la deuxième année. Durant la troisième année, elle décline dramatiquement ($3,19 \pm 2,17$ nids/arbre). Le test statistique révèle que la variation interannuelle du niveau de population est hautement significative (Tableau X).

Ce résultat montre que la gradation s'étale sur trois années, alors que, durant la quatrième année la population disparaît totalement. Il est à préciser que, ce mode de fluctuation s'observe uniquement dans les sites les plus infestés. Au niveau des sites attaqués légèrement, le niveau de population reste faible durant les trois années (ex stations 3, 9, 14, 15).

Tableau X : Résultats de l'analyse de la variation transcyclique du niveau de population durant la gradation 2001-02 à 2003-04 (test non paramétrique de Kruskal-Wallis, P= 0,05).

Station	Année	Np(nids/arb)	Hobs	Hth	ddl	P
1	2001-02	3,09	49,192	5,991	2	< 0,0001
	2002-03	11,05				
	2003-04	2,03				
6	2001-02	6,3	59,230	5,991	2	< 0,0001
	2002-03	9,33				
	2003-04	3,03				
11	2001-02	6,41	47,269	5,991	2	< 0,0001
	2002-03	16,64				
	2003-04	7,18				
12	2001-02	6,10	16,048	5,991	2	0,000
	2002-03	11,64				
	2003-04	6,03				
8	2001-02	5	22,76	5,991	2	< 0,0001
	2002-03	9,00				
	2003-04	3,11				
16	2001-02	1,66	80,472	5,991	2	< 0,0001
	2002-03	9,54				
	2003-04	0,00				
4	2001-02	5,80	19,470	5,991	2	< 0,0001
	2002-03	9,00				
	2003-04	3,04				
17	2001-02	6,80	87,032	5,991	2	< 0,0001
	2002-03	11,79				
	2003-04	0,00				
10	2001-02	2,14	25,352	5,991	2	< 0,0001
	2002-03	7,14				
	2003-04	4,43				
5	2001-02	9,50	60,301	5,991	2	< 0,0001
	2002-03	13,44				
	2003-04	3,08				
7	2001-02	9,95	61,822	5,991	2	< 0,0001
	2002-03	8,59				
	2003-04	3,15				

Les valeurs moyennes du niveau de population des stations (Annexe 7) montre qu'un comportement très similaire a caractérisé la population durant les autres gradations (Figure 19). Ceci indique que la population culmine d'une façon cyclique et régulière. Toutefois, la gradation de 2007-2010 demeure moins accentuée et plus étalée.

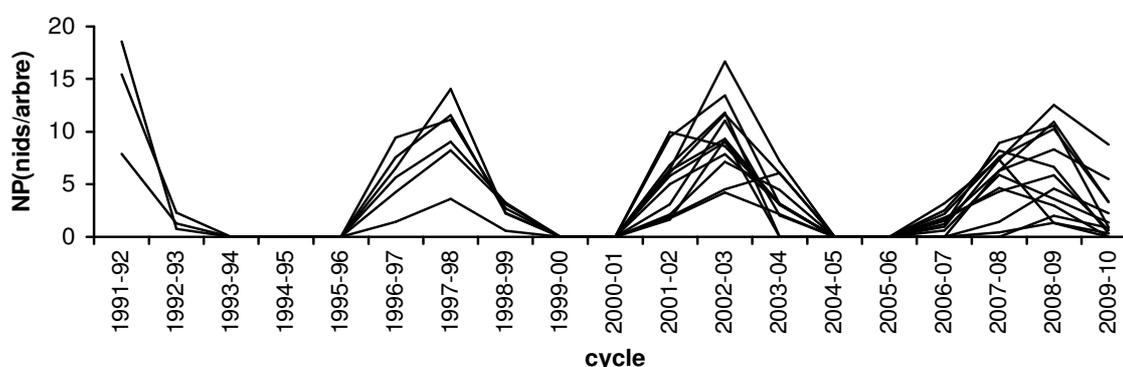


Figure 19. : Fluctuation transcyclique du niveau de population moyen des différentes stations (1991-2010).

Ce comportement apparaît d'une façon mieux explicite à travers le niveau de population moyen (Figure 20). Chaque gradation s'étale généralement sur trois ans, la période de calme demeure deux à trois ans, par la suite on assiste à une nouvelle gradation. La persistance de ce mode durant deux décennies consécutives reflète sa régularité.

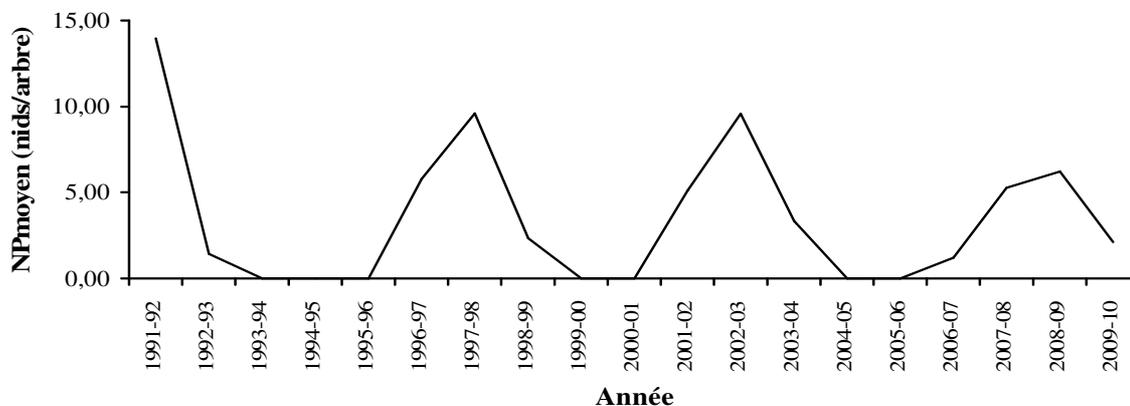


Figure 20: Fluctuation transcyclique du niveau de population moyen (1991-2010).

Selon les informations disponibles au niveau de l'administration forestière (communication personnelle), deux autres culminations ont été observées durant les années 80, la première entre 1980 et 1983, la deuxième, en 1987 et 1988. L'extrapolation de ces deux gradations à partir de celles décrites précédemment, permet de schématiser la variation transcyclique de la population depuis 1980 (Figure 21).

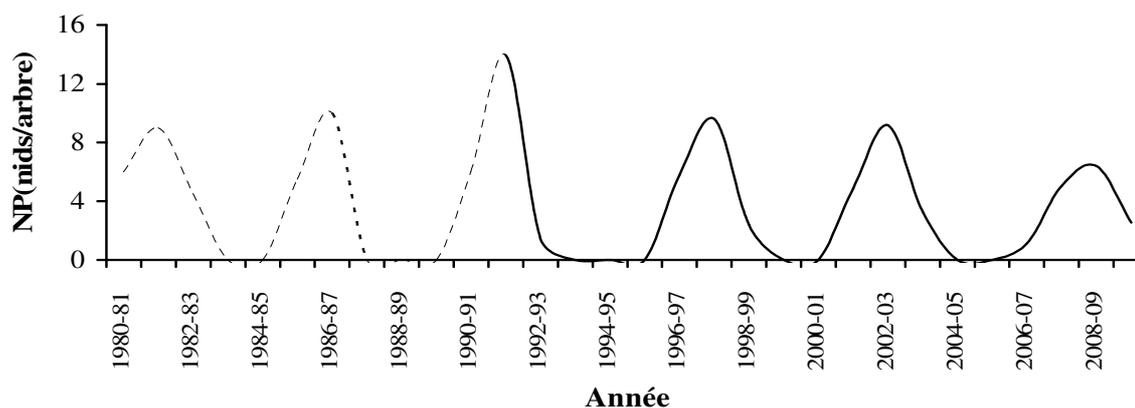


Figure 21: Schéma de la fluctuation de la population de la processionnaire au niveau de la cédraie de Chréa.

Ce résultat permet de déduire que, les arbres situés dans les sites privilégiés par le défoliateur subissent une défoliation sévère chaque cinq ou six ans. Il facilite en conséquence la planification des mesures de prévention et de lutte.

5.1.4. Effet de quelques facteurs gradologiques

5.1.4.1. Fécondité

La fécondité est le nombre d'œufs contenu dans chaque ponte (une ponte par femelle). Ce nombre a enregistré une augmentation très hautement significative ($t_{\text{obs}} = 8,401 > t_{\text{th}} = 2,120$, $\text{ddl} = 16$, $P = < 0,0001$) entre 2001 ($185 \pm 7,75$) et 2002 ($243 \pm 15,96$) et un déclin hautement significative ($t_{\text{obs}} = 3,390 > t_{\text{th}} = 2,064$, $\text{ddl} = 24$, $P = 0,002$) entre 2002 et 2003 ($225 \pm 8,45$). L'évolution concomitante du niveau de population et de la fécondité (Figure 22), indique que cette dernière constitue, tel qu'il est mentionné par d'autres auteurs (Dajoz, 1980 ; Questienne et Miermont, 1979) un indice gradologique de la population et un des facteurs déterminants pour sa fluctuation.

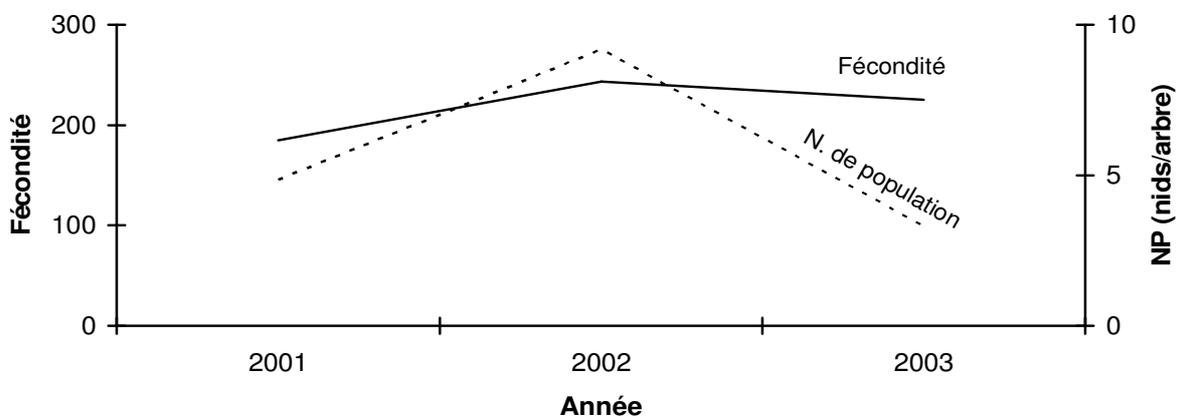


Figure 22 : Evolution de la fécondité en fonction des phases gradologique de la population durant la gradation de 2001-2003

En effet, la phase de progression de la fécondité coïncide avec la progradation de la population. En revanche la rétrogradation a été accompagnée par une régression de la fécondité. La faible fécondité observée durant la première année peut être liée à l'état affaibli des adultes qui sont natifs de la phase de rétrogradation de la gradation précédente.

5.1.4.2. Taux d'éclosion et du parasitisme des œufs

L'examen des pontes durant la gradation 2001-2003 montre que le taux d'éclosion (E) a enregistré un déclin important durant la troisième année (38.37%) par rapport à la première année (78.25%) et la deuxième année (69.03%). Le test statistique (Test de Student, $P = 0,05$) montre que ce déclin est très hautement significatif ($t_{\text{obs}} = 5,500 > t_{\text{th}} = 2,064$, $\text{ddl} = 24$, $P = < 0,0001$) durant la phase de rétrogradation (de la deuxième année à la troisième). En revanche sa variation durant la phase de progradation (de la première à la deuxième année) n'est pas significative ($t_{\text{obs}} = 1,607 < t_{\text{th}} = 2,120$, $\text{ddl} = 16$, $P = 0,128$).

La réduction importante durant la troisième année par rapport aux deux autres années, s'explique en partie par l'augmentation significative du taux du parasitisme ($t_{obs} = 2,975 > t_{th} = 2,064$ ddl= 24, $P = 0,007$) qui a atteint 19.08%, alors qu'il n'était que 11.04% durant la première année et uniquement 9.98% durant la deuxième année de la gradation (Figure 23). La réduction du taux d'éclosion, est également liée à l'évolution progressive de la proportion des œufs non éclos.

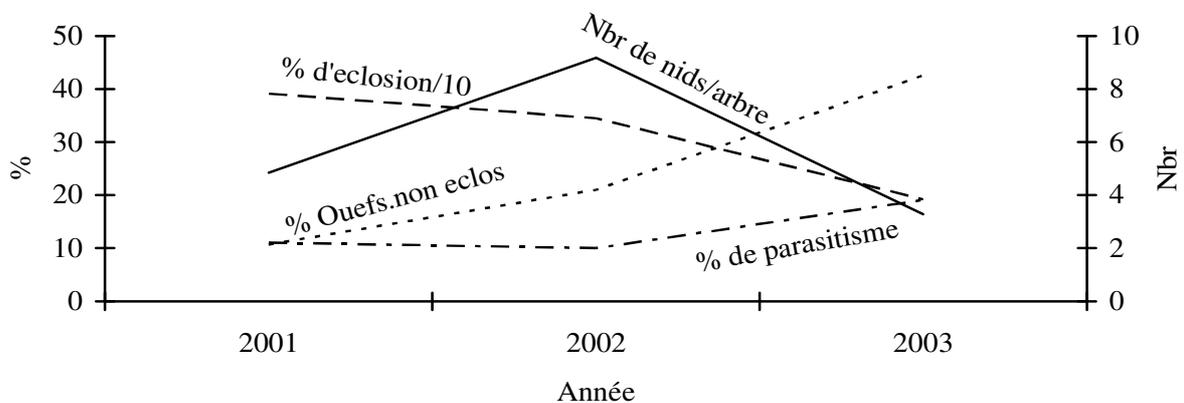


Figure 23: Evolution du taux d'éclosion, du parasitisme, et des œufs non éclos durant la gradation de 2001-2003.

Celle-ci a enregistré une augmentation significative ($t_{obs} = 2,839 > t_{th} = 2,120$ ddl= 16, $P = 0,012$) entre la 1^{ère} année (10,68%) et la 2^{ème} année (20,99%) et très hautement significative ($t_{obs} = -5,549 > t_{th} = 2,064$, ddl= 24, $P < 0,0001$) entre la 2^{ème} et la 3^{ème} année (42,52%). Ces résultats indiquent que durant la phase progradation, la population est favorisée par la forte fertilité des œufs et la faible activité du parasite. En revanche après le passage par le pic de gradation, la forte attaque du parasite ainsi que la faible fertilité des œufs contribuent à la rétrogradation de la population. La relation entre le taux d'éclosion et les deux autres facteurs (P et NE) est également vérifiée par les fortes corrélations négatives ($-0.94 \leq R \leq -0.68$).

5.1.4.3. Mortalité des chrysalides

La recherche aléatoire des chrysalides effectuée en Mars 2003 a permis de détecter 5 à 7 enfouissements par site. Le nombre de chrysalides et l'état dans lesquelles elles sont retrouvées (mortes, vivantes en diapause ou émergées) varie fortement d'un site à l'autre. Néanmoins, il ressort globalement que la proportion des chrysalides mortes est relativement importante pour l'ensemble des emplacements. En effet, la mortalité moyenne varie de 41 à 70% alors que le taux d'émergence oscille entre 29 et 47% (Tableau XI). Les chrysalides en diapause prolongée ne représentent que de très faibles proportions (11,29 ; 2,42 ; 3,46 ; 4,11 et 0 %).

Tableau XI : Taux de mortalité, d'émergence et de diapause prolongée parmi la génération enfouie en mars 2003.

Site	1	2	3	4	5	Total
N _{br} d'emplacement d'enfouissements détectés	5	6	5	6	7	30
N _{br} total de chrysalides retrouvées	425	165	231	146	122	1089
N _{br} de chrysalides émergées	200	48	71	44	36	399
% D'émergence	47,06	29,09	30,74	30,14	29,51	36,64
N _{br} de chrysalides mortes	177	113	152	96	86	624
% de mortalité	41,65	68,48	65,80	65,75	70,49	57,30
N _{br} de chrysalides en diapause prolongée	48	4	8	6	0	66
% de diapause	11,29	2,42	3,46	4,11	0,00	6,06

Pour le cas des échantillons examinés en juin 2003 (composés des enfouissements naturels repérés en mars 2003), les résultats montrent que la mortalité des chrysalides varie considérablement d'un enfouissement à l'autre au sein du même site. Néanmoins, cette variation demeure limitée au niveau du premier site (Figure 24) en raison de la mortalité massive des chrysalides (Tableau XII).



Figure 24 : Recherche des chrysalides (à gauche) au niveau du site de forte densité d'enfouissements (à droite) (Photos prises en 2003)

En ce qui concerne la différence entre les sites, les résultats montrent que la mortalité au niveau du premier site diffère d'une façon très hautement significative par rapport aux autres sites (Tableau XIII). Ceci permet de supposer que la mortalité au niveau de ce site (84%) est liée en premier lieu à la nature du substrat favorisant une teneur élevée en humidité. En effet, les remblais sont des sites de sol profond et d'accumulation d'aiguilles et de brindilles qui enrichissent ce dernier en matière organique.

Tableau XII : Taux de mortalité durant la phase hypogée parmi la génération enfouie en Mars 2003, réalisé en juin 2003

sites	Site1		Site2		Site3		Site4	
	Total (N _{br})	Mortalité (%)						
1	69	95,65	51	39,22	48	27,08	30,00	20,00
2	78	66,67	44	43,18	75	74,67	36,00	25,00
3	80	85,00	50	26,00	63	52,38	35,00	65,71
4	90	97,78	61	62,30	65	67,69	25,00	31,43
5	88	96,59	71	60,56	49	40,82	26,00	23,08
6	77	89,61	95	22,11	88	25,00	38,00	28,95
7	82	95,12	52	32,69	64	29,69	41,00	19,51
8	90	65,56	45	31,11	41	68,29	36,00	61,82
9	74	86,49	34	82,35	55	69,09	45,00	22,22
10	100	63,00	46	41,30	60	35,00	35,00	25,71
M	82,8	84,15	54,9	44,08	60,8	48,97	34,70	32,34
CV%	11,10	16,47	31,46	42,83	22,63	40,20	17,10	52,53

La forte humidité du sol induite par sa profondeur et sa richesse en matière organique, favorise l'infection cryptogamique des chrysalides. La forte proportion des individus morts à l'état chenille (avant le tissage du cocon de nymphose) portant des taches blanches appuie davantage l'hypothèse d'implication des attaques cryptogamiques. Néanmoins, il est difficile de confirmer leur implication dans la mortalité des chrysalides.

Il reste à préciser, que la mortalité au niveau de ce site, peut être également liée à la forte densité des enfouissements favorisant la persistance et la propagation des attaques cryptogamiques (Halperin, 1990 ; in Battisti *et al.*, 1998). D'autre part, la faible mortalité observée au niveau du quatrième site (32%), doit être reliée aux mêmes facteurs. En effet, un sol maigre et pauvre en matière organique, se déshydrate rapidement à la faveur de la survie des chrysalides.

Tableau XIII: Comparaison du taux de mortalité des Chrysalides entre les différents sites (test non paramétrique de Kruskal-wallis, p= 0,05)

Sites	Mortalité moyenne (%)	Valeur observée	Valeur théorique	p	Signification
1 et 2	84,15 et 44,08	3,55	1,96	0,0003	***
1 et 3	84,15 et 48,97	2,87	1,96	0,004	***
1 et 4	84,15 et 32,34	3,62	1,96	0,0002	***
2 et 3	44,08 et 48,97	0,53	1,96	0,6	ns
2 et 4	44,08 et 32,34	1,81	1,96	0,07	ns
3 et 4	48,97 et 32,34	2,38	1,96	0,017	**

D'une façon très résumée, ce résultat montre que la mortalité des chrysalides contribue à l'effondrement de la population qui s'observe après le pic de la gradation. Plus de 57% de la population meurt avant la période des émergences. Plus de 74% de la mortalité se produit au niveau des sites de haute densité qui abrite 61,5% de la population totale enfouie.

5.1.4.4. Oiseaux prédateurs

5.1.4.4.1. Prédateur des chenilles

La Mésange charbonnière (*Parus major* L), oiseau sédentaire au niveau de la cédraie de Chréa est l'un des prédateurs de la processionnaire. Ses attaques aux chenilles dans les nids (Figure 25) ont été détectées en février 1993 (Sbabdji, 1997). Le même phénomène a été observé durant les deux dernières gradations (en mars 2003, et en mars 2010).



Figure 25: Les traces d'attaques de la mésange charbonnière sur le nid (photo prise en 2010).

La détection des premiers signes de prédation (11 mars) a coïncidé avec une période de froid ($T < 0$) et d'enneigement (du 8 au 12 Mars). A la fin de la période d'enneigement (13 mars) le taux de prédation (*nombre des nids attaqués/ nombre total des nids*) a atteint 28,76% et 20,22% dans les deux premières stations respectivement (Figure 26). Ces résultats appuient ceux obtenus du suivi effectué en 1993 (Sbabdji, 1997), reliant l'apparition de la prédation à l'état du climat.

A la troisième évaluation effectuée le 17 mars, après trois jours de températures comprises entre 10 et 15°C, le taux de prédation est évalué à 4% dans les deux stations. La deuxième évaluation effectuée le 15 Mars a révélé des valeurs intermédiaires (11% et 7%). Le taux de prédation a évolué d'une façon très semblable dans la troisième station.

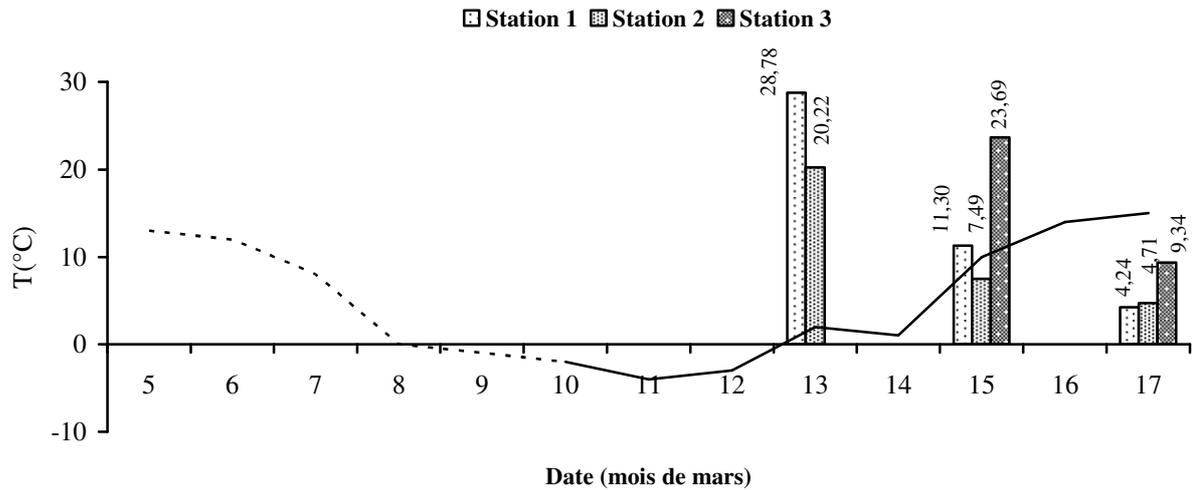


Figure 26 : Evolution du taux de prédation des chenilles par la Mésange charbonnière en 2010.

Le test statistique montre que, dans les trois stations, le taux de prédation a décliné significativement durant la troisième évaluation à la suite de l'augmentation des températures (Tableau XIV).

Tableau XIV: Résultat de l'analyse du taux de prédation
(test non paramétrique de Friedman, échantillons appariés, $p = 0,05$)

Station	date	%	V_{obs}	ddl	V_{th}	P
1	13 mars	28,78	18,588	2	5,991	< 0,0001
	15 mars	11,30				
	17 mars	4,24				
2	13 mars	20,22	12,091	2	5,991	0,002
	15 mars	7,49				
	17 mars	4,71				
3	15 mars	23,69	8,000	1	3,841	0,005
	17 mars	9,34				

Quoique le suivi a été entamé tardivement par rapport à la période d'enneigement, le résultat indique que le phénomène est lié à l'enneigement et le froid. En effet, les attaques sur les nids sont fréquentes et continues durant la période d'enneigement alors que aucune attaque n'a été observée avant et après cette période (Figures 27 et 28). Ces observations concordent parfaitement avec celles effectuée en 1993 (Annexe 8).



Figure 27: les attaques de la mésange au nids (à gauche, un individu de mésange en train de s'attaquer au nid, à droite, un nid complètement vidé) (Photos prises le 13-3-2010).



Figure 28: Evolution des attaques au nids : après la première attaque (1) les chenilles ont tenté de refermer leur nid (2) mais le prédateur a continué ses attaques (3)
(Photos prises, le 11, 13 et 15 mars 2010 respectivement).

5.1.4.4.2. Prédateurs des chrysalides

Parmi les ennemis naturels de la processionnaire, rencontrés à Chréa, trois espèces aviaires s'attaquent aux chrysalides, il s'agit de la Grive draine (*Turdus viscivorus*), la Mésange charbonnière (*Parus major*) et la Huppe fasciée (*Upupa epops*). Les actions de ces prédateurs ont été constatées en 2002 et 2003 pendant la saison estivale, suite à la découverte des téguments des chrysalides autour des enfouissements déterrés (Figure 29).



Figure 29 : Les cuticules des chrysalides laissées par les prédateurs autour des enfouissements (Photo, juin 2003)

a- La Grive draine

L'action de la Grive draine a été observée à plusieurs reprises durant les mois d'août et septembre en 2002 et 2003 au niveau des stations de forte densité d'enfouissement (remblais des routes). Néanmoins, ses attaques ont fortement diminué voire inexistantes, après les premières pluies automnales. Il semble que après avoir plu, la grive a rencontré une meilleure pitance sur d'autres éléments de l'écosystème. Spirhanzl *et al.*, (1969) et Frascini et Marle (1997) indiquent qu'en automne la Grive passe à une nourriture végétale constituée par toutes les baies et les espèces cultivées.

Parfois, la Grive reste active jusqu'au moment de l'émergence des papillons (crépuscule). Néanmoins, à cette heure de la journée la qualité de l'observation ne permet pas de distinguer si elle s'attaque également aux papillons émergents ou uniquement aux chrysalides comme elle le fait en plein jour. Dans les mêmes circonstances, Pimentel et Nilson (2009) ont soupçonné la prédation des adultes par le Merle noir, lorsqu'ils ont observé une activité élevée de ce dernier en coïncidence avec les moments des émergences.

Ces observations qui méritent d'être approfondies montrent que la grive est l'un des prédateurs pouvant contribuer à la régulation de la population de la processionnaire. Ces constatations sont en concordance avec les affirmations de Spirhanzl *et al.*, (1969) qui indiquent que la Grive durant les couvaisons au printemps et en été peut détruire une immense quantité d'insectes, vers et limaces.

b- La Mésange charbonnière

Largement citée en tant que insectivore très active (Blagosklonov, 1968 ; Gibb, 1963 ; in Le Louarn, 1971 ; Chebini, 1987 ; Mols et Visser, 2002), la Mésange peut avoir un rôle non négligeable dans la limitation de la population de la processionnaire, en s'alimentant à la fois sur les chenilles et les chrysalides. Les attaques sur les chrysalides ont été observées en juin 2003.

A l'aide de son bec, l'oiseau creuse plusieurs trouées autour de l'enfouissement d'où il arrache les chrysalides une à une. Une fois arrachée, la chrysalide est décortiquée et consommée. C'est ainsi qu'aux alentours de chaque point creusé, on observe l'ensemble des cuticules rejetées ainsi que les chrysalides non comestibles (celles qui sont sèches ou attaquées par le champignon). Parfois plusieurs individus (4 ou 5) s'attaquant au même enfouissement, ce qui engendre souvent une compétition intraspécifique. Il est à mentionner que l'action de la mésange est semblable à celle de la grive, avec un effet plus important, en raison de abondance de l'espèce au niveau de la cédraie de Chréa.

c-La Huppe fasciée

Comme pour les deux espèces précédentes, la huppe s'alimente sur les chrysalides après leur déterrement et décortication. Signalée depuis longtemps dans d'autres régions (Ceballos, 1969 ; Biliotti, 1970) l'action de cet oiseau à Chréa a été observée vers la fin du mois de juin en 2003 (24 juin 2003). La même période a été signalée par Battisti *et al.*, (2000) qui précisent que la huppe s'attaque aux chrysalides juste avant la période des émergences et elle peut réduire significativement la densité des cocons. A l'inverse de la Mésange charbonnière la Huppe s'attaque aux chrysalides, en individu solitaire et avec méfiance. A ce sujet, Spirhanzl (1969) indique que la Huppe est un oiseau timide qui fuit l'homme en un vol étrangement haletant. Néanmoins son action reste repérable à travers les traces d'attaques et les cuticules qu'elle laisse sur les lieux (Battisti *et al.*, 2000).

L'évaluation des effets de ces prédateurs sur le potentiel gradologique de la processionnaire reste difficile, car elle nécessite le dénombrement préalable des effectifs des enfouissements, chose qui n'est pas facilement réalisable en pleine nature. Toutefois le dénombrement aléatoire des cuticules rejetées peut donner quelques indications, ceci a été réalisé à deux reprises :

- la première a concerné une vingtaine d'enfouissements attaqués principalement par la mésange. Le nombre des cuticules retrouvées était de 28 par enfouissement en moyenne (de 11 à 35). Considérant la taille des enfouissements de 150 et 200 individus, ce comptage indique que le taux de prédation fluctue entre 14 à 18,7%.
- La deuxième portant sur les lieux fréquentés beaucoup plus par la huppe, a permis de dénombrer sur un tronçon de route de 400 m, environs 38 enfouissements attaqués. Le nombre de cuticules par enfouissement oscille entre 17 et 42 avec une moyenne de 26.

5.1.5. Discussion

Cette partie du travail montre que la population de la processionnaire culmine d'une façon cyclique au niveau de la cédraie de Chréa. Chaque gradation dure trois ans, la population atteint son pic durant la deuxième année avec un niveau de population dépassant 10 nids/arbre dans les zones privilégiées par le défoliateur. Il s'agit principalement des sites des peuplements couvrant les expositions thermophiles en altitude. Au sein de ces zones, les clairières et les lisières des peuplements qui subissent des attaques intenses et fréquentes. Par ailleurs les attaques demeurent modérées, faibles ou nulles, excepté les bordures des voies de communication et des habitations. Cette distribution résulte d'une combinaison entre les effets exercés par le relief, l'exposition et la densité du peuplement sur le défoliateur (Questienne et Miermont, 1979 ; Sbabdji, 1997).

Durant la 3^{ème} année la population rentre en phase de rétrogradation avec un niveau de population beaucoup moins important pour disparaître totalement durant deux ou trois années marquant ainsi une période du calme qui sépare deux gradations consécutives. Ce type de fluctuation a été signalé par plusieurs auteurs dans les différentes régions méditerranéennes: (Questienne et Miermont (1979) et Graf & Mzibri (1994), au niveau des cédraies Marocaines, Bouchon & Toth (1971) au niveau des peuplements de Pin noir d'Autriche au Mont Ventoux, Bouhot-Delduc et Lévy (1994) sur le peuplements de Pin maritime Landais et Battisti (1988) dans les forêts de pin au Nord de l'Italie. La régularité des fluctuations laisse supposer que cette dynamique est régie beaucoup plus, par des éléments de la biocénose, que par les autres facteurs de l'écosystème, tel que le climat.

La fécondité est l'un des indices de la performance de la population. Elle renseigne sur l'effet de la compétition intraspécifique sur le potentiel gradologique de cette dernière. En effet, la fécondité est liée en premier lieu à l'alimentation (facteur trophique) (Mason et Wickman, 1988). Les chenilles mieux alimentées génèrent des chrysalides plus lourdes et en conséquence des adultes plus féconds (Dajoz, 1980). La faible fécondité observée durant la première année peut être liée à l'état affaibli des adultes qui sont natifs durant la phase de rétrogradation de la gradation précédente. Autrement dit, les adultes qui émergent durant la première année de la gradation N, proviennent de la phase de rétrogradation de la gradation N-1, durant laquelle ils subissent un déficit nutritif.

L'augmentation de la fécondité durant la deuxième année correspond aux meilleures conditions alimentaires des adultes. Le développement larvaire de ces derniers durant la première année, s'effectue dans des conditions trophique très favorables (niveau de population relativement faible face à une alimentation abondante). En revanche, la forte compétition intraspécifique résultant du niveau de population élevé (pic de gradation) durant la deuxième année de la gradation, explique le déclin de la fécondité durant la troisième année. Il est vraisemblable, que les chenilles qui ont subi la forte compétition durant la deuxième année, ont généré des adultes moins féconds durant la troisième année.

Parmi les facteurs gradologiques, certains ennemis naturels dont les actions sur le défoliateur s'accroissent après le pic de la population. Le parasite des œufs *Baryscapus servadeii* dont l'effet sur la population du défoliateur représente 95% de l'ensemble des parasitoïdes à Chréa (Kara, 2005), il a anéanti 20% de la population, durant la phase de rétrogradation. Le même résultat est obtenu par Tsankov *et al.* (1999) en Grèce. Dans certaines stations il a détruit 45% des œufs.

Le rôle important de ce parasitoïde dans la limitation des populations de la processionnaire a été constaté par Mirchev *et al.*, (2004) en Turquie ; par Zamoum et Demolin (2004) en Algérie, et par Arnaldo et Torres (2006) au Portugal.

Les taux de parasitisme enregistrés ne sont pas très différents des résultats de Schmidt *et al.*, (1997) sur des pinèdes à *Pinus pinaster* (Ait) au Maroc (21.4%), de Schmidt *et al.*, (1999) qui ont obtenu en Italie un taux fluctuant entre 11.3 et 31.7 % et de Tsankov *et al.*, (1996) qui ont signalé un taux de 24,5 à 38,9% en Bulgarie. L'accroissement du taux de parasitisme durant la rétrogradation de la population a été observé chez la processionnaire au Maroc (Questienne et Miermont, 1979) et en Italy (Masutti et Battisti, 1990) et chez *Diprion pini* en France (Geri *et al.*, 1988).

L'augmentation du taux de parasitisme durant la phase de rétrogradation a été accompagnée par une augmentation des œufs non éclos (infertiles), ce qui a accentué davantage la réduction de l'éclosion. Ceci est vraisemblablement dû à l'effet du facteur trophique sur le potentiel reproductif du défoliateur. En effet, le développement larvaire de la génération procréatrice de ces pontes s'est déroulé durant le pic de la population en coïncidence avec un déclin nutritif en qualité et en quantité. Awmack et Leather (2002) indiquent à ce propos que la qualité nutritive affecte la reproduction des insectes herbivores à travers la résorption des embryons dans les œufs.

Le taux des œufs non éclos peut se justifier également par la mortalité du parasite avant son émergence. A ce propos Mirchev *et al.*, (2004) ont constaté sur des pinèdes en Turquie que 7.9% des individus de *Baryscapus servadeii* périssent dans les œufs. Dans ce même contexte, Schmidt *et al.*, (1999) ont évalué le taux de mortalité des parasites dans les œufs à 44%. Il est à préciser que la réduction du taux d'éclosion se répercute par la suite par l'apparition des colonies de taille réduite, souvent fragiles devant les contraintes environnementale (froid hivernal) et d'un potentiel destructif du feuillage nettement moins important. Durant la phase de rétrogradation, la proportion des colonies (nids) de taille réduite peut dépasser 50%. Ceci s'observe fréquemment après les défoliations sévères (Sbabdji, 1997).

D'autres ennemis naturels ont été observés, il s'agit de trois espèces d'oiseaux prédatrices des chenilles et des chrysalides. Néanmoins, leurs effets sur la population du défoliateurs restent tributaires d'autres investigations. Plusieurs travaux ont porté sur la prédation de la processionnaire par les oiseaux (Pimentel & Nilsson 2007 et 2009, Barbaro et Battisti, 2011). Pimentel et Nilson (2009) ont mentionné le rôle important de la Mésange charbonnière dans la limitation de la population de la processionnaire au niveau d'une pinède au Portugal. Ils précisent que l'action de la

mésange a été accentué par le décalage phénologique de la processionnaire coïncidant, la forte demande alimentaire de la Mésange, durant sa deuxième couvée, avec la disponibilité des papillons et des larves, au moment des émergences (Pimentel & Nilsson 2007). Dans le même contexte Battisti *et al.*, (2000) ont constaté le rôle important de la huppe dans la limitation du nombre des chrysalides. L'action des oiseaux qui s'alimentent sur les chrysalides, sur la population du défoliateur, peut s'accroître par leurs rôles dans la transmission des maladies d'un site à l'autre (Battisti *et al.*, (1998). Le rôle de ces prédateurs pourrait être amélioré par l'augmentation de leur densité en forêt à travers la pose des nichoirs (Blagosklonov, 1968; Le Louarn, 1971; Leclercq, 1976; Chebini, 1987).

Par ailleurs, le comportement de la population hypogée, semble avoir un effet déterminant pour le mode cyclique des culminations de la processionnaire. Durant les années de culmination, la mortalité dépasse 80% dans les sites de forte concentration des enfouissements.

Selon Kara (2005) qui a travaillé dans la même zone, la mortalité des chrysalides est due principalement aux attaques des champignons notamment *Beauveria bassiana* qui a une large présence. Halperin (1990) in Battisti *et al.*, (1998) mentionne que les attaques des champignons sur les chrysalides de *Thaumetopoea pityocampa* Schiff est un élément déterminant du déclin de la population spécialement dans les stations fermées où l'humidité du sol est élevée. Il précise également que, l'ampleur de la mortalité dans les sites privilégiés par les enfouissements, peut se justifier par la forte présence des spores dans le sol, favorisant les attaques cryptogamiques. Durant la diapause prolongée le champignon active le long de l'année et maintient un stock permanent de spores dans le sol (Battisti *et al.*, 1998). La relation entre l'humidité du sol et la mortalité des chrysalides a été démontrée également par Markalas (1989). Cet auteur mentionne que la mortalité peut atteindre 96% dans les sites à sol humide.

Malgré le faible nombre des enfouissements examinés, ces résultats montrent que la phase hypogée est un facteur gradologique important. Ceci est lié, d'une part, au rôle de la fraction qui persiste en diapause prolongée, dans la réapparition de la population après sa disparition, et d'autre part, au rôle que joue la forte mortalité des chrysalides dans l'effondrement de la population après sa culmination.

Il est à conclure que les différents ennemis naturels observés sont des régulateurs car ils affectent le défoliateur en réagissant sur sa pullulation.

5.2. Relation trophique et effet des défoliations sur le comportement du défoliateur

5.2. Relation trophique et effet des défoliations sur le comportement du défoliateur

5.2.1. Caractéristiques biométriques des deux feuillages jeunes et âgés

Il est à noter préalablement que, la longueur et le nombre des aiguilles des deux feuillages (jeune et âgé) ne présentent pas de variation intra et inter individuelle importante ($CV < 13\%$). En revanche, la distance entre les rosettes varie amplement sur le même rameau et d'un rameau à l'autre, notamment sur les rameaux prélevés des arbres non défeuillés ($CV > 200\%$ sur le même rameau, $CV = 63\%$ entre les valeurs moyennes des rameaux). Cette très grande variation se justifie par l'existence de rares espaces entre les rosettes, d'où résulte quelques valeurs élevées (1 à 2cm) face aux nombreuses valeurs nulles.

La variation sur le feuillage des arbres défeuillés est relativement moins importante ($80 < CV > 130$ sur le même rameau, $CV = 34\%$ entre les valeurs moyennes des rameaux) en raison de la fréquence relativement élevée des espaces entre les rosettes.

En ce qui concerne la comparaison entre les deux types de feuillage, le test statistique (test de Student, $P = 0,05$) indique que ces derniers diffèrent significativement à la fois par la taille et le nombre des aiguilles (Tableau XV). Ces deux paramètres biométriques sont deux fois plus importants pour le feuillage âgé (FA). La réduction de ces deux paramètres sur le jeune feuillage, a augmenté l'espace entre les rosettes d'environ 7 fois.

Tableau XV : Résultats de comparaison (test de Student) entre les deux types de feuillage, moyenne (ecartype).

paramètre	Sur les arbres non défeuillés (FA)	Sur les arbres défeuillés (FJ)	t	ddl	P
Longueur des aiguilles (cm)	1.69 (± 0.08)	0.86 (± 0.11)	13.1	8	<0.01
Nbr. des aiguilles / rosette	46.66 ($\pm 2,00$)	26.69 ($\pm 1,85$)	20.1	8	<0.01
Distance entre les rosettes (cm)	0.26 (± 0.16)	1.69 (± 0.58)	5.3	8	<0.01

Ces résultats indiquent que le feuillage jeune qu'émettent les arbres après leur défoliation diffère de l'ancien par leurs faibles, densité et quantité en raison de la réduction du nombre et de la longueur des aiguilles.

5-2-2- Densité des pontes

Les résultats obtenus révèlent que les pontes sont rares sur le jeune feuillage dans l'ensemble des sites (Figure 30). Le test statistique (test non paramétriques de Kruskal-Wallis, $P = 0,05$) indique que la densité des pontes diffère d'une façon hautement significative entre les sites ($H_{obs} = 71.78$, $ddl = 3$, $H_{th} = 7,81$ $p < 0.01$) et selon le type de feuillage ($H_{obs} = 391.99$, $ddl = 1$, $H_{th} = 3,84$ $p < 0.01$).

En revanche, la différence entre les deux années n'est pas significative ($H_{obs} = 0.03$, $ddl=1$, $H_{th}= 3,84$, $p = 0.87$). Le nombre élevé des pontes sur les branches non défeuillées (de 1,1 à 3,7 pontes/branche) et leur rareté sur les branches défeuillées (de 0,03 à 0,43 pontes/branche), indiquent que les femelles manifestent une nette préférence pour les arbres non défeuillés précédemment.

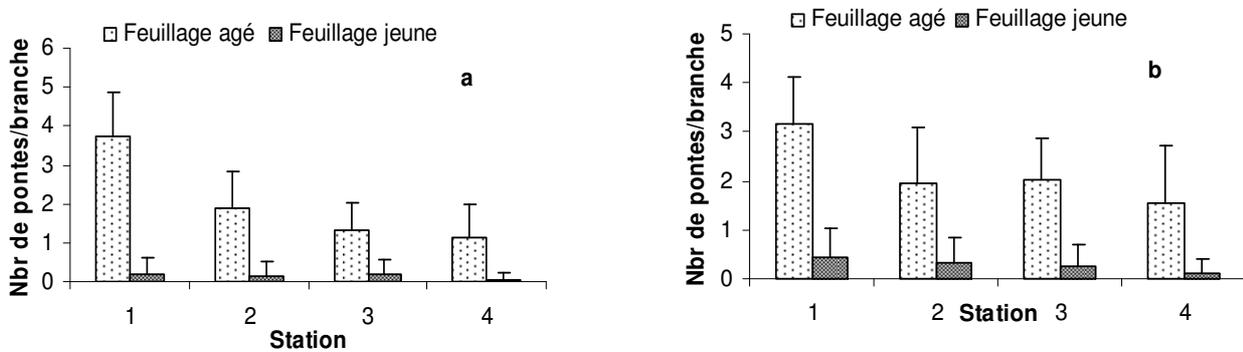


Figure 30: Abondance des pontes selon le type de feuillage dans les différentes stations en 2002 (a) 2003 (b).

Ceci explique en grande partie, le déclin accentué de population dans les sites sévèrement défeuillés. La différence de l'abondance des pontes entre les sites est en relation avec la variation spatiale de la population.

5.2.3. Incidence du feuillage sur le comportement des colonies élevées au laboratoire

5.2.3.1. Dynamique des colonies

Les résultats obtenus montrent que la dynamique des colonies sur le jeune feuillage, diffère de celles qui sont sur le feuillage âgé. En effet, le nombre de rosettes fréquentées quotidiennement par chaque colonie est significativement plus élevé (test non paramétrique, comparaison de 2 échantillons appariés, $P= 0,05$) sur le jeune feuillage ($t_{ob} = 5,34 > t_{th} = 2,03$, $ddl=36$, $p < 0.01$). Ce nombre n'atteint que rarement 2 rosettes (1,5 en moyenne) sur le feuillage âgé, alors qu'il dépasse fréquemment 3 rosettes (3,7 en moyenne) sur le jeune feuillage.

Le déclin remarquable du nombre des rosettes fréquentées, durant les 9^{ème} et le 10^{ème} jours (Figure 31) correspond à la période de la mue, pendant laquelle les chenilles cessent de s'alimenter.

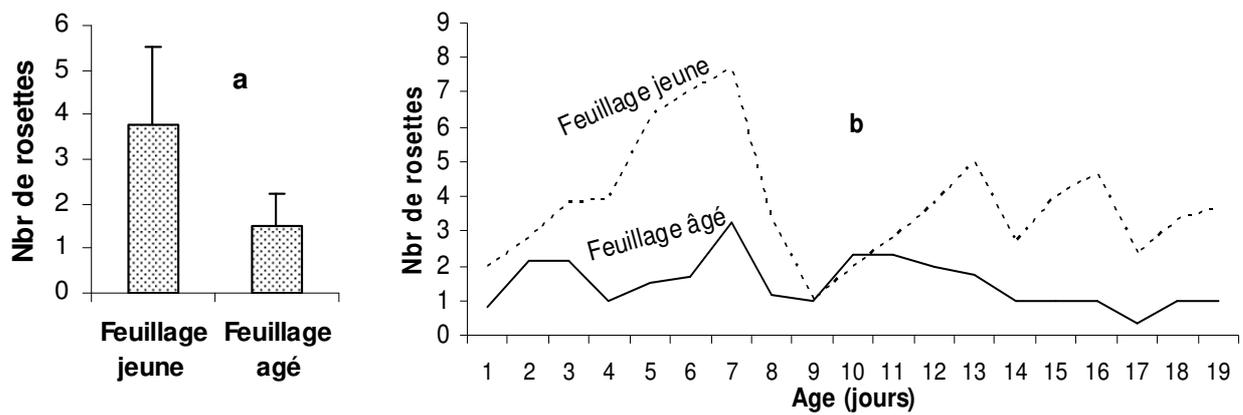


Figure 31: Nombre moyen des rosettes fréquentées quotidiennement par les colonies(a) et son évolution en fonction de l'âge des colonies (b).

5.2.3.2. Croissance des chenilles

Les résultats indiquent que les chenilles alimentées sur le feuillage âgé sont significativement plus longues par rapport à celles alimentées sur le jeune feuillage (Tableau XVI et Figure 32). Ceci montre que ces dernières accumulent un retard de croissance considérable (Figure 33).

Tableau 16: Résultat de l'analyse de la croissance des chenilles selon le type de feuillage (Test non paramétrique de Kruskal-Wallis, $P < 0.05$).

Age (jours)	Longueur moyenne sur FJ (mm)	Longueur moyenne sur FA (mm)	Hobs	Hth	P	Seuil
0	2.5	2.49	0.00	3,84	0.99	NS
10	2.79	3.87	74,64	3,84	<0.0001	***
20	3.01	4.71	74,88	3,84	<0.0001	***

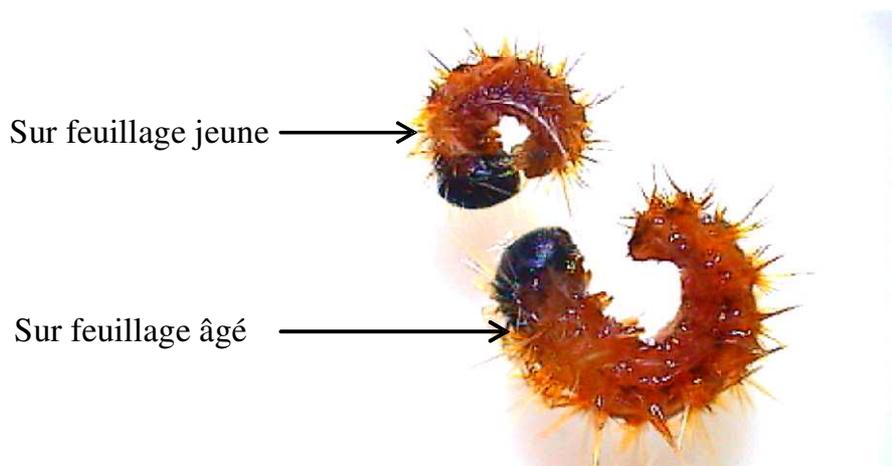


Figure 32: La différence de taille des chenilles selon le type de feuillage

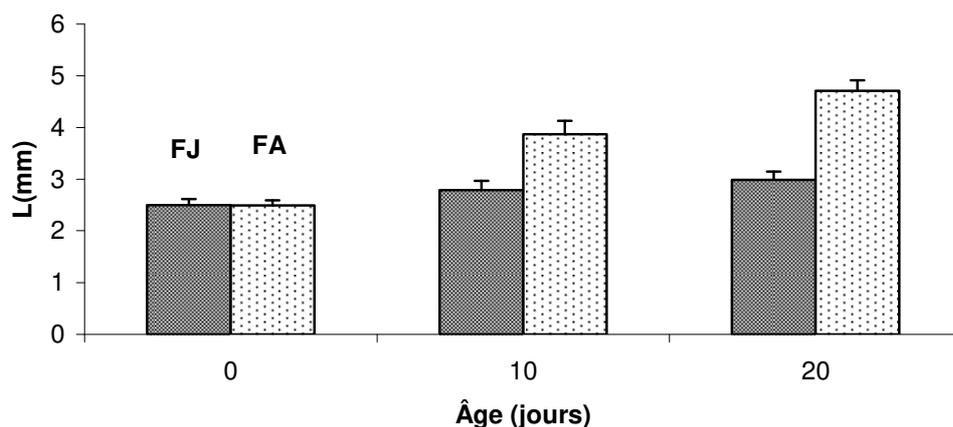


Figure 33: Evolution de la longueur des chenilles selon l'âge et le type de feuillage

Le retard de croissance le plus important (44%) est observé à l'âge de 10 jours (Fig.34). A cet âge coïncidant avec la fin du premier stade larvaire, les colonies enregistrent une forte mortalité. Pour la majorité des cas, il ne persiste de la colonie que quelques individus, mais les cas de disparition de l'effectif total de la colonie ne sont pas rares.

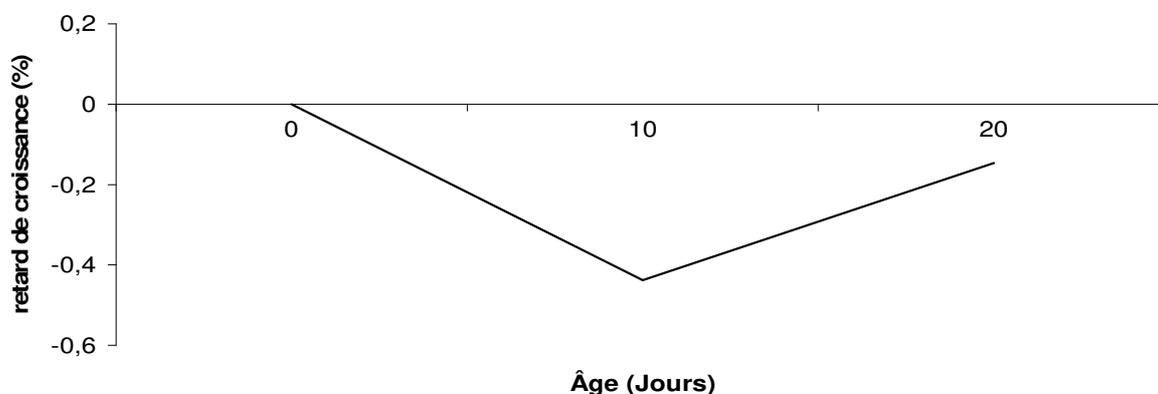


Figure 34 : Evolution de la croissance des chenilles élevées sur le feuillage jeune par rapport à celles élevées sur le feuillage âgé.

Dés leur passage au deuxième stade larvaire, les chenilles survivantes deviennent moins vulnérables. Juste après l'achèvement de la mue elles reprennent progressivement leur croissance. Ceci montre que le jeune feuillage affecte principalement les larves du premier stade.

5.2.4. Effet du feuillage sur la survie des jeunes colonies greffées

Pour l'ensemble des arbres le nombre des colonies greffées, a enregistré un déclin durant le premier stade larvaire (Tableau XVII). Néanmoins le déclin est significativement (test de Student) plus

accentué ($t_{obs} = 10,75 > t_{th} = 2,10$, $ddl = 18$ $p < 0.0001$) sur les arbres défeuillés (>80%) comparativement aux non défeuillés (< 40%).

Tableau XVII : Taux de survie des colonies greffées sur les arbres défeuillés et non défeuillés

arbre	Arbres non défeuillés (FA)			Arbres défeuillés (FJ)		
	Nbr greffé	Nbr de pré - nids (L2)	% de survie	Nbr greffé	Nbr de pré - nids (L2)	% de survie
1	8	5	62.5	10	2	20
2	11	7	63.63	10	1	10
3	10	6	60	9	0	0
4	10	6	60	10	1	10
5	8	5	62.5	11	3	27.27
6	9	6	66.66	8	2	25
7	9	5	55.55	9	2	11.11
8	10	8	80	10	1	10
9	10	7	70	11	2	18.18
10	11	6	54.54	10	3	40
Moyenne	9.6	6.1	63.53	9.8	1.7	17.15

Le suivi quotidien montre que la faiblesse des colonies greffées sur les arbres défeuillés, se manifeste dès les premiers jours, par la dispersion des chenilles sur plusieurs rosettes. Ceci affecte la vie sociale de la colonie en perturbant la cohésion entre les individus. Sous les effets des déplacements fréquents, les colonies se fragmentent en petits groupes et en individus isolés, moins résistants aux intempéries. Cette fragilisation s'accompagne par la présence des chenilles mortes sur les rosettes et le refuge des fragments de colonies vers les touffes de lichens et les restes des anciens nids, pour se protéger contre le froid. Sous l'effet de comportement agité et stressé, de nombreuses colonies disparaissent. Celles qui restent sont généralement de faibles tailles.

5.2.5. Discussion

Les résultats de cette partie du travail, indiquent que le déclin de la population, après les défoliations sévères, s'explique principalement par le comportement des femelles, qui évitent de placer leurs pontes sur le jeune feuillage qui apparaît après les défoliations.

L'expérience effectuée sur l'élevage et le greffage des colonies, montre que les colonies qui s'alimentent sur ce feuillage, sont confrontées à des difficultés de développement. Leurs déplacements fréquents et leur dispersion, affectent leur bilan énergétique et leur cohésion sociale. La faiblesse des colonies se manifeste par leur fragmentation en petits groupes et par l'apparition des chenilles mortes. La réduction des effectifs par groupe accentue davantage la mortalité et le

ralentissement de la croissance des chenilles. Dajoz (2000) ainsi que Pérez-Contreras *et al.* (2003) indiquent que la croissance et la survie des chenilles, sont nettement plus élevées dans les colonies importantes par rapport aux colonies de faibles effectifs.

Pour faire face aux conséquences engendrées par la réduction des effectifs, telle que la mauvaise résistance au froid, les fragments de colonies se réfugient dans les anciens nids et dans les touffes de lichens. Ceux qui persistent jusqu'au 3^{ème} stade, construisent des nids d'hiver de taille réduite et ils ne provoquent que des défoliations légères autour des nids. La rareté des pontes et la difficulté de développement des jeunes larves sur le jeune feuillage indiquent que les femelles en phase de ponte choisissent les supports favorables à leurs progénitures.

La connaissance du mécanisme de ce choix nécessite d'autres investigations, il est peut être visuel comme il peut être en relation avec la sensibilité des femelles aux types de terpènes émises par le feuillage. Démolin (1969) a constaté que les signaux visuels permettent aux femelles de trouver l'emplacement des arbres hôtes, car les arbres qui se découpent en silhouettes sur l'horizon sont les plus privilégiés. Selon Tiberi *et al.* (1999) les femelles adultes peuvent répondre aux monoterpènes émis par les pins hôtes. Le même constat a été fait par Zhang *et al.* (2003) et par Paiva *et al.* (2010) qui ont pu démontrer à travers des analyses chromatographiques que les antennes des insectes ont une sensibilité sélective vis-à-vis des différents types de terpènes dégagés par le feuillage des arbres.

L'effet du feuillage sur le comportement des jeunes colonies, relié dans ce travail aux caractéristiques biométriques du jeune feuillage, est vraisemblablement induit par la qualité nutritive médiocre de ce dernier. De nombreuses espèces émettent après leur défoliation un feuillage possédant une composition affectant l'installation et la performance du défoliateur. Selon Battisti (1988) les aiguilles du Pin noir (*Pinus nigra* Arnold) qui se développent après la défoliation par la processionnaire, ont une morphologie (taille et poids réduits) et une composition chimique (valeur énergétique élevée et un taux d'azote réduit) différentes et engendrent une forte mortalité parmi les jeunes larves.

Dans le même contexte, Baltensweiler et Fischlin (1988) signalent que les arbres du mélèze défeuillés par *Zeirafera diniana* Gueée, développent un nouveau feuillage avec des aiguilles plus courtes et une composition chimique (poids frais, taux d'azote, taux de protéine et l'amidon) répulsive pour les chenilles.

Un mécanisme très similaire est constaté sur les espèces de chênes défeuillés par le *Lymantria dispar* (Montgomery et Wallner (1988) et sur le Pin sylvestre défeuillé par *Bupalus piniarius* (Smits et

Larsson, 1999). D'autres travaux sont en faveur du rôle déterminant de la qualité nutritive du feuillage juvénile dans le déclin des populations des défoliateurs. En effet, Geri (1988) ainsi que Basquier-Barre *et al.* (1999) indiquent à ce propos que le feuillage juvénile du Pin sylvestre qui se développe après sa défoliation par *Diprion pini* L a un effet répulsif et toxique pour les larves.

Quoique les affinités de cette interaction, pour le cas du cèdre et la Processionnaire du pin, dépendent d'un autre travail, le constat fait indique que les arbres possèdent un mécanisme qui leur permet de se protéger contre les défoliations successives.

Sachant qu'une défoliation ne cause pas de mortalité parmi les arbres, ce résultat offre la possibilité d'éviter les opérations de lutte économiquement coûteuses et écologiquement non souhaitables, notamment, dans les espaces protégés (Parc national et réserve de la Biosphère). Ces mêmes résultats constituent, un élément descriptif du mode de fluctuation cyclique et régulier de la population du défoliateur. En effet, cette interaction explique en partie la disparition mystérieuse de la population de l'insecte après chaque culmination.

La rareté de l'ancien feuillage, durant l'année qui suit le pic, oblige les larves à se nourrir sur le jeune feuillage pour accomplir leur cycle. Cependant, une partie de la population disparaît, l'autre subit des difficultés et des retards de croissance (Kaitaniemi *et al.*, 1999). A ce niveau, la qualité nutritive du jeune feuillage peut avoir d'autres influences sur la partie restante de la population à savoir l'accroissement du taux de diapause prolongée (Dajoz, 1980 ; Geri, 1988 ; Geri *et al.*, 1988 ; Hunter et McNeil, 1997). Autrement, la fraction qui persistera à l'effet du feuillage et les ennemis naturels, rentre en diapause prolongée, ce qui accorde au cèdre une période de reconstitution du feuillage.

5.3. Relation phénologique entre le cèdre et la proceSSIONNAIRE

5.3. Relation phénologique entre le cèdre et la processionnaire

5.3.1. Evolution du nombre de processions en fonction des températures

Pour les trois années, les processions se sont déroulées aux mois de mars et avril (Figure 35 a, b, et c). Néanmoins, leur début varie d'une année à l'autre, il était plus précoce en 2002. Ce décalage est dû en particulier aux variations des conditions climatiques de la saison hivernale. En effet, l'hiver de 2002 était nettement plus ensoleillé et plus doux par rapport aux deux autres années, notamment par rapport à 2003 qui a connu une période d'enneigement étalée sur deux mois consécutifs (Janvier et février). Demolin (1969) ainsi que Huchon et Demolin (1970) indiquent dans ce sens, que le froid hivernal induit le ralentissement du développement larvaire, ce qui se répercute par le retardement des processions. Cependant, le retard accentué de 2004, peut être lié également à la détection tardive des premières processions. En effet, en cas de faible niveau de population, les premières processions peuvent passer inaperçu.

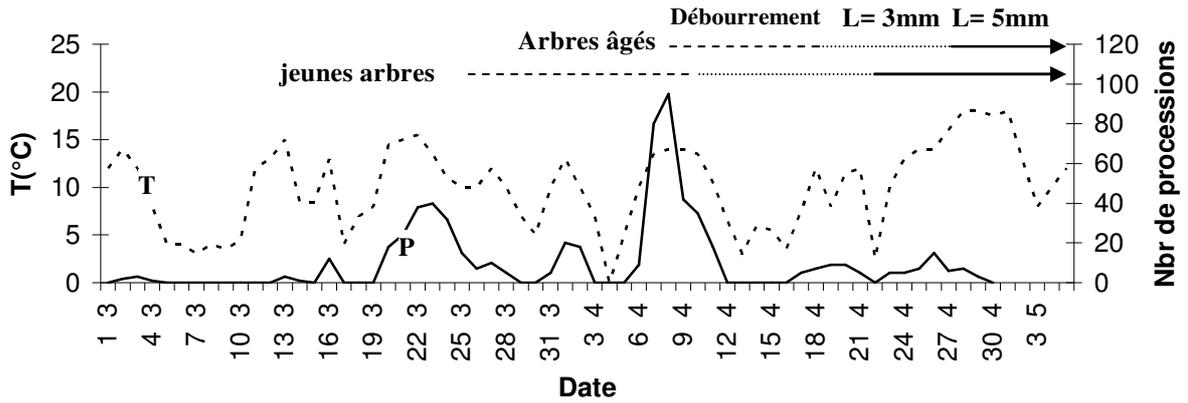
L'examen plus attentif des courbes des températures et des processions révèle une relation étroite entre ces deux paramètres. A chaque pic de température atteignant ou dépassant les 15°C, on assiste à une vague de processions. Plusieurs auteurs indiquent que les processions de nymphe ne s'effectuent que lorsque la température est comprise entre 10 et 22°C (Huchon et Demolin 1970, Dajoz, 1980).

La réponse des processions aux augmentations des températures, a enregistré une nette progression au début d'avril. En effet, le maximum des processions a été enregistré durant la première moitié de ce mois (durant la première semaine en 2004 et la deuxième semaine en 2002 et 2003) en coïncidence avec des pics de température semblables à d'autres pics enregistrés précédemment (en mars) sans qu'ils induisent autant de processions. Ceci est, vraisemblablement, lié à la maturité physiologique des chenilles. Cette même période a été signalée par Sbabdji (1997) au niveau de la même zone et par Questienne et Miermont (1979) au niveau des cédraies Marocaines (rif et moyen Atlas) à 1500m d'altitude.

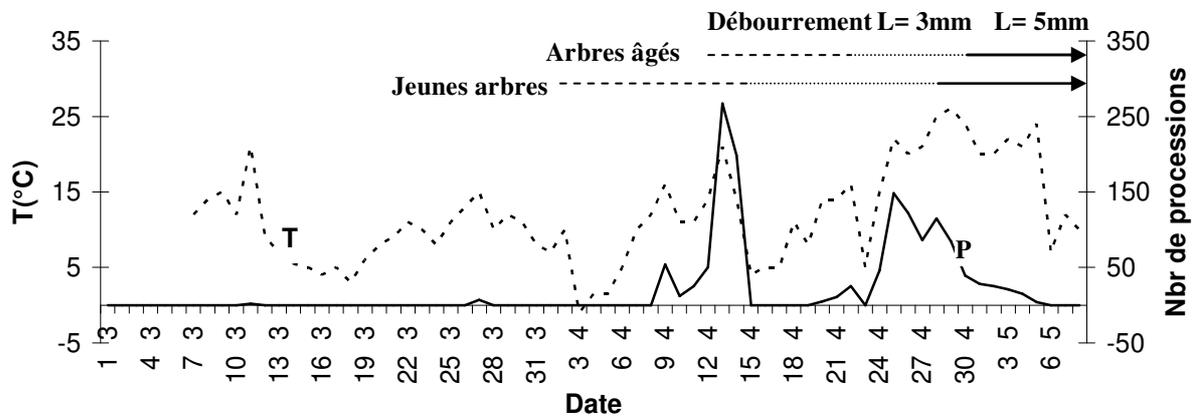
Pour les trois années, les pics de processions sont suivis par une période de chute brutale, voire un arrêt total, des processions. Ce phénomène, se justifie évidemment par la baisse accentuée des températures. En 2003 cette période a été marquée par un enneigement important, la couche de neige a atteint 30 cm (observation personnelle).

Les interruptions momentanées des processions, causées par la chute des températures, se répercutent par le prolongement de la période des processions. En 2004, cette période s'est étalée jusqu'aux premiers jours du mois de mai.

a : en 2002



b : en 2003



c : en 2004

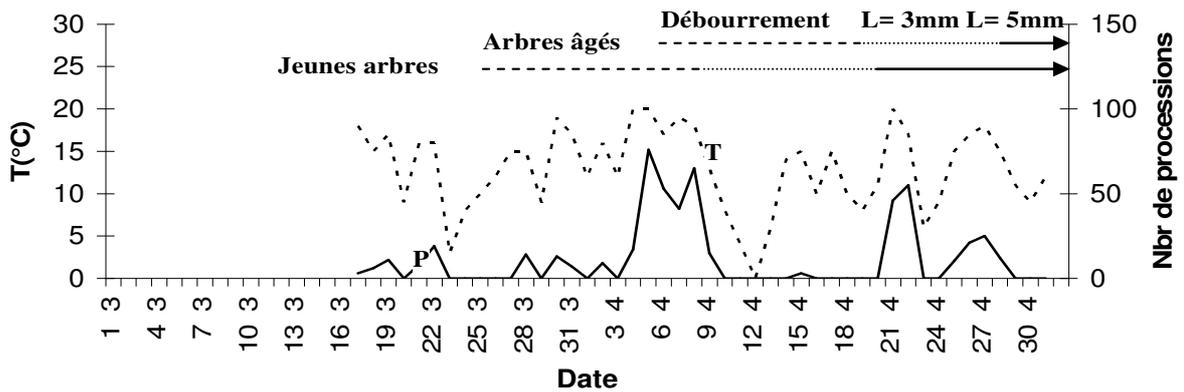


Figure 35: Evolution du nombre de processions et de l'activité végétative du cèdre en fonction des températures durant les trois années (2002, 2003, et 2004)

Malgré la variation interannuelle du début et de la durée de la période des processions, le mode de fluctuation de ces dernières, demeure relativement synchronisé entre les trois années. Il se caractérise par deux pics qui apparaissent durant les mêmes périodes pour les trois années (Figure 36). Le pic le plus important est noté durant la première moitié d'avril, l'autre est secondaire durant la dernière semaine.

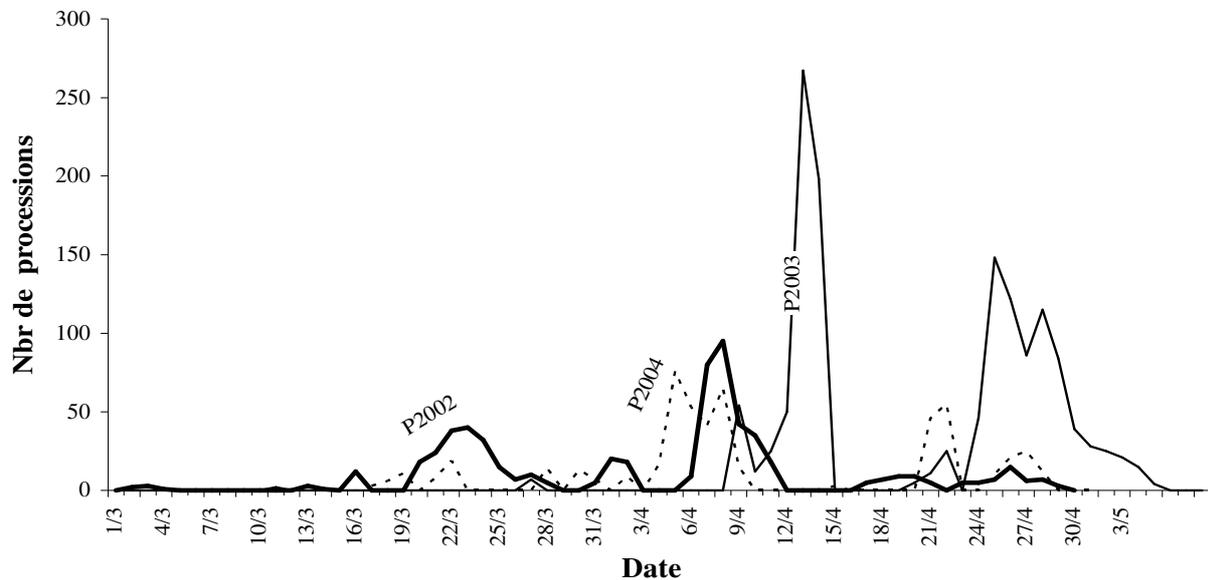


Figure 36: Comparaison de la fluctuation des processions entre les trois années 2002, 2003 et 2004.

5.3.2. Le début de l'activité végétative du cèdre en fonction du flux des processions

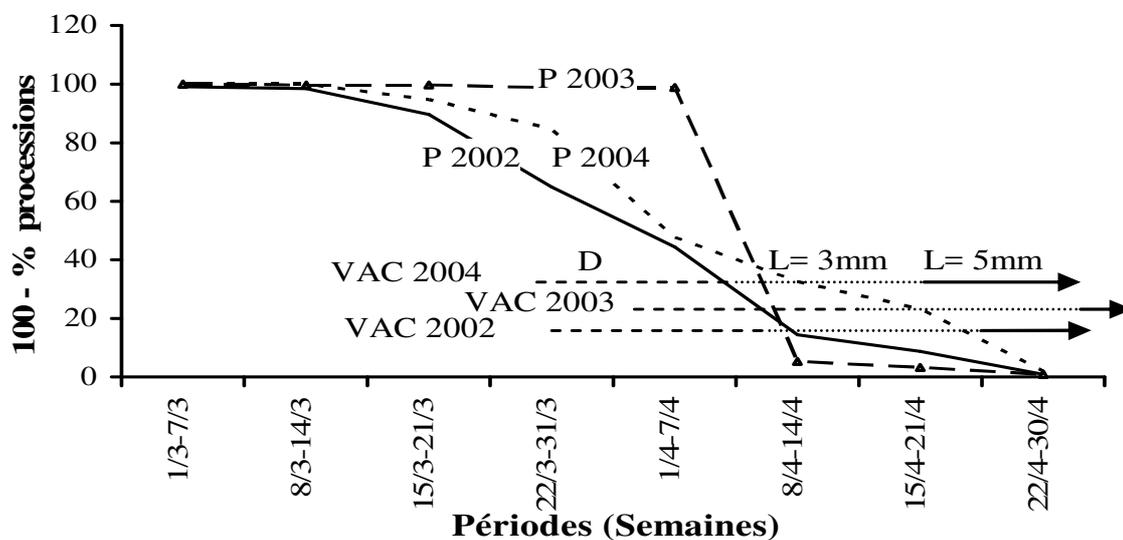
Pour les trois années le début de la période des processions précède la reprise de l'activité végétative des arbres. Les deux phases sont séparées de 24 jours en 2002, 22 en 2003 mais uniquement de 8 jours en 2004. Il est fort probable qu'en 2004 la période qui sépare les deux phases est sous estimée, en raison de la détection tardive des processions. Les jeunes cèdres les plus précoces ont débouillé avant que la majorité des colonies (68.18% en 2002, 93.52 en 2003 et 91.11% en 2004) quittent les arbres.

Le début de débouillage des grands arbres coïncide avec le pic le plus important des processions. Ceci laisse supposer que les deux phases (procession et débouillage) sont déterminées par les mêmes températures. Les périodes d'élongation des bourgeons parviennent par contre après les pics des processions. La longueur des bourgeons chez les jeunes sujets les plus précoces n'excède pas 5mm au moment du deuxième pic des processions. Chez les vieux arbres cette longueur n'est atteinte qu'après la fin des processions.

La comparaison entre le développement des bourgeons et le flux hebdomadaire des processions (Tableau XVII et Figure 37) montre que la majorité dominante des processions (85,58% en 2002, 94,65 en 2003 et 67,47 en 2004) s'effectue avant que les bourgeons des arbres précoces, dépasse 3 mm. Cette comparaison montre également que durant les trois années la période des processions s'achève avant que les aiguilles n'atteignent la longueur de l'ouverture des rosettes (5 à 6 mm).

Tableau XVIII : Fréquence hebdomadaire des processions durant les trois années 2002, 2003 et 2004.

Année	2002		2003		2004	
	N _{br} de processions	%	N _{br} de processions	%	N _{br} de processions	%
1/3 au 7/3	6	0.97	0	0	0	0
8/3 au 14/3	4	0.64	2	0.25	0	0
15/3 au 21/3	54	8.76	0	0	28	5.29
22/3 au 31/3	152	24.67	7	0.9	53	10.01
1/4 au 7/4	127	20.6	0	0	196	37.05
8/4 au 14/4	190	30.84	721	93.5	80	15.12
15/4 au 21/4	35	5.68	16	2.07	49	9.26
22/4 au 30/4	48	7.79	25	3.24	113	21.36



P= processions, D= débourrement, L= longueur des aiguilles, AVC= activité végétative du cèdre

Figure 37: Relation entre le flux hebdomadaire des processions (%) et la phénologie du cèdre

La stabilité de cette relation décrite par la forte corrélation inter-annuelle du flux des processions ($R=0.89$ entre 2002 et 2003, $R=0.98$ entre 2002 et 2004 et $R=0.88$ entre 2003 et 2004), appuie davantage l'hypothèse indiquant que la période de processions précède celle de l'activité végétative du cèdre.

5.3.3. Discussion

La majorité des investigations portant sur les interactions phénologiques entre les végétaux et leurs insectes herbivores se focalise principalement sur la synchronisation entre l'éclatement des bourgeons et l'éclosion des œufs (Tikkanen *et al.*, 2006 ; Hunter et Lechowicz, 1992). Cette synchronisation constitue un indice pour l'évaluation de la capacité gradologique des herbivores (Hunter, 1993; Chen *et al.*, 2001 ; van Asch et Visser 2006 ; Hunter et Elkinton, 2000).

Cette interaction a fait l'objet de nombreux travaux sur des différents couples d'espèces « arbre-insecte déprédateur ». Parmi ceux-ci nous citons : Chen *et al.* (2001 et 2003) pour *Pseudotsuga menziensis* var *Glauca* 'Beissn' (Franco) attaqué par *Christoneura occidentalis* Freeman, Hunter-Mark (1992), Tikkanen et Julkunen-tiitto (2003) pour *Quercus robur* attaqué par *Operophtera brumata* (Lepidoptera : Geometridae), Dewar et Watt (1992) ; Ostaff et Quiring (2000) pour *Picea glauca* (Moech et Voss) attaqué par *Zeiraphera canadensis* (Mut et Free) et Crawley et Akhteruzzaman (1988) pour *Quercus robur* attaqué par plusieurs espèces d'insectes. Tous les résultats de ces auteurs démontrent que la synchronisation phénologique entre l'arbre et son phytophage favorise le potentiel gradologique de ce dernier.

Pour le cas du Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*, Manneti), malgré les attaques répétées de la processionnaire du pin (Questionne et Miermont, 1979 ; Graf et Mzibri, 1994 ; Ulreich, 1988 ; Schmidt *et al.* 1997 ; Sbabdji, 1997 ; Demolin *et al.*, 1994), aucun travail n'a été retrouvé sur cet aspect.

Ces résultats indiquent que le début de l'activité végétative du cèdre coïncide avec la rentrée du défoliateur en période de diapause. La répétition de ce constat durant trois années consécutives indique la stabilité interannuelle de cette relation. Il est vraisemblable, qu'elle est conditionnée par les facteurs climatiques notamment les températures. Autrement dit, le déclenchement végétatif des arbres et la maturité des chenilles, sont déterminés par la même somme de températures. De ce fait, les variations interannuelles du climat se ressentent de la même façon par chacune des deux espèces (précocité ou tardivité) mais elles n'affectent pas la synchronisation phénologique observée.

Ceci reflète l'alternance qui existe entre les périodes d'activité des deux espèces. La période du grand besoin alimentaire du défoliateur s'observe à la fin de l'automne et en hiver en coïncidence avec le repos végétatif des arbres. En revanche, l'activité intense des arbres au printemps et au début de l'été coïncide avec la phase de la diapause du défoliateur.

Cette relation constitue l'un des indices de la persistance des arbres aux défoliations. Les arbres épuisés par les défoliations en hiver, reprennent leurs activités au printemps et émettent un nouveau feuillage, sans qu'ils subissent de dommages supplémentaires.

5.4. Effet des défoliations sur l'accroissement radial des arbres

5.4. Effet des défoliations sur l'accroissement radial des arbres

5.4.1. Au niveau des peuplements naturels

5.4.1.1. Accroissements annuels moyens des stations

Les valeurs du coefficient d'interdatation calculées sur les données brutes (Tableau XIX) sont relativement faibles, notamment dans le cas de la deuxième et la troisième station attaquées (A2 et A3). Les corrections apportées après l'identification des années caractéristiques (Tableau XX), ont permis d'obtenir des valeurs d'interdatation nettement plus élevées.

Tableau XIX : les valeurs du coefficient d'interdatation des quatre stations

Station	Coefficient d'interdatation (données brutes)	Coefficient d'interdatation (données corrigées)
T	0,73	0,85
A1	0,75	0,80
A2	0,41	0,61
A3	0,56	0,65

Tableau XX : les années caractéristiques des stations

	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
T				-	+				+	-		-	+	-						-	+		-	+					+	-
A1			+		+				+	-		-	-	+		+	+			-		+	-	+		-	+		+	-
A2									+				-			+				-			-			+		+		-
A3												-	+			+				-			+							-

Les valeurs des accroissements annuels moyens montrent que la station témoin présente l'accroissement le plus élevé (1,69 mm) alors que l'accroissement le plus faible (0,73) est enregistré au niveau de la deuxième station attaquée (A2) (Tableau XXI).

Tableau XXI : Les accroissements annuels maxima, minima et moyens des stations (témoin et attaquées).

station	CM	Cm	Cmoy	E-type	CV (%)
T	2,38(1988)	1,05 (1999)	1,69	0,34	20,17
A1	1,81 (1988)	0,64 (1999)	1,19	0,29	25,08
A2	1,11 (1989)	0,35 (2003)	0,73	0,21	28,89
A3	1,7 (1984)	0,58 (2002)	1,23	0,29	23,48

Il est vraisemblable que cette différence soit liée en premier lieu à l'âge des arbres, quoique les 4 stations fassent partie du même peuplement. L'examen attentif des arbres échantillons indique que leurs âges moyens se différencient sensiblement. Il fluctue entre 70 et 80 pour la station témoin et il est d'environ 100 ans pour la première et la troisième station attaquées. Les arbres de la deuxième station sont plus âgés, leur âge moyen avoisine les 120 ans. Il est à préciser que la différence

d'accroissement entre le témoin et les stations attaquées, est accentuée par l'effet de l'exposition. Par ailleurs, les variations annuelles des accroissements ne sont pas trop élevées (le coefficient de variation est de 20,17%, 25,08%, 28,89%, et 23,48% pour T, A1, A2 et A3).

En ce qui concerne la variation interindividuelle, les valeurs du coefficient de variation marquent de fortes fluctuations quand l'effectif d'arbres échantillons est réduit (<12). Au-delà de 12 arbres par station, la variation interindividuelle rentre en déclin pour la majorité des années de croissance et elle tend vers la stabilité quand l'effectif atteint la vingtaine (Figure 38).

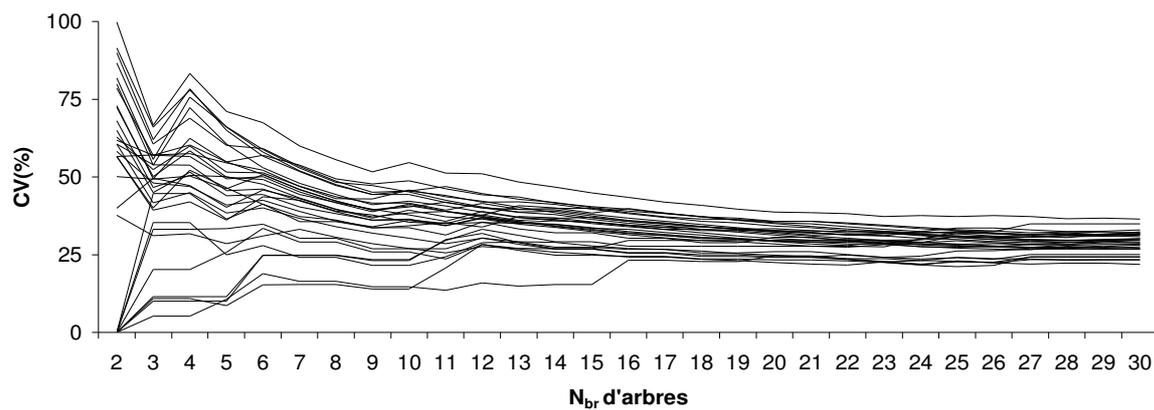


Figure 38 : Evolution de la variation interindividuelle des accroissements annuels moyens en fonction de la taille de l'échantillon (station témoin)

En effet, entre le 20^{ème} et 30^{ème} arbre, la fluctuation de la variation des accroissements en fonction de la taille de l'échantillon, devient très réduite. Avec cette taille de l'échantillon, les valeurs du coefficient de variation se situent entre 20 et 30% pour la majorité des années mais son évolution (augmentation ou déclin) en fonction de l'effectif ne dépasse guère 1% pour chaque arbre ajouté.

Cette analyse faite sur la station témoin à titre d'exemple, indique qu'un échantillon de 25 à 30 arbres par station s'avère suffisant pour chiffrer l'accroissement annuel moyen de la station. En effet, pour la totalité des années prises en considération la valeur de l'accroissement annuel moyen se stabilise pour un effectif de 20 à 30 arbres (Figure 39).

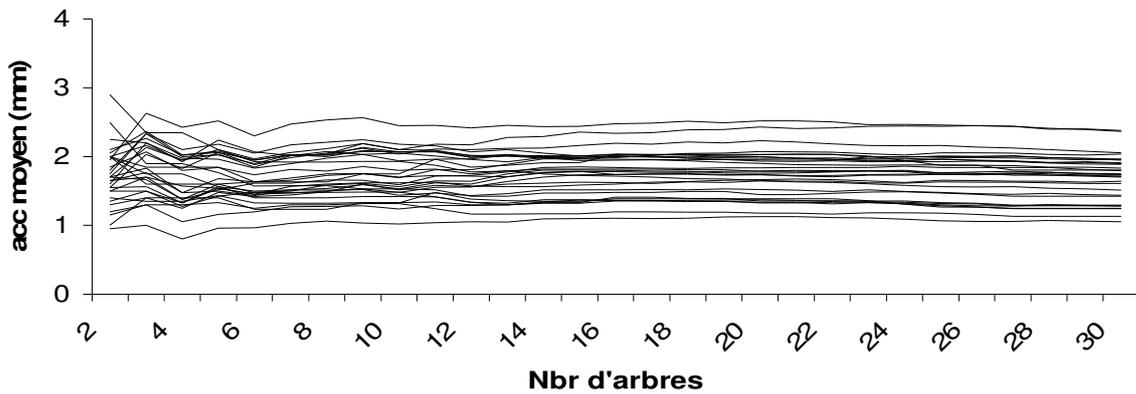


Figure 39 : Evolution des accroissements annuels moyens en fonction du nombre d'arbres échantillons (station témoin)

Le profil de l'accroissement moyen de la station, ne présente aucune divergence perceptible en fonction de l'évolution de la taille de l'échantillon entre 20 et 30 arbres (Figure 40).

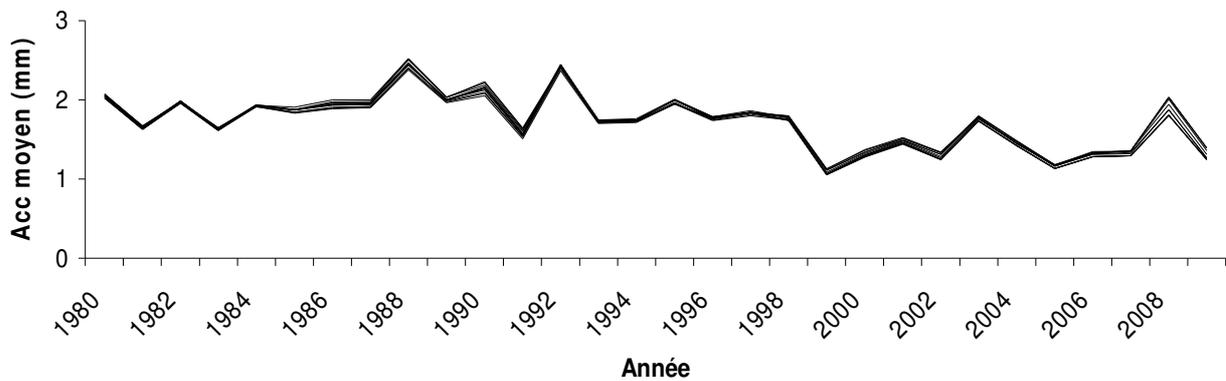


Figure 40 : Profil de l'accroissement moyen de la station témoin selon la taille de l'échantillon (de 20 à 30 arbres)

F

5.4.1.2. Fluctuation des accroissements annuels moyens et synchronisation entre les stations

L'examen des courbes des accroissements annuels moyens des stations attaquées montre que les profils d'accroissements annuels de ces dernières sont assez semblables (Figure 41). Ce même ordre de ressemblance est apparent entre ces stations et le témoin.

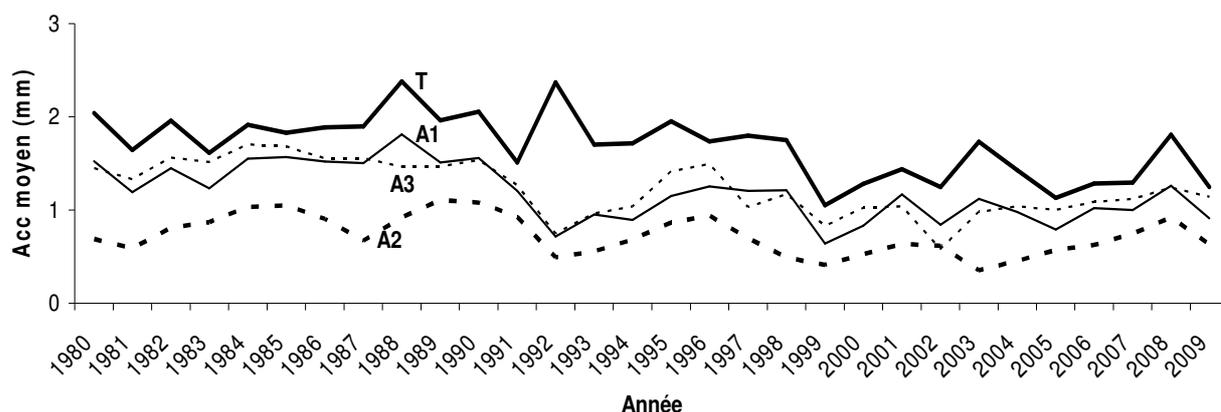


Figure 41 : Les accroissements annuels moyens des stations (témoin et attaquées) durant les trente dernières années.

Cette ressemblance est également décelable à travers les valeurs du coefficient de corrélation (Tableau XXII) et la valeur du coefficient d'interdatation (0,74).

Tableau XXII : Matrice des corrélations entre les accroissements annuels moyens des stations (témoin et attaquées)

Station	T	A1	A2	A3
T	1,00			
A1	0,67	1,00		
A2	0,45	0,72	1,00	
A3	0,51	0,86	0,77	1,00

Il ressort que, les quatre stations présentent des rythmes de croissance identiques et que les arbres de ces stations partagent le même milieu. Cette ressemblance, se justifie évidemment par l'appartenance des différentes stations à la même zone. Selon Bouchon et Toth (1971) la ressemblance entre le témoin et les stations attaquées, permet de déceler les effets des défoliations à travers la comparaison entre les accroissements annuels du témoin et de chacune des stations attaquées durant les périodes hors attaque.

5.4.1.3. Les périodes hors dégâts et cernes de référence

- cas de la première station attaquée

Les courbes du rapport cerne annuel moyen/ cerne moyen de station (C_{am}/C_m) des deux stations (T et A1), sont nettement synchronisées durant les périodes 1980-1991 et 1996- 2009 (Figure 42). En revanche elles se divergent fortement entre 1992 et 1995 en coïncidence avec la forte gradation de 1991-1992. Ceci laisse supposer que cette station n'a pas subi de fortes attaques durant les années 80. Toutefois, le suivi du niveau de population, effectué depuis 1991, montre que cette station n'a été fortement défeuillée qu'en 1991-92.

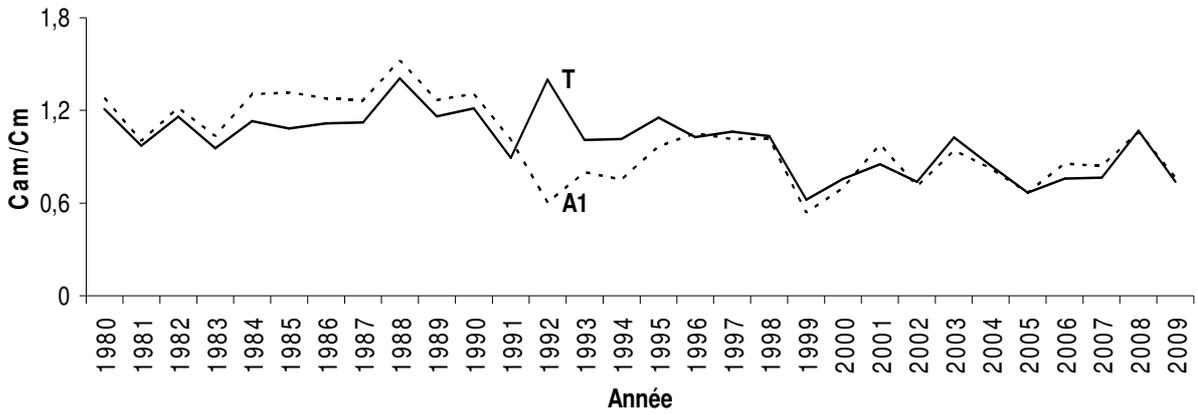


Figure 42 : Fluctuation annuelle du rapport « cerne annuel moyen / le cerne moyen » des stations T et A1.

La synchronisation entre les accroissements des deux stations durant les périodes citées, est indiquée par la stabilité des valeurs du rapport cerne de la station attaquée sur le cerne du témoin (C_{A1}/C_T) autour de 0,7 ($0,77 \pm 0,03$ durant la première période et de $0,70 \pm 0,05$ durant la deuxième période) (Tableau XXIII).

Tableau XXIII : Evolution du rapport, l'accroissement annuel de A1/ l'accroissement annuel de T.

A1/T	A1	T	Année
0,75	1,53	2,04	1980
0,73	1,19	1,64	1981
0,74	1,45	1,96	1982
0,76	1,23	1,61	1983
0,81	1,55	1,91	1984
0,86	1,57	1,83	1985
0,81	1,52	1,89	1986
0,79	1,50	1,90	1987
0,76	1,81	2,38	1988
0,77	1,51	1,96	1989
0,76	1,56	2,05	1990
0,80	1,20	1,51	1991
0,30	0,72	2,37	1992
0,56	0,95	1,70	1993
0,52	0,90	1,71	1994
0,59	1,15	1,95	1995
0,72	1,25	1,74	1996
0,67	1,21	1,80	1997
0,69	1,21	1,75	1998
0,61	0,64	1,05	1999
0,65	0,83	1,28	2000
0,81	1,17	1,44	2001
0,68	0,84	1,25	2002
0,65	1,12	1,73	2003
0,69	0,98	1,43	2004
0,70	0,79	1,13	2005
0,79	1,02	1,28	2006
0,77	1,00	1,29	2007
0,70	1,26	1,81	2008
0,73	0,91	1,25	2009
0,71	1,19	1,69	M
15,58	25,08	20,77	CV(%)

La synchronisation entre les accroissements des deux stations, durant les périodes hors attaque, est également indiquée par la forte corrélation ($R=0,95$) et par l'évolution du rapport C_{am}/C_m (Figure 43). Les cernes de référence, correspondent aux valeurs moyennes des accroissements moyens durant les années hors dégâts: $1,65 \pm 0,33$ pour T et $1,23 \pm 0,29$ pour A1.



Figure 43 : Evolution du rapport « cerne annuel moyen / le cerne moyen » des stations T et A1 durant les périodes de référence.

-Cas de la deuxième station A2

Quoique les fluctuations annuelles des accroissements moyens des deux stations prennent des tendances similaires, le rapport Cam/Cm indique que la synchronisation de ces derniers n'est apparente que durant les cinq dernières années (2005 à 2009) (Figure 44). En revanche les accroissements des deux stations présentent de multiples divergences durant les autres années. Ces divergences sont liées à des réductions de C_{A2} enregistrées durant les périodes d'attaques. En effet, la réduction du rapport C_{A2}/C_T en 1992, 1998 et 2003, correspond aux gradations de 1991-1992, 1997-1999 et 2002-2003 (Tableau XXIV).



Figure 44 : Fluctuation annuelle du rapport « cerne annuel moyen / le cerne moyen » des stations T et A2.

F

Par ailleurs, les réductions observées en 1980 et 1981 ainsi qu'en 1987 et 1988 correspondent vraisemblablement aux deux gradations signalées par l'administration locale. Ces informations sont en adéquation avec les fortes susceptibilités de cette station aux attaques, en raison de sa situation très proche, voir, à l'intérieur de la zone urbaine. Elle subissait d'une façon systématique des attaques sévères durant toutes les gradations enregistrées depuis 1991.

**Tableau XXIV : Evolution du rapport, accroissement annuel de A2/
accroissement annuel de T.**

A2/T	A2	T	Année
0,338	0,69	2,04	1980
0,358	0,59	1,64	1981
0,414	0,81	1,96	1982
0,538	0,87	1,61	1983
0,541	1,03	1,91	1984
0,573	1,05	1,83	1985
0,479	0,90	1,89	1986
0,355	0,67	1,90	1987
0,387	0,92	2,38	1988
0,564	1,11	1,96	1989
0,526	1,08	2,05	1990
0,612	0,92	1,51	1991
0,208	0,49	2,37	1992
0,326	0,56	1,70	1993
0,398	0,68	1,71	1994
0,444	0,87	1,95	1995
0,542	0,94	1,74	1996
0,388	0,70	1,80	1997
0,28	0,49	1,75	1998
0,392	0,41	1,05	1999
0,412	0,53	1,28	2000
0,442	0,64	1,44	2001
0,496	0,62	1,25	2002
0,225	0,39	1,73	2003
0,319	0,45	1,43	2004
0,506	0,57	1,13	2005
0,488	0,63	1,28	2006
0,576	0,75	1,29	2007
0,508	0,92	1,81	2008
0,506	0,63	1,25	2009
0,44	0,73	1,69	M
24,63	28,89	20,17	CV(%)

La stabilité du rapport C_{A2}/C_T autour de 0,5 (la valeur moyenne est $0,52 \pm 0,03$) durant la période 2005-2009 s'explique évidemment par l'absence d'attaques sévères. La gradation de 2008 et 2009 qui est apparue après trois années de calme (2005, 2006 et 2007) n'a pas engendré des défoliations sévères. Ces données ont permis d'identifier les années hors dégât qui ont servi pour le calcul des cerne de référence, il s'agit des années 2005 à 2009. La forte corrélation positive ($R= 0,95$), et l'évolution des rapports C_{am}/C_m (Figure 45) indiquent que les rythmes de croissance des deux stations sont fortement synchronisés durant cette période. De ce fait les valeurs du cerne de référence calculées à partir des accroissements moyens des deux stations durant la période 2005-2009 sont de $1,35 \pm 0,26$ pour T et $0,70 \pm 0,13$ pour A2.

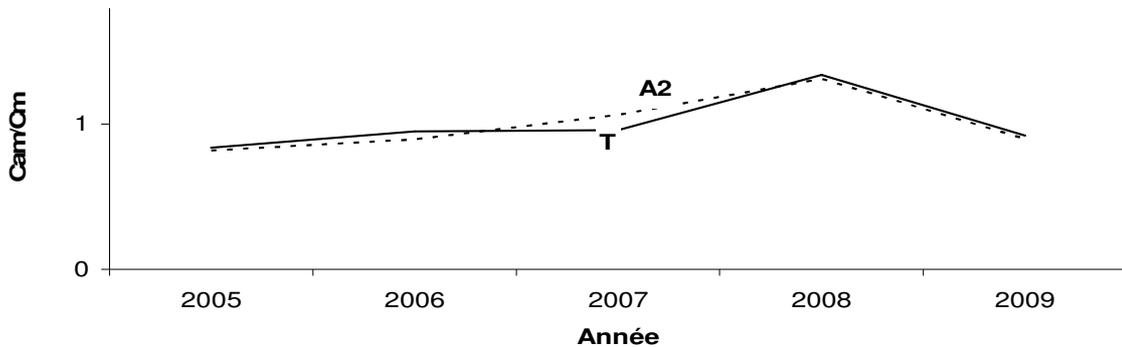


Figure 45 : Evolution du rapport « cerne annuel moyen/ le cerne moyen » des stations T et A2 durant les périodes de référence.

-Cas de la troisième station

Malgré l'évolution comparable des rapports (C_{am}/C_m) des deux stations (Figure 46), les fluctuations interannuelles des accroissements moyens divergent fréquemment ($R=0,51$). En effet, la continuité de la synchronisation graphique n'est remarquable que durant les années 1981 à 1987. Au-delà de 1987, les valeurs des deux rapports divergent fréquemment indiquant des différences entre les rythmes de croissances des deux stations. Les périodes de divergences correspondent à des réductions remarquables du rapport C_{A3}/C_T (Tableau XXV) durant la période de 1992-95, et les années 1997, 1998, 2002,2003 et 2008 et coïncident parfaitement avec les gradations enregistrées.

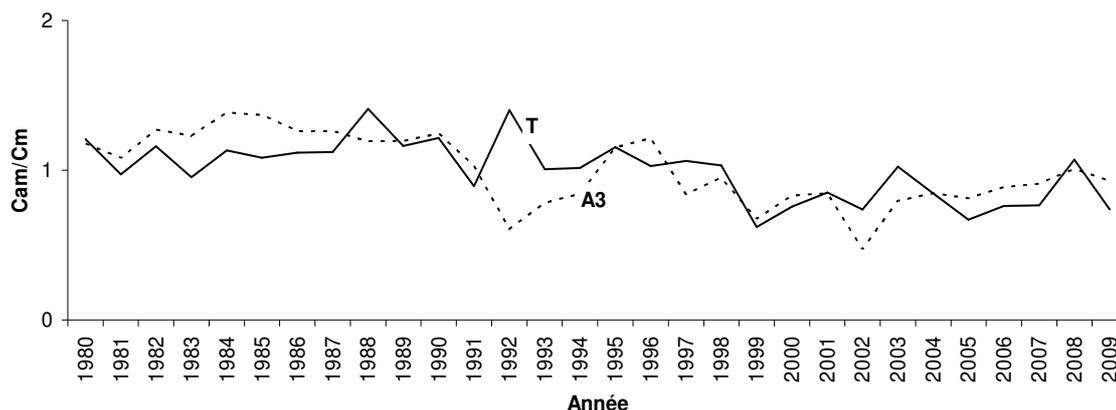


Figure 46 : Fluctuation annuelle du rapport « cerne annuel moyen/ le cerne moyen » des stations T et A3.

La synchronisation entre les accroissements des deux stations durant la période 1981-1987 est démontrée par la forte corrélation ($R=0,63$) et par la stabilité du rapport « *cerne de la station attaquée/ Cerne de la station témoin* » entre de 0,8 et 0,9 ($0,85 \pm 0,05$).

Tableau XXV : Evolution du rapport, accroissement annuel de A3/ accroissement annuel du T.

Année	T	A3	A3/T
1980	2,04	1,45	0,71
1981	1,64	1,33	0,81
1982	1,96	1,56	0,797
1983	1,61	1,51	0,939
1984	1,91	1,70	0,89
1985	1,83	1,68	0,92
1986	1,89	1,55	0,823
1987	1,90	1,55	0,819
1988	2,38	1,47	0,616
1989	1,96	1,47	0,749
1990	2,05	1,53	0,747
1991	1,51	1,26	0,837
1992	2,37	0,75	0,315
1993	1,70	0,96	0,566
1994	1,71	1,04	0,605
1995	1,95	1,42	0,726
1996	1,74	1,49	0,86
1997	1,80	1,03	0,573
1998	1,75	1,17	0,67
1999	1,05	0,83	0,79
2000	1,28	1,02	0,799
2001	1,44	1,04	0,722
2002	1,25	0,58	0,465
2003	1,73	0,98	0,566
2004	1,43	1,04	0,729
2005	1,13	1,00	0,884
2006	1,28	1,09	0,849
2007	1,29	1,12	0,865
2008	1,81	1,24	0,686
2009	1,25	1,14	0,918
M	1,69	1,23	0,74
CV(%)	20,17	23,48	19,6

Cette synchronisation est également apparente à travers l'évolution annuelle du rapport Cam/Cm (Figure 47).

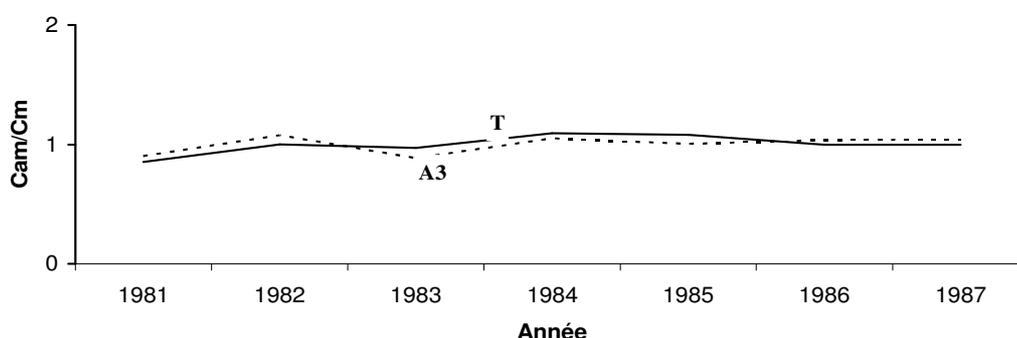


Figure 47 : Evolution du rapport « cerne annuel moyen/ le cerne moyen » des stations T et A3 durant les périodes de référence.

De ce fait, les valeurs du cerne de référence correspondent aux cernes moyens de la période 1981-1987, elles sont de $1,82 \pm 0,14$ pour T et $1,56 \pm 0,12$ pour A3.

5.4.1.5. Evolution des pertes d'accroissement en fonction du niveau de population

Au niveau des trois stations, le pic de population de 1991-92 (15, 18 et 16 nids/arbre pour A₁, A₂ et A₃ respectivement) a engendré des défoliations totales sur l'ensemble des arbres. Ces défoliations spectaculaires sont traduites par les pertes d'accroissement les plus importantes (Figures 48, 49 et 50). Les valeurs maximales des pertes (59,42%, 59,82% et 63,19) sont enregistrées durant l'année du pic de gradation (1991-92). Les pertes ont persisté durant trois autres années, avec des valeurs de moins en moins importantes. Les valeurs minimales des pertes (24,3%, 14,4 et 15,2) sont enregistrées durant la quatrième année (1995). La reprise totale des accroissements est observée en 1996, soit une année avant le début de la nouvelle gradation ou en coïncidence avec leurs premiers signes.

En ce qui concerne les autres gradations, les niveaux de population enregistrés sont moins importants. Ils étaient de l'ordre de 5 nids/arbre pour la première station, de 10 à 14 nids/arbre pour la deuxième et de 7 à 10 pour la troisième station.

De ce fait, les pertes enregistrées sont relativement moins importantes, notamment au niveau de la première station où ils sont inférieurs à 30%. Pour la deuxième station, les pertes sont relativement élevées et ne concordent pas parfaitement avec les valeurs du niveau de population. Les pertes enregistrées en 1998 (45,9%) en coïncidence avec le niveau de population de 14 nids/arbre sont inférieures à celles enregistrées en 2003 (56,5%) coïncidant avec un niveau de population très proche.

Le manque de proportionnalité entre les pertes d'accroissement et le niveau de population est probablement en relation avec les difficultés de mesures de certains paramètres tels que la taille des colonies. Dans certains cas, ce paramètre influence considérablement le rapport « nombre de chenilles/volume du houppier ». Pour le même nombre de nids, le degré de défoliation peut varier radicalement selon la taille des colonies et des houppiers. Autrement dit, le même nombre de nids peut provoquer des degrés de défoliation différents sur des arbres de volumes égaux.

En se référant aux effets des défoliations totales observées en 1991-92, les résultats indiquent que les arbres ont la possibilité de récupérer les pertes de croissance engendrées par la gradation N avant qu'ils ne subissent les effets de la gradation N+1. Cette possibilité leur accorde une protection contre les menaces qui peuvent résulter de l'effet cumulé des défoliations successives.

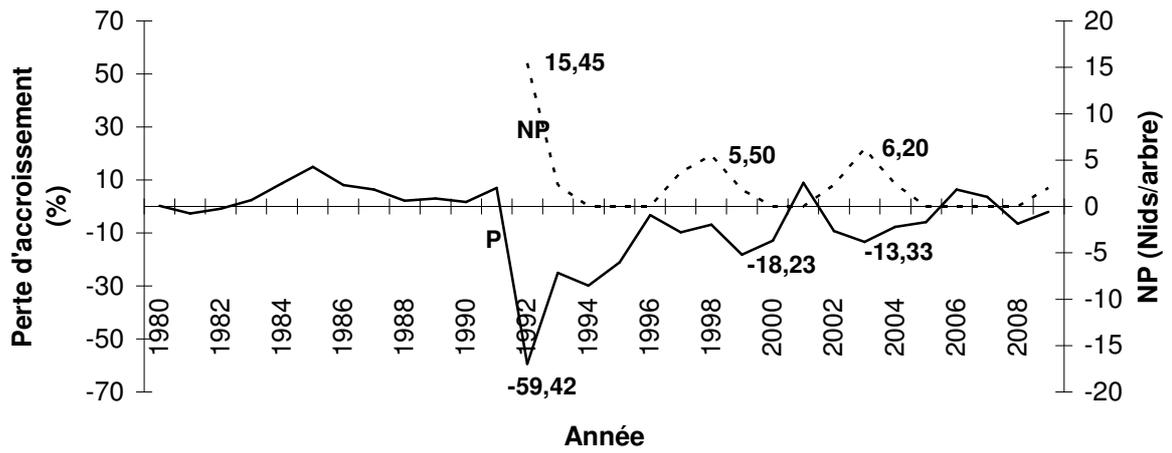


Figure 48 : Fluctuation des pertes d'accroissement (P) en fonction du niveau de population (NP), au niveau de la station A1

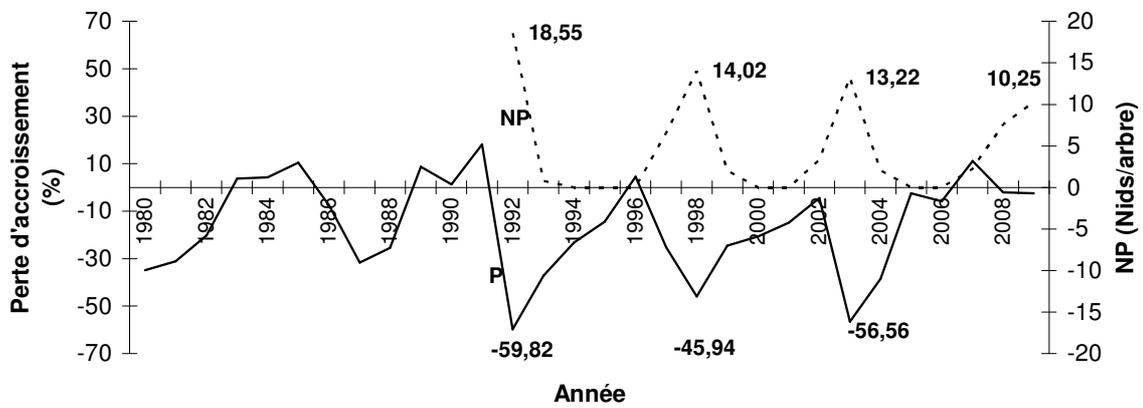


Figure 49 : Fluctuation des pertes d'accroissement (P) en fonction du niveau de population (NP) pour la station A2

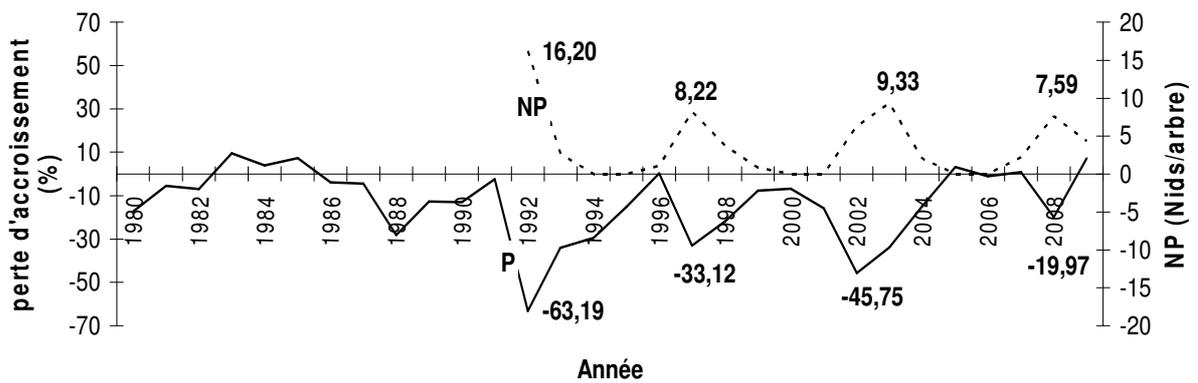


Figure 50 : Fluctuation des pertes d'accroissement (P) en fonction du niveau de population (NP) pour la station A3

5.4.2. Au niveau du reboisement de Ghellaie

5.4.2.1. Accroissements annuels moyens des stations

L'examen des courbes d'accroissements individuels a permis de déterminer les années caractéristiques (Tableau XXVI) et de remédier les erreurs constatées. C'est ce qui a amélioré la synchronisation inter-arbres (Tableau XXVII).

Tableau XXVI : Années caractéristiques des stations, témoin (T_R) et attaquée (A_R)

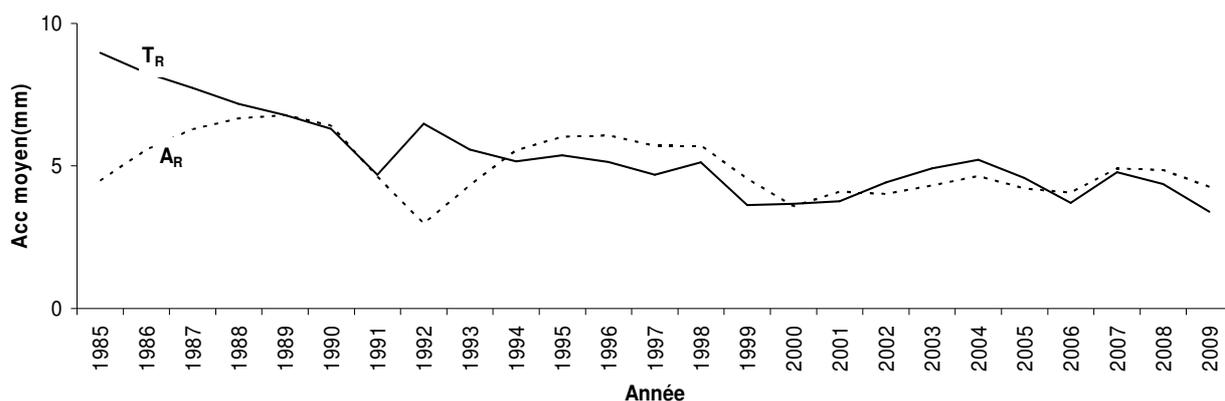
Station	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
T _R												-	+	-						-				+			-			
A _R												-		+	+					-					+					-

Tableau XXVII : Valeurs du coefficient d'interdatation.

Station	Coefficient d'interdatation (données brutes)	Coefficient d'interdatation (après correction)
T _R	0,647	0,683
A _R	0,498	0,598

Les accroissements moyens de ces stations sont très similaires (5,36 et 4,99mm) et ils sont amplement plus élevés par rapport aux accroissements des stations de la cédraie naturelle (< 2mm). Cette différence s'explique évidemment par l'effet prépondérant de l'âge des arbres. En effet, l'âge moyen des arbres de ce reboisement est de moins de 45 ans (reboisement réalisé entre 1968 et 1970). La topographie moins accidentée a favorisé davantage la croissance du cèdre au niveau de cette zone.

Les accroissements annuels moyens montrent que les rythmes de croissance des deux stations prennent une tendance similaire (Figure 51). Néanmoins, ils se divergent radicalement avant l'année 1988 et de 1991 à 1993. La réduction de l'accroissement moyen de la station attaquée (A_R) entre 1991 et 1993 coïncide avec la gradation 1991-93 qui a engendré la défoliation totale des arbres en 1992 (Sbabdji, 1997). Les causes de la réduction remarquable avant 1988 restent méconnues, néanmoins l'effet du pâturage (bovins) n'est pas exclu. Par leur situation dans un milieu ouvert (clairière) préféré par les bovins, les arbres de cette station subissaient de fréquentes atteintes (cassures de branches).



F

figure 51 : Les accroissements annuels moyens des stations témoin (TR) et attaquée (AR) du reboisement de Ghellaie.

5.4.2.2. Les périodes hors dégâts et cernes de référence

Les valeurs du rapport *cerne de station attaquée/cerne de la station témoin* (A_R/T_R) se stabilisent autour de 1, pour la majorité des années et déclinent remarquablement durant trois périodes, la première de 1985 à 1987, la deuxième de 1991 à 1993, la troisième s'étale de 2002 à 2005 (Tableau XXVIII). La deuxième et la troisième période correspondent évidemment aux gradations de 1991-1993 et de 2001-2003. Il semble que la gradation de 1997-1999 n'a pas affecté la croissance des arbres. Le déclin de la première période est probablement induit par une autre gradation et par l'effet du pâturage signalé précédemment. Toutefois ce rapport se stabilise autour 1, entre 1994 et 2001 et de 2006 à 2009, indiquant la synchronisation entre les accroissements annuels moyens des deux stations. Cette synchronisation est également exprimée par la forte corrélation ($R=0,92$) et les valeurs du rapport Cam/Cm (Figure 52). Ces 12 années correspondant aux périodes hors attaque sont suffisantes pour référencier les accroissements des deux stations. Le cerne de référence est de $4,4 \pm 0,72$ pour T_R $4,95 \pm 0,85$ pour A_R .

Tableau XXVIII : Evolution du rapport, accroissement annuel de A_R / accroissement de T_R .

A_R/T_R	A_R	T_R	Année
0,50	4,47	8,96	1985
0,67	5,57	8,26	1986
0,81	6,29	7,74	1987
0,93	6,67	7,17	1988
1,00	6,79	6,78	1989
1,02	6,42	6,31	1990
0,98	4,62	4,70	1991
0,46	2,98	6,48	1992
0,78	4,33	5,57	1993
1,08	5,55	5,16	1994
1,12	6,03	5,38	1995
1,18	6,07	5,13	1996
1,22	5,70	4,69	1997
1,11	5,71	5,13	1998
1,25	4,55	3,63	1999
0,98	3,59	3,68	2000
1,09	4,09	3,77	2001
0,91	4,01	4,42	2002
0,88	4,32	4,92	2003
0,89	4,65	5,22	2004
0,92	4,20	4,58	2005
1,10	4,06	3,70	2006
1,03	4,91	4,78	2007
1,11	4,86	4,37	2008
1,25	4,27	3,40	2009
0,97	4,99	5,36	M
	20,5	27,9	CV(%)

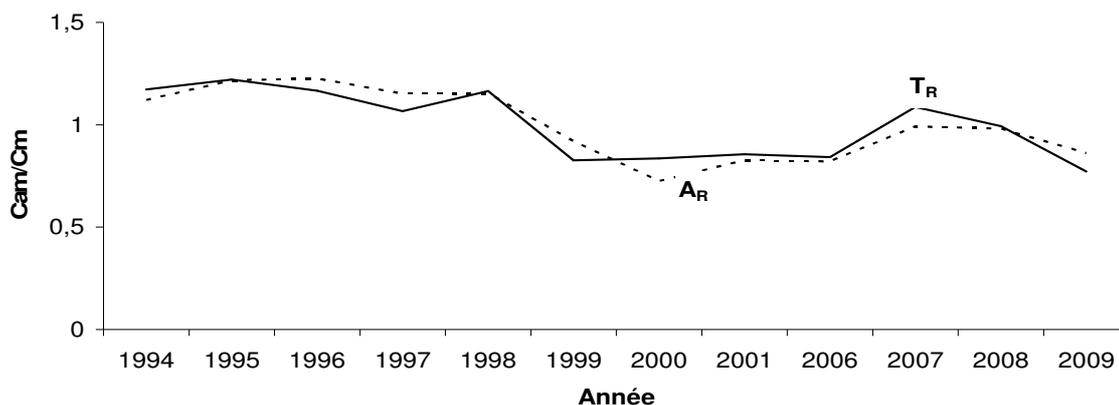


Figure 52 : Evolution du rapport « cerne annuel moyen/ le cerne moyen » des deux stations TR et AR durant les périodes de référence.

5.4.2.3. Evolution des pertes d'accroissement en fonction du niveau de population

La défoliation totale de 1991-92, a engendré des pertes d'accroissement de 60%. Il est à préciser, qu'en raison de la taille réduite des arbres à cet âge (20 ans) un niveau de population de 7 nids/arbre était suffisant pour causer la défoliation totale (Figure 53).

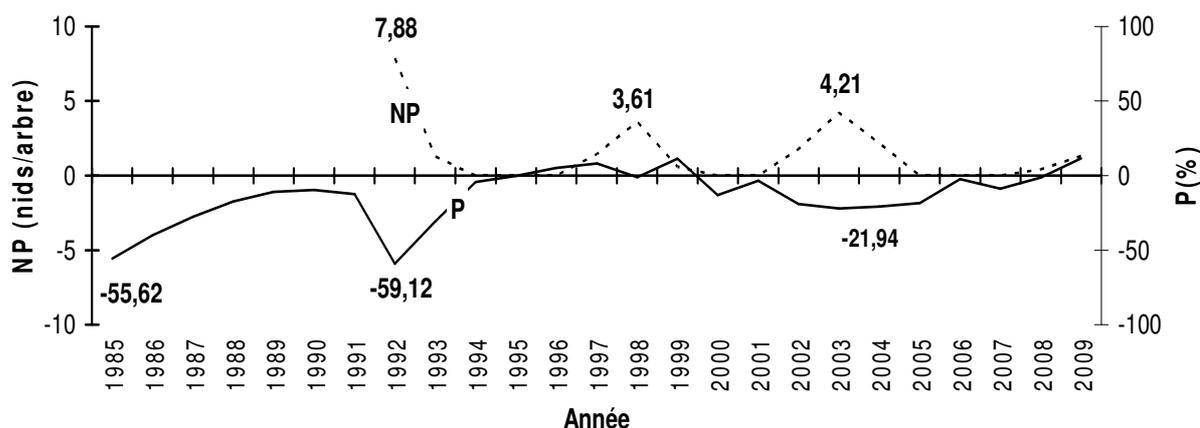


Figure 53 : Fluctuation des pertes d'accroissement (P) en fonction du niveau de population (NP) au niveau de la station AR

Les faibles pertes enregistrées en 2003 sont proportionnelles au niveau de population correspondant (4,21 nids/arbre). La légère attaque de 1997 n'a pas engendré de pertes décelables. Il est important de mentionner que malgré l'ampleur de la défoliation qu'ils ont subit en 1991-92, les arbres ont pu reprendre leur croissance habituelle durant les deux années suivantes. Sachant que les premiers signes de la gradation suivante, n'ont commencé à apparaître qu'en 1996-97, on peut admettre que les arbres ne sont pas exposés aux risques liés aux effets cumulés de deux attaques consécutives. Ce constat montre que les peuplements jeunes et vigoureux, sont plus rassurés que les arbres âgés contre les effets cumulés des défoliations successives, car ils récupèrent plus rapidement leur croissance. La

persistance des pertes induites par la gradation de 2001-03 durant 4 années consécutives peut être relié à la persistance de l'attaque durant l'année de 2003-04 (2,18 nids/arbre).

5.4.3. Discussion

Cette partie du travail a porté sur un des aspects importants de la relation entre l'arbre et le défoliateur, qui est l'effet des défoliations sur l'accroissement radial des arbres (relation défoliation-accroissement). La méthode utilisée est basée sur la comparaison entre des peuplements attaqués et d'autres indemnes. Les mesures ont été effectuées sur les cernes annuels de 25 à 30 arbres/station. De nombreux auteurs ayant des sujets du même genre, ont utilisé le même principe en effectuant les mesures sur un échantillon d'arbre variant de 10 à 30: 20 arbres par Laurent-Hervouet (1986) sur des pins défeuillés par *Thaumetopoea pityocampa*, 12 à 20 arbres par Alfaro et Shepherd (1991) sur le sapin douglas défeuillé par *Orgyia pseudotsugata*, 10 arbres par Muzika et Liebhold (1999) sur plusieurs espèces défeuillées par *Lymantria dispar*, 30 arbres par Graf et Mzibri (1994) sur le cèdre attaqué par *Thaumetopoea pityocampa*, 15 arbres par Tailleux et Cloutier (1993) sur le Mélèze laricin « *Larix laricina* » défeuillé par la tenthrède du mélèze « *Pristiphora erichsonii* » et 10 arbres par Mayfield *et al.* (2005) sur le Pin blanc (*Pinus strobus* L.) attaquée par le Pamphile à tête rouge (*Acantholyda erythrocephala* L.).

Les résultats montrent que les valeurs maximales des pertes sont de l'ordre de 60%, elles sont engendrées par les défoliations totales de 1992, (l'année du pic de la gradation de 1991-1993). Les pertes ont persisté jusqu'à la cinquième année (Carus, 2004) en déclinant d'une année à l'autre (Joly, 1970 ; Cadahia et Insua, 1970). Une année après la défoliation sévère, pendant que la population du défoliateur s'est effondrée dramatiquement (de 16,7nids/arbre en 1991-92 à 1,89 en 1992-93), les arbres ont récupéré plus de 45% des pertes. La récupération des pertes est étalée sur trois autres années durant lesquelles les arbres n'ont pas subi d'attaques (niveau de population nul).

Le retour de l'accroissement au rythme habituel s'observe durant la cinquième année après la défoliation soit une année avant l'apparition des premiers signes d'une nouvelle gradation du défoliateur (Figure 54). Cependant les arbres jeunes récupèrent plus rapidement leur croissance.

Ce constat est basé principalement sur les données de la gradation de 1991-93 durant laquelle la défoliation des arbres a atteint le niveau maximal possible (1991-92). En effet, l'apparition des défoliations totales (au mois de février) avant l'achèvement du développement larvaire des chenilles, démontre que le niveau de population a atteint sa valeur maximale et a dépassé le potentiel trophique existant. De ce fait, nous pouvons considérer que les pertes enregistrées durant cette période reflètent les effets les plus lourds que peuvent subir les arbres durant une gradation.

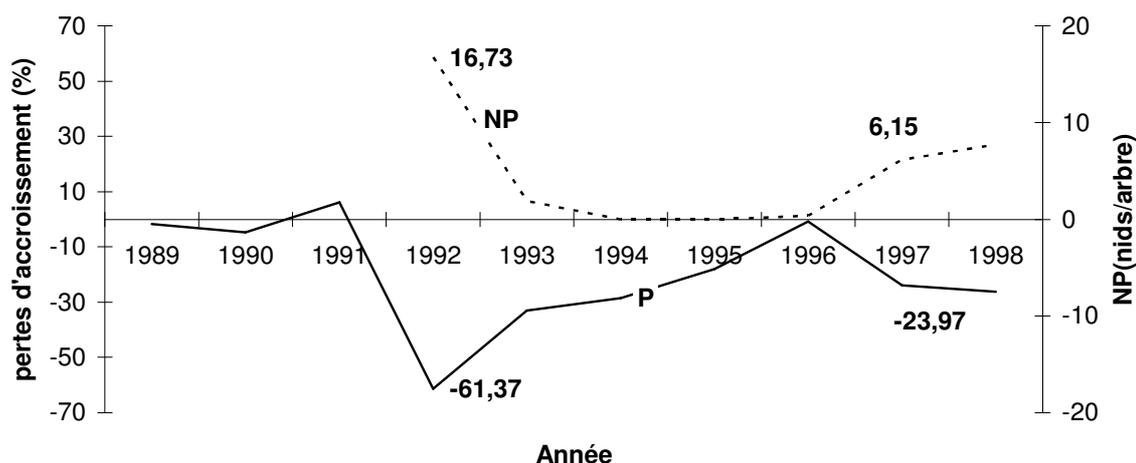


Figure 54 : Evolution annuelle des pertes moyennes (P) en fonction du niveau de population moyen(NP), au niveau de la cédraie naturelle.

A partir de ces résultats et tenant compte de la périodicité quinquennale des gradations, nous pouvons conclure que les arbres arriveront à récupérer leur croissance après chaque gradation et ce quel que soit le niveau de défoliation qu'ils subissent. Ceci indique que les arbres ne sont pas exposés à l'effet cumulé des défoliations successives et ils ne subissent donc que l'effet isolé d'une seule gradation.

Ce diagnostic offre des éléments d'information utiles, pour la gestion du problème des infestations et renseigne sur le risque potentiel des éventuelles futures infestations sur la vitalité des arbres. En effet, ce risque est minimisé, car les infestations sont suffisamment espacées pour permettre aux arbres de retrouver leur croissance après chaque infestation. Il explique, également, l'absence de mortalité des arbres suite aux défoliations précédentes. Précisons ici, que le suivi réalisé depuis 1991 n'a révélé aucune mortalité des arbres en rapport avec les défoliations. Les rares sujets morts qui apparaissent ici et là se rencontrent aussi bien dans les peuplements attaqués qu'au niveau des peuplements complètement épargnés par le défoliateur. Ce résultat rejoint les constatations des différents auteurs (Markalas, 1998; Arnaldo *et al.*, 2010) affirmant que les défoliations répétées n'affectent la vitalité des arbres que rarement.

Discussion générale

5-5- Discussion générale

Le présent travail a été envisagé dans le but de protéger les peuplements de cèdre à Chréa contre les attaques de la processionnaire du pin. Les observations et les analyses ont été focalisées, principalement, sur les différentes relations qui existeraient entre l'arbre (*Cedrus atlantica*) et son défoliateur (*Thaumetopoea pityocampa*). Il n'aurait pas été possible d'analyser ces relations sans déterminer le mode de fluctuation de la population du défoliateur. Cet aspect a nécessité le suivi de la population pendant une période suffisamment étalée dans le temps incluant plusieurs gradations.

Il était, également, indispensable de savoir si le mode de fluctuation est régulier, car il renseigne sur la fréquence des défoliations actuelles et futures. A cet effet, la description de la population du défoliateur, a concerné également un certain nombre de facteurs (biotiques et abiotiques) influençant les fluctuations de la population dans l'espace et dans le temps.

Les résultats obtenus montrent que la population culmine d'une façon cyclique et régulière. Chaque gradation débute par un niveau de population relativement élevé dans les sites privilégiés par le défoliateur, à savoir les lisières et les clairières fortement ensoleillées. Durant la deuxième année, la population atteint son niveau maximal (le pic de gradation) et engendre la défoliation sévère des arbres dans ces sites.

Par ailleurs, le niveau de population demeure relativement faible (les peuplements fermés des expositions thermophiles en altitude) ou presque nul (les peuplements des expositions fraîches). Sous l'effet du relief qui oriente la population vers les zones d'altitude, les peuplements des altitudes inférieures ne sont touchés que légèrement, excepté ceux anthropisés. Durant la troisième année qui correspond à la phase de rétrogradation, le niveau de population décline de façon dramatique, dans les sites les plus défeuillés. Après une période de calme (latence) de deux ou trois années, les signes d'une nouvelle gradation apparaissent.

La régularité de ce mode de fluctuation dans le temps et dans l'espace obéit évidemment à des facteurs qui influencent la population de la même façon durant chaque gradation. Le relief, l'exposition et la densité des peuplements du cèdre sont les principaux facteurs qui déterminent la stabilité du schéma spatial de la population. En ce qui concerne sa variation transcyclique, la description de l'ensemble des facteurs n'était pas aisée, car ils sont nombreux et agissent en complémentarité (Grison, 1970 ; Bovey et Baltensweiler, 1970). Néanmoins, l'analyse des actions isolées de certains d'entre eux, demeure réalisable et peut renseigner sur la tendance gradologique de la population du défoliateur.

Les résultats montrent que les actions des facteurs examinés, sont en relation avec la phase gradologique du défoliateur. Elles deviennent plus prépondérantes pour la régulation de la population dès que cette dernière atteint son pic. A partir de cette phase, l'augmentation du taux des œufs parasites et des œufs infertiles limite la performance reproductive de la population. Celle-ci est également affectée par la forte mortalité des chrysalides dans les sites privilégiés par la population. Après le pic de la gradation, le feuillage des arbres devient contraignant pour le développement des chenilles. Durant cette phase les chenilles et les chrysalides subissent des actions de prédateurs fréquentes.

Il est évident que les effets des facteurs étudiés (parasites des œufs, mortalité des chrysalides, prédateurs des chenilles et des chrysalides ainsi que la réaction trophique des arbres défeuillés) n'expliquent pas entièrement la régulation de la population. Cette dernière implique certainement d'autres facteurs, dont les actions ne sont pas examinées dans ce travail. La disparition totale de la population durant deux années après chaque gradation, est certainement liée à l'interaction entre le facteur trophique et la diapause prolongée. Il est vraisemblable que la mauvaise alimentation que subissent les chenilles évoluant durant et après le pic de gradation, se répercute par l'augmentation du taux de la diapause prolongée. Suite à la diminution accrue du feuillage mûr durant le pic de la population, les chenilles de la génération suivante, seront contraintes de combler leurs besoins alimentaires sur le nouveau feuillage, ce qui leur induit l'aptitude de la diapause prolongée. Les chrysalides correspondantes émergent après deux ou trois années et assureront donc la reprise des infestations après la période de calme.

L'effet de la qualité de l'alimentation durant la phase chenille sur l'induction de la diapause prolongée a été démontrée par Hunter et McNeil (1997) pour la Tordeuse à bandes obliques (*Choristoneura rosaceana* Harris *Lepidoptera* : *Tortricidae*) et par Geri *et al.* (1988) pour le Lophyre du pin (*Diprion pini* L. *Hyménoptère*). Cet aspect mérite d'être examiné ultérieurement par des investigations appropriées.

La réaction des arbres aux attaques, par l'émission d'un feuillage défavorable aux chenilles a une importance particulière, car elle leur procure une protection contre les attaques successives. Cet aspect démontré chez d'autres espèces, telles que le Pin sylvestre (Hodar *et al.*, 2004) et le Pin noir (Battisti, 1988), mérite d'être approfondi pour le cèdre. Sachant qu'une seule défoliation n'affecte pas la vitalité des arbres, cette réaction leur accorde une période de calme indispensable pour le ressourcement et la reconstitution du feuillage.

La capacité de reprise chez les arbres se prononce par l'émission d'un nouveau feuillage dès que les chenilles partent en diapause. La parfaite coïncidence, entre la reprise végétative des arbres et le départ des chenilles en diapause, reflète l'existence d'une interaction phénologique entre les deux espèces, leur permettant de vivre sur les mêmes ressources. Dès que les arbres montrent leur besoin au feuillage (activité photosynthétique), l'insecte achève son développement larvaire et s'arrête de s'alimenter. En revanche, le plus grand besoin des chenilles en feuillage coïncide en hiver avec le repos végétatif de l'arbre. De cette façon, les affinités de la relation phénologique permettent aux deux espèces d'optimiser le partage des ressources.

Le partage équitable des ressources entre les deux espèces, assuré à l'échelle du cycle annuel par la relation phénologique, est régi au fil des infestations successives par la relation entre le niveau de population et l'accroissement des arbres. Dès qu'elle affecte la croissance des arbres, la population du défoliateur se replie durant une période de deux à trois années pour leur permettre de retrouver progressivement leur croissance habituelle. C'est ainsi que chacune des deux espèces enregistre des pertes de croissance mais aucune d'elles n'est menacée dans sa pérennité. Les arbres perdent la croissance en volume durant le pic de la gradation alors que le défoliateur perd la croissance en nombre durant la phase de rétrogradation. La phase des pertes de chacun constitue une phase de reprise pour l'autre. La période de calme, qui est assurée par la diapause prolongée de la population du défoliateur, permet aux arbres de reprendre leur croissance et de reconstruire leur feuillage. Dès que les arbres retrouvent leur croissance habituelle et achèvent la reconstitution de leur feuillage, la population du défoliateur rentre en activité et entame une nouvelle gradation.

Ce constat qui mérite d'être clarifié par d'autres investigations, indique que les infestations cycliques obéissent au fonctionnement du complexe arbre-défoliateur. Un fonctionnement régi par l'existence d'une double relation d'alternance, entre les périodes d'activité des deux espèces. La première est d'ordre phénologique sous la forme activité-latence, s'observe à l'échelle de l'année (inter-saisonnière). La deuxième par rapport à la croissance, se produit à l'échelle des gradations sous la forme perte-récupération.

La durabilité de ce fonctionnement est assurée par la capacité des arbres à reprendre leur cycle végétatif après chaque défoliation et leur croissance après chaque gradation. Ce fonctionnement accorde au cèdre une persistance devant les infestations répétées et explique en conséquence l'absence de mortalité parmi les arbres défeuillés.

Admettant que les incidences économiques résultant des pertes de croissance, soient négligeables, ces résultats offrent la possibilité d'éviter les campagnes de lutte coûteuses. Eviter la lutte n'est pas un choix, car celle-ci est loin d'être une solution efficace (Graf et Mzibri, 1994). En plus des risques qu'elle peut engendrer sur l'écosystème, son opportunité ne dépasse guère l'amortissement temporaire de l'infestation. La reprise des infestations sera assurée par la proportion de la population en diapause prolongée, même après une lutte parfaitement réussie. Les campagnes de lutte réalisées à Chréa en 1987 (Anonyme, 1988) et à Theniet El-Had en 2003 (Meziane, 2008) n'ont pas empêché la réapparition d'autres infestations. De plus, la lutte pourrait probablement générer, des conséquences favorables au défoliateur, en détruisant le potentiel d'ennemis naturels. La culmination produite en 1991-92 après la campagne de 1987 était d'une ampleur spectaculaire et exceptionnelle.

Toutefois, la lutte manuelle demeure indispensable dans les sites de hautes fréquentations touristiques. Il est préférable, d'éviter l'incinération des nids et/ou des pontes éliminées. Celles-ci doivent être déposées à proximité du peuplement afin de permettre la conservation des ennemis naturels.

Conclusion générale

Conclusion générale

Notre travail est envisagé dans le but de répondre à des préoccupations de gestion liées aux attaques de la cédraie de Chréa par la Processionnaire du pin *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. Ce défoliateur possède des caractéristiques biologiques telles que, la diapause prolongée qui lui permet de se reconstituer même après l'éradication totale de sa population, et le nid d'hiver à travers lequel il persiste devant les prédateurs et les contraintes climatiques. En effet, toutes les méthodes de lutte connues actuellement, ont montré leur insuffisance pour aboutir à une protection efficace des peuplements attaqués. Les campagnes d'échenillage menées régulièrement par les services concernés et les pulvérisations aériennes appliquées occasionnellement n'ont pas abouti à une solution satisfaisante. Le rendement de ces actions ne dépasse guère l'amortissement temporaire de la population du défoliateur.

Face à cette situation plusieurs aspects qui sont en relation directe avec le sujet, demeurent méconnus. Il s'agit entre autres, du comportement gradologique de la population et ses différentes relations avec l'écosystème en général et l'arbre hôte en particulier. Or ces deux aspects sont fondamentaux pour la recherche d'une solution efficace. C'est la raison pour laquelle l'actuel travail a été mené sous plusieurs angles : description du comportement de la population dans l'espace et dans le temps, réaction de l'arbre aux défoliations et incidence des défoliations successives sur la croissance des arbres.

Les résultats obtenus ont permis en premier lieu de préciser les zones qui sont exposées aux risques des défoliations fortes et fréquentes. Il s'agit des lisières des peuplements et les clairières qui se situent sur les expositions thermophiles (Sud, Sud-Ouest) à haute altitude (> 1350m). Par ailleurs les sites frais et moins ensoleillés (en ubac) sont nettement moins infestés voire totalement épargnés par le défoliateur. La densité du peuplement a un effet prépondérant sur le niveau de population. Les peuplements denses sont nettement moins touchés que leurs voisins situés en lisières. Globalement les peuplements fermés ne sont touchés qu'exceptionnellement dans les sites les plus privilégiés par le défoliateur. Dans ce genre de cas de rares nids s'observent sur les sommets et les flèches des arbres.

Ce travail a permis de constater également que le défoliateur culmine d'une façon cyclique au niveau de la cédraie de Chréa. Chaque gradation dure 3 ans, la population atteint son pic durant la deuxième année avec un niveau de population dépassant 10 nids/arbre, dans les stations thermophiles, qui sont les plus favorables au développement de l'insecte. Durant la 3^{ème} année (l'année qui suit le pic) la population entre en rétrogradation pour disparaître totalement durant

l'année qui suit. Après deux ou trois années de calme la population entame une nouvelle gradation. C'est ainsi, qu'elle culmine une fois chaque cinq ou six ans. Les défoliations sévères apparaissent évidemment pendant l'hiver (décembre, janvier et février) de la deuxième année (année du pic de la gradation).

La révélation des différents facteurs impliqués dans la régulation de la population constitue également un résultat important. La réduction accentuée du taux d'éclosion et la forte mortalité des chrysalides ainsi que les actions des oiseaux prédateurs méritent des investigations appropriées en vue de leur valorisation dans des actions de la lutte biologique.

La réaction des arbres aux défoliations par l'émission d'un feuillage défavorable pour le défoliateur leur permet d'échapper aux défoliations successives. Sachant qu'une défoliation isolée n'affecte pas la vitalité des arbres, cette réaction permet de reconforter le gestionnaire quant aux menaces que peut engendrer la succession des défoliations sur la vitalité des arbres.

Le suivi phénologique indique que l'alternance de leurs périodes d'activités, permet aux arbres défeuillés en hiver de se reverdir normalement en avril. En effet, le départ des chenilles en procession en même temps que le débourrement des arbres mais toujours avant la formation des aiguilles montre que cette alternance est rationnellement fondée. Autrement dit dès que les chenilles accomplissent leur développement et cessent de s'alimenter, les arbres annoncent la reconstitution de leur feuillage. Ce résultat constitue également un indice de la persistance des arbres devant les défoliations.

A chaque défoliation les arbres enregistrent un déclin de croissance radiale important, les pertes maximales de croissance sont de l'ordre de 60% et s'observent surtout durant les pics des fortes gradations. Par la suite les arbres rentrent en phase de récupération de leur croissance. Dans la plupart des cas (stations et défoliation) ils arrivent à reprendre leur croissance avant l'apparition de la nouvelle gradation. Dans de rares cas ce redressement coïncide avec la première année de la nouvelle gradation mais toujours avant l'apparition des effets de cette dernière. Ce résultat a permis de déduire que les arbres échappent à l'effet cumulé de deux ou plusieurs défoliations.

Ce travail offre des éléments d'informations utiles pour la protection de la cédraie. Les résultats obtenus suggèrent de nouvelles possibilités de protection de ce peuplement contre la processionnaire et contribue à l'amélioration des connaissances concernant les défoliations des forêts.

Références bibliographiques

Références Bibliographiques

1. **Alfaro R.I., Macdonald R.N., 1988** : Effects of defoliation by the western false Hemlock looper on Douglas-fir tree ring chronologies. *Tree-Ring Bul.* 48:3-10
2. **Alfaro R.I., Shepherd R.F., 1991** : Tree-ring growth of interior Douglas-Fir after one year's defoliation by douglas-fir tussock moth. *For Sc* 37: 959-964
3. **Androic M., 1969** : Densité critique des populations et sa détermination chez la processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff). , *Bol. Ser. plag. For, An II* N°23
4. **Anonyme, 1988** : Rapport sur le traitement aérien contre la chenille processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff) au niveau de la cédraie de Chréa. *Conservation des forêts de la wilaya de Blida*. Algérie, 60p.
5. **Anonyme, 2006** : Plan de gestion document polycopie du parc national de Chréa. Blida, Algérie, 194p.
6. **Anonyme, 2010** : Plan de gestion document polycopie du parc national de Chréa. Blida, Algérie, 170p.
7. **Arnaldo, P.S. & Torres, L.M., 2006** : Effect of different hosts on *Thaumetopoea pityocampa* populations in northeast Portugal. *Phytoparasitica*, 34, 523-530.
8. **Arnaldo P.S., Chacim S and Lopes D., 2010** : Effects of defoliation by the pine processionary moth *Thaumetopoea pityocampa* on biomass growth of young stands of *Pinus pinaster* in northern Portugal. *iForest* 3: 159-162.
9. **Aussenac G., 2002** : Ecology and ecophysiology of circum-Mediterranean firs in the context of climate change. *Ann For Sci* 59: 823-32.
10. **Avtzis N. D., 1998** : The Use of *Bacillus thuringiensis* Against *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. (Lepidoptera:Thaumetopoeidae) in Greece. In Population Dynamics, Impacts, and Integrated Management of Forest Defoliating Insects, edited by M.L. McManus and A.M. Liebhold Pages 311-316.
11. **Awmack Caroline S. and Leather Simon R., 2002** : Host plant quality and fecundity in herbivorous insects. *Annual Review of entomology*, vol. 47: 817- 844.
12. **Baltensweiler W., Fischlin A., 1988** : The larch budmoth in the Alps. In: Dynamics of forest insect population, edited by Alan A. Berryman, Plenum, New York, pp. 332-353
13. **Barbaro L. et Battisti A., 2011** : Birds as predators of the pine processionary moth (*Lepidoptera: Notodontidae*). *Biological control*, vol. 56, PP 107-114
14. **Bariteau M. & Ferrands, P., 1992** : les cèdres. In amélioration des espèces végétales cultivées. Gallais H. Bannerot., Ed INRA, Paris p 732-743.
15. **Basquier-barre F., Milsant F., Geri C., 1999** : Incidence du feuillage de pin sylvestre sur la survie et le comportement des larves de *Diprion pini* L. Rôle des monoterpenes (*Hymenoptera : Diprionidae*). *Ann. Soc. Entomol. Fr.* (N.S.), 35 (suppl.) : 165-168.
16. **Batel D., 1990** : contribution à l'étude de la productivité de *Cedrus atlantica* Manetti en relation avec la station écologique. Application au Parc national de Teniet-El-Had. The.Ing.Agro., I.N.A. Alger. 63p.
17. **Battisti A., Longo S., Tiberi R. & Triggiani O., 1998** : Results and perspectives in the use of *Bacillus thuringiensis* Berl. var. kurstaki and other pathogens against *Thaumetopoea pityocampa* (Den. et Schiff.) in Italy (Lep., Thaumetopoeidae). *Anzeiger für Schadlingskunde Pflanzenschutz Umweltschutz*, 71, 72-76.
18. **Battisti,A., Bernardi M., & Ghirardo C., 2000** : Predation by the hoopoe (*Upupa epops*) on pupae of *Thaumetopoea pityocampa* and the likely influence on other natural enemies. *BioControl*, N°45, pp 311-323.
19. **Battisti,A., Stastny, M., Netherer S., Robinet C., Schopf A., Roques A. & Larsson S., 2005** : Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. *Ecological Applications*, 15, 2084-2096.

20. **Battisti A., Stastny M., Buffo E., Larsson S., 2006** : A rapid altitudinal range expansion in the pine processionary moth produced by the 2003 climatic anomaly. *Global Ecology and Biogeography* Volume 12, pages 662–671, April 20
21. **Battisti A., 1988** : Host-plant relationships and population dynamics of the pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* (Denis & Schiffermuller). *Journal of Applied Entomology*, 105, 393-402.
22. **Bentouati A., 2008** : La situation du cèdre de l'Atlas dans les Aurès (Algérie). *Forêt méditerranéenne*, vol. 29, n° 2, pp. 203-208.
23. **Bentouati A. et Bariteau M., 2006** : Réflexions sur le dépérissement du Cèdre de l'Atlas des Aurès (Algérie). *Forêt méditerranéenne*, vol. 27, n°4, pp. 317-322
24. **Benhadj M., 1986** : Biologie de la processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff, Lépidoptera, Thaumetopoidae) dans la region de Djelfa. The. Ing. INA, Alger 69p.
25. **Benabid A., 1994** : Biogéographie phytosociologie des cédraies de l'Atlas à (*Cedrus atlantica* Manetti). *Ann. Rech. For. Maroc*, (27) : 62-76
26. **Bertella N., 1987** : Bioécologie *Thaumetopoea pityocampa* Schiff (Lepidoptera, Thaumetopoidae) dans quelques régions d'Algérie. The. Mag. Scie. Agr. INA, 110p.
27. **Bertella N., 1981** : Etude de la biologie de la processionnaire du pin *Thaumetopoea pityocampa* Schiff (Lepidoptera, Thaumetopoidae) et moyens de lutte dans la region de Batna. The. Ing. Agr., INA, 65p.
28. **Biliotti E., 1970** : Perspectives de la lutte biologique. *R.F.F XXII N° spécial* (La lutte biologique en foret) pp 220-234.
29. **Blagosklonov C., 1968** : Guide de la protection des oiseaux utiles. Editions Mir, 1^{er} Rijski péréoulok, 2, Moscou, URSS, 295 p.
30. **BNEF, 1984** : Parc national de Chréa, étude du milieu. Le bureau national des études forestières, Blida, 149p. Algerie.
31. **Bouchon J. et Toth J., 1971** : Etude préliminaire sur les pertes de production des pinèdes soumises aux attaques de la processionnaire du pin *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. *Ann Sc For* 23: 323 – 340
32. **Boudy P., 1950** : Economie forestière nord Africaine des essences forestières. Ed. Larose, T, Paris, 525p.
33. **Bouhot-Delduc L. et Lévy A., 1994** : Rôle de la chenille processionnaire du Pin dans les dépérissements du Pin maritime landais. *Revue forestière française*, vol. XLVI, n° 5 spécial "Les dépérissements d'arbres forestiers. Causes connues et inconnues", 1994, pp. 431-436.
34. **Bovey P., 1970** : Impact de l'insecte déprédateur sur la forêt. *R.F.F, XXII, N° spécial* (La lutte biologique en forêt) pp. 199-203
35. **Bovey P. et Baltensweiler w., 1970** : Le problème de la tordeuse grise du mélèze (*Zeraphera diniana* GN). *R.F.F. XXII, N°spécial* (la lutte biologique en forêt), pp 216-219.
36. **Brubaker Linda B., 1978** : Effects of defoliation by Douglas-fir tussock moth on ring sequences of Douglas-fir and grand fir. *Tree-ring bulletin*, vol. 38, PP 49-60.
37. **Cadahia D., Insua A., 1970** : Estimacion de los danos producidos por *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. En repoblaciones de *Pinus radiata* D. DON. *Bol Serv Plagas Forestales* 13: 159 – 171
38. **Carus S., 2004** : Impact of defoliation by the pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampa*) on radial, height and volume growth of Calabrian pine (*Pinus brutia*) trees in Turkey. *Phytoparasitica*, 32, 459-469.
39. **Carus S., 2009** : Effects of defoliation caused by the processionary moth on growth of Crimean pines in western Turkey. *Phytoparasitica*, 37, 105-114.
40. **Ceballos P., 1969** : Prédatores de *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. Y posibilidades de utilizacion. *Bol.ser.plag.for.* XII (23), pp 35-40.

41. **Cebeci H. Huseyin, Oymen R. Tamer and Acer Sabiha., 2010** : Control of pine processionary moth, *Thaumetopoea pityocampa* with *Bacillus thuringiensis* in Antalya, Turkey. *Journal of Environmental Biology*, 31 pp. 357-361
42. **C.E.R.A.F.E.R., 1969** : La processionnaire du pin. Note sur la biologie et les méthodes de lutte. I.N.R.A., 25P.
43. **Chebini F., 1987** : Inventaire ornithologique et recherches sur la reproduction des mésanges du genre *Parus* dans trois stations de la forêt de l'Akfadou. Thèse de magister, I.N.A el Harrach- Alger, 70 p.
44. **Chellabi H., 1992** : Contribution à l'étude de la productivité de *Cedrus atlantica* Manetti en fonction des facteurs stationnels et l'établissement d'un tarif de cubage. Cas du parc national de Chréa. Thèse d'ingénieur agronome, INA, El Harrach (Alger), 54p
45. **Chen Z., Kolb T.e. and Clancy K.M., 2001** : Mechanisms of Douglas-fir resistance to western spruce budworm defoliation: bud burst phenology, photosynthetic compensation and growth rate. *Tree physiology* 21, 1159-1169, Victoria, Canada.
46. **Chen Z., Clancy K. M. and Kolb T.e., 2003** : variation in budburst phenology of Douglas-fir related to Western spruce budworm (Lepidoptera: tortricidae) fitness, *J. Econ. Entomol.* 96(2): 377-387.
47. **Cointat M., 1996** : Le roman du cèdre. Rev. For. Fr. XLVIII - 6, pp. 503-526.
48. **Crawley M. J., Akhteruzzaman M., 1988** : Individual variation in the phenology of oak trees and its consequences for herbivorous insects. *Functional Ecology*; vol. 2, N°3, pp. 409-415.
49. **Dajoz R., 1980** : Ecologie des insectes forestiers. Ed, Bordas - Paris 489p
50. **Dajoz R., 2000** : Insects and forests. Intercept, Andover
51. **Deleau P., 1945** : Etude géologique des crêtes de Chréa (Atlas de Blida). Aperçu sur la répartition des cèdres à Chréa. *Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord*, 36 (8-9), pp. 174-181.
52. **Demarteau M., 2006** : Response de *Cedrus atlantica* aux changements climatiques passés et futures. Mémoire de Licence en sciences géologiques. Faculté des sciences, université du liège, Belgique, 55p
53. **Demarteau M., Francois L., Cheddadi R. & Roche E., 2007** : Responses of *Cedrus atlantica* when faced with past and future climatic changes. *Geo-Eco-Trop*, 31: 105 - 146
54. **Demolin G., Frerot B., Chambon J.P. et Martin J.C., 1994** : Reflexions biosystématique sur toutes les processionnaires du genre *Thaumetopoea*, (Lep. *Thaumetopoeidae*) considérées comme ravageurs importants des cèdres *Cedrus libani* Barel et *Cedrus atlantica* Manetti sur le pourtour du bassin méditerranéen. *Ann. Rech. For. Maroc*, 27 (spécial), Vol.2, pp. 362-733.
55. **Demolin G., 1969** : comportement des adultes de *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. Dispersion spatiale, importance écologique. *Ann. Sci. Forest*, n° 26(1), pp. 81-102.
56. **Demolin G., 1989** : La processionnaire du cèdre: *Thaumetopoea bonjeani* Powel. Rapport scientifique et rapport iconographique, projet : DP-FO-ALG/83/013, 27p, 30planche.
57. **Derridj A., 1990** : Etude des populations de *Cedrus atlantica* Manetti, en Algérie. Thèse Doct en Sc. Univ. Paul Sabatier. UFR des sciences de la vie et de la terre. Toulouse. 288P.
58. **Dewar R.C. and Watt A.D., 1992** : Predicted changes in the synchrony of larval emergence and budburst under climatic warming. *Journal Oecologia*, Vol.89, n°4, pp.557-559.
59. **Du Merle P., 1969** : le complexe parasitaire hypogé de *Thaumetopoea pityocampa* Schiff (*Lepidoptera*). *Bol. Ser. Plag. For.* XII (23), pp 29-34.
60. **Du Merle P, Geraud D., 1988** : Estimation des niveaux d'infestation passés de la tordeuse du sapin *Choristoneura murinana* HB (Lép, Tortricidae) par analyse rétrospective des pertes de feuillage et de croissance des arbres. *Ann Sci For* 45: 357-381

61. **Eduardo Manuel H. P. M., 2008** : Characterization of *Pinus* spp. needles by gas chromatography and mass spectrometry: Application to plant-insect interactions. Dissertação apresentada para obtenção do Grau de Doutor em Ciências do Ambiente pela Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologia, 282P.
62. **EPPO, 2004** : EPPO Standards, Diagnostic protocols for regulated pests. European and Mediterranean Plant Protection Organization, *EPPO Bulletin* 34 , 155 –157
63. **Faurel L., 1947** : Note sur la Cédraie de l'Atlas de Blida, ses sols et ses associations végétales. *Bull. d'hist. Nat. d'Afrique du Nord*, pp. 474-477.
64. **Fraschini W. et Marle P., 1997** : Les oiseaux, guide du jeune Robinson. Editions Nathan, Paris, 1997, 91p.
65. **Garadi S., 1992** : Etude de la regeneration naturelle et assistée du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti dans le Parc national de Chréa. The. Ing. Alg. INA, 51p.
66. **Gausson H., 1964** : Les gymnospermes actuelles et fossiles. Fax. 7VII, genre *Pinus*, *Cedrus* et *Abies*. Fac de sc. Toulouse. PP.295-320.
67. **Gausson H., 1967** : Les gymnospermes actuelles et fossiles. Trav. Lab. For. Fascicule VI, chap.XI, pp 294-319.
68. **Geri C., 1988** : The pine sawfly in central France. In: Dynamics of forest insect population, edited by Alan A. Berryman, Plenum, New York, pp. 378-407
69. **Geri C., Goussard F., Allais J. P., Buratti L., 1988** : Incidence de l'alimentation sur le développement et la diapause de *Diprion pini* L. (Hym., Diprionidae). *Journal of applied entomologie*, vol 106, pp451-464.
70. **Geri C. et Millier C., 1985** : Mesure des populations de Processionnaire du Pin (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff., Lépidoptère Thaumetopoeidae) au Mont-Ventoux . *Annales des Sciences forestières*, vol . 42, n° 2, , pp. 143-184.
71. **Ghaioule D., Abourouh M., Bakry M. et Haddan M., 1998** : Insectes ravageurs des forets au Maroc. *Ann. Rech. For. Maroc.*, T(31), 129-156.
72. **Graf P., Mzibri M., 1994** : L'infestation du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) par la chenille processionnaire (*Thaumetopoea piyocampa* Schiff) au Maroc et son impact sur la productivité. *Ann Rech For Maroc* 27: 613-624
73. **Graine M. N., 1993** : Contribution à l'étude de l'allocation des ressources aux fonctions male et femelle et à la productivité végétative du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le parc national de Chréa. The. Ing. Agr., I.N.A. El- Harrach (Alger), 97p.
74. **Grison P., 1970** : La lutte biologique en forêt. *R.F.F. XXII N° spécial* (la lutte biologique en forêt), pp 256-271.
75. **Haddad A., 1999** : Contribution à l'étude de la productivité du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) en fonction des facteurs stationnels dans le parc national de Chréa. Thèse de magister, I.N.A., El-Harrach, Alger
76. **Halitim S., 2006** : Contribution à l'étude de la réserve utile en eau des sols de cédraies dans les Aurès: Influence des facteurs édaphiques. Mémoire. Mag., Dép. Agr. Batna, 131 p.
77. **Halimi A., 1980** : L'Atlas blidéen - climat et étages végétaux. Office des Publications Universitaires, Hydra, Alger, 523p.
78. **Harfouche A. et Nadjahi A., 2003** : Prospections écologiques et sylvicoles dans les cédraies du Belezma et de l'Aurès à la recherche de peuplements semenciers et d'arbre. *Rev. For. Fr.* Vol. 55, n°2, Pp: 113-122.
79. **Hodar, J.A. & Zamora, R., 2004** : Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biomedical and life sciences -Biodiversity and Conservation*, 13, 493-500.

80. **Hodar, J.A., Zamora, R., Castro, J. & Baraza E., 2004** : Feast and famine: previous defoliation limiting survival of pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* in scot pine *Pinus sylvestris*. *Acta Oecologica* 26 pp 203–210.
81. **Hodar J. A., Castro J., et Zamora R., 2003** : Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forest under climatic warming. *Biological conservation*, vol. 110, n°1, pp. 123-129.
82. **Hoogesteger J. ; Karlsson P. S., 1992** : Effects of defoliation on radial stem growth and photosynthesis in the mountain birch (*Betula pubescens* ssp. *tortuosa*). *Functional ecology*, vol. 6, n°3, pp. 317-323.
83. **Huchon H. & Demolin G., 1970** : La bioécologie de la processionnaire du pin: dispersion potentielle et dispersion actuelle. R.F.F XXII N° Spécial (La lutte biologique en forêt), pp 220-234.
84. **Hunter A. F. et Lechowicz M. J., 1992** : Foliage quality changes during canopy development of some northern hardwood trees. *Oecologia*, Vol 89, N° 3, pp 316-323.
85. **Hunter Mark D. (1992)** : A variable insect-plant interaction: The relationship between tree budburst phenology and population levels of insect herbivores among trees. *Journal of entomology*, n°16, pp. 91-95.
86. **Hunter A.F., 1993** : Gypsy moth population sizes and the window of opportunity in spring. *Revue Oikos*, Vol. 68, n°3, pp. 531-538, Edition, Blakwell, Oxford, Danemark (1949).
87. **Hunter M. D., McNeil J. N., 1997** : Host-Plant Quality Influences Diapause and Voltinism in a Polyphagous Insect Herbivore. *Ecology*, Vol. 78, No. 4, pp. 977-986
88. **Hunter A. F., Elkinton J. S., 2000** : Effects of Synchrony with Host Plant on Populations of a Spring-Feeding Lepidopteran. *Ecology*, Vol. 81, No. 5, pp.1248-1261.
89. **Ince I. A., Kati H., Yilmaz H., Demir I., Demirbag Z., 2008** : Isolation and identification of bacteria from *Thaumetopoea pityocampa* Den. and Schiff. (Lep., Thaumetopoeidae) and determination of their biocontrol potential. *World journal of microbiology biotechnology*, vol. 24, n°12, pp. 3005-3015.
90. **Jactel H., Menassieu P., Vétillard F., Barthélémy B., Piou D., Frérot B., Rousselet J., Goussard F., Branco M. and Battisti A., 2006** : Population monitoring of the pine processionary moth (Lepidoptera: Thaumetopoeidae) with pheromone-baited traps. *Forest Ecology and Management* Vol 235, pp 96-106
91. **Joly P., 1970** : Action des déprédations dues aux insectes défoliateurs sur le pin maritime. *Rev For Française* N° special (la lutte biologique en forêt), pp205-210
92. **Kadik B. et Hamoudi A., 1976** : La chenille processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff). Biologie et moyens de lutte. *Int. Nat. Rech. Agr. Algerie- C.N.R.E.F.*, 8p.
- 93.
94. **Kaitaniemi P., Ruohomäki K., Tammari T., Haukioja E., 1999** : Induced resistance of host tree foliage during and after a natural insect outbreak. *Anim Ecol*, 382-389
95. **Kanat M., Alma M.H., Sivrikaya F., 2005** : Effect of defoliation by *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) on annual diameter increment of *Pinus brutia* Ten. in Turkey. *Ann For Sci*, vol.62 n°1: 91-94
96. **Kanat M. et Mol T., 2008** : The Effect of *Calosoma sycophanta* L. (Coleoptera: Carabidae) Feeding on the Pine Processionary Moth, *Thaumetopoea pityocampa* (Denis & Schiffermüller) (Lepidoptera: Thaumetopoeidae), in the Laboratory. *Turk J Zool*, vol. 32, pp 367-372
97. **Kanat, M. et Zbolat, M., 2006** : Mass Production and Release of *Calosoma sycophanta* L. (Coleoptera: Carabidae) Used against the Pine Processionary Moth, *Thaumetopoea pityocampa* (Schiff.) (Lepidoptera: Thaumetopoeidae), in Biological Control. *Turk J Zool*, N°30, P181-185
98. **Kara I., 2005** : Contributions à l'étude de quelques facteurs de mortalité de *Thaumetopoea pityocampa* Denis et Schiffermüller (Lep., Thaumetopoeidae) dans la Cèdraie de Chréa. *The. Ing. Agro. Université Sâad Dahleb de Blida*, 90p.
99. **Kerdelhué C.*, L. Zane*, M. Simonato, P. Salvato, J. Rousselet, A. Roques & A. Battisti, 2009** : Quaternary history and contemporary patterns in a currently expanding species. *BMC Evolutionary Biology*, 9: 220.

100. **Khemici M., Zamoum M., Demolin G., 1988** : Ecologie de *Thaumetopoea pityocampa* Schiff (Lepidoptera, Thaumetopoeidae) en Algérie. Incidence du climat sur le comportement de l'insecte, *Ann. Rech. Forest, en Algérie*, Vol. III, n°3, pp. 67-77.
101. **Khorchi A., 2008** : Contribution à l'étude de l'extension du cèdre de l'Atlas "*Cedrus atlantica* Manetti" (cas du parc national de Chréa). Th. Ing. Agro. INA, El-Harrach, 66p.
102. **Landmann G., 1988** : Comment apprécier la vitalité d'un arbre ou d'un peuplement forestier ? *Rev. For. Fr.* XL- 4, pp 265-284.
103. **Landmann G., 1994** : Concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers. *Rev. For. Fr.* XLVI - 5-1 : 495 -415.
104. **Laurent-Hervouet N., 1986** : Mesure des pertes de croissance radiales sur quelques espèces de *Pinus* dues à deux défoliateurs forestiers. Cas de la processionnaire du pin en région méditerranéenne . *Ann. Sc. For.* 43 (2): 239-262
105. **Lebourgeois F., 2007** : Dendrochronologie - Standardisation et Modélisation climatique. Agro Paris Tech, Laboratoire d'Etude des Ressources Forêt-Bois (LERFOB), Equipe Ecologie Forestière ENGREF – 14 rue Girardet – 54042 Nancy Cedex, 41p.
106. **Lebourgeois F., 2010** : Principes et méthodes de la dendrochronologie. Agro Paris Tech, Laboratoire d'Etude des Ressources Forêt-Bois (LERFOB), Equipe Ecologie Forestière ENGREF – 14 rue Girardet – 54042 Nancy Cedex, 72p.
107. **Leclercq B., 1976** : Etude expérimentale des facteurs limitant la densité des mésanges en forêt. *Alauda* N°44 (3), 1976. pp301-318.
108. **Lecompte M. et Lepoutre B., 1975** : Bilan de l'eau et conditions d'existence de la cédraie dans le moyen Atlas basaltique (Maroc). Utilisation d'une analyse d'information mutuelle entre les espèces et les variables du milieu. Extrait des *Annales de la Recherche forestière au Maroc* Tome 15, 269P.
109. **Le Louarn H., 1971** : Méthodes d'étude de l'action des passereaux sur les insectes défoliateurs. *Ann. Zool-Ecol. Aim*, 3 (3), pp 379-396.
110. **Lemoine B., 1977** : Contribution à la mesure des pertes de production causées par la chenille processionnaire (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff) au pin maritime dans les Landes de Gascogne. *Annales des Sciences Forestières*, 34: 205-214
111. **Levieux J., 1987** : La défense des forêts contre les insectes. Approches actuelles et perspectives. *Ann. For. Sci.* 44: 277-302
112. **Markalas S., 1989** : Influence of soil moisture on the mortality, fecundity and diapause of the pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff.). *Journal of Applied Entomology*, vol 107, pp 211-215
113. **Markalas S., 1998** : Biomass Production of *Pinus pinaster* after Defoliation by the Pine Processionary Moth (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff.). In : Population Dynamics, Impacts, and Integrated Management of Forest Defoliating Insects, edited by M.L. McManus and A.M. Liebhold, USDA Forest Service General Technical, Pages 292-302
114. **Mason R.R., Wickman B.E., 1988** : The douglas-fir tussock moth in the interior Pacific Northwest. In: Dynamics of forest insect population, edited by Alan A. Berryman, Plenum, New York, pp 179-209.
115. **Masutti L. and Battisti A., 1990** : *Thaumetopoea pityocampa* (Den. and Schiff) in Italy. Bionomics and perspectives of integrated control. *Journal of applied entomology (J. Appl. Entomol.)*. Vol.110, n°.3, pp. 229-234.
116. **Mayfield Albert E., Allen Douglas C., Briggs Russell D., 2005** : Radial growth impact of pine false webworm defoliation on eastern white pine. *Canadian journal of forest research*, vol. 35, n°5, pp. 1071-1086.

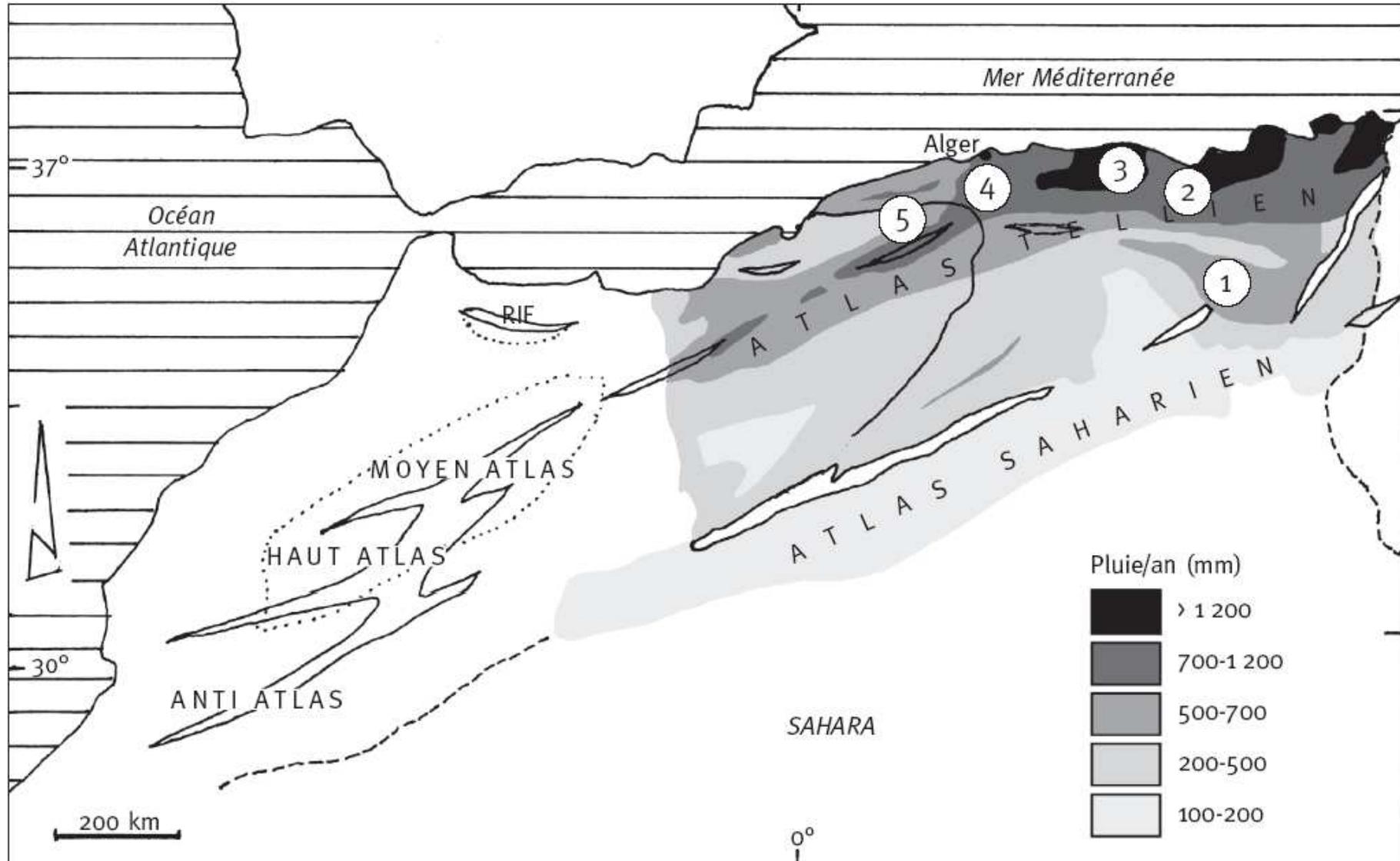
117. **Meddour H., 1992** : Contribution à l'étude dendrochronologique de deux provenances de pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill) en Algérie: cas d'une station littorale et une autre continentale. Th. Mag. INA, El Harrach, 178p.
118. **Meddour R., 1994a**: Contribution à l'étude phytosociologique de la portion centro-orientale du Parc national de Chréa. Essai d'interprétation synthétique des étages et des séries de végétation de l'Atlas Blidéen. Thèse de Magister I.N.A., Alger, 330p.
119. **Meddour R., 1994b** : La cédraie de l'Atlas Blidéen (Algérie). Valeur bioclimatique, syntaxonomique et dynamique. *Ann. Rech. For. Maroc*, (1994), T (27), 105-127
120. **Meddour R., 2002** : Bioclimats, étages et séries de végétation de l'Atlas Blidéen (Algérie). *Phytocoenologia* 32: 101-128
121. **Meziane M., 2008** : Evaluation d'une campagne de lutte aérienne contre la processionnaire du pin réalisée au niveau de la cédraie de Teniet El-Had. Thèse d'ingénieur, E.N.S.A, 82p
122. **M'hirit O., 1982** : Études écologiques et forestières des cédraies du Rif Marocaine : essai sur une approche multidimensionnelle de la phytoécologie et de la production du cèdre de l'Atlas. *Ann. Rech. For. Maroc*. Vol. 2. 499 p.
123. **M'hirit O., 1994** : le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti). Présentation générale et état des connaissances à travers le réseau Silva Méditerranéa « Le cèdre » *Ann. Rech. For Maroc* 27 spécial, vol1, IXXXVI-1-361, pp 3-21
124. **Mirchev, P.a , Schmidt, G.H.b d , Tsankov, G.a , Avci, M.c., 2004** : Egg parasitoids of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep., Thaumetopoeidae) and their impact in SW Turkey. *Journal of Applied Entomology* Volume 128, Issue 8, Pages 533-542.
125. **Mirchev St., Lyubenova M., Dimitrova v., Bratanova-Doncheva S., 2009** : Dendrochronological investigation on *Castanea sativa* Mill. In Belasitza mountain and western Balkans (Berkovitza mountain). *Biotechnol.*, special edition pp377-380.
126. **Miri Y., 1988** : Essai de cartographie de la végétation sur la région de Ghellaie dans le parc national de Chréa . Th. Ing. Agr., I.N.A., Alger, 122p.
127. **Mols Christel M. M. et Visser Mrcel E., 2002** : Great tits can reduce caterpillar damage in apple orchards. *Journal of Applied Ecology*, 39, 888-899
128. **Montgomery M.E., Wallner W.E., 1988** : The gypsy moth: a westward migrant. In: Dynamics of forest insect population, edited by Alan A. Berryman, Plenum, New York, pp. 353-376.
129. **Morsli S., 2005** : Ecologie des pontes et des nids de la processionnaire du pin *Thaumetopoea pityocampa* Denis et Schiffmuler (Lep. Thaumetopoeidae) dans la cédraie du parc national de Chréa et dans la pinède de la région de Djelfa. Th. Ing. Sci. Agro. INA. 59p.
130. **Mouna M., 2009** : *Phaenops marmottani* Fairmaire (Coleoptera Buprestidae), xylophage primaire pour le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Man.). *Bulletin des l'Institut Scientifique*, Rabat, section Sciences de la Vie, n° 31 (2), 85-90.
131. **Muzika R. M., Liebhold A. M., 1999** : Changes in radial increment of host and nonhost tree species with gypsy moth defoliation. *Can. J. For. Res*, N° 29, pp 1365-1373.
132. **Mzibri M., 1991** : Bioecology of *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. (Lep. Thaumetopoeidae) and its impact on the productivity of the cedar *Cedrus atlantica* M. in the Rif (Forest d'Iguermelt). Thèse 3^{eme} cycle, Faculty of Science, Rabat, 120p.
133. **Nedjahi A., 1987a** : La cédraie de Chréa (Atlas Blidéen). Phénologie – productivité – régénération. Thes. Doct., université de Nancy 77p
134. **Nedjahi A., 1987b** : La croissance et la productivité du cèdre de l'Atlas a Chréa. *Ann. Rech. Forest. Algérie*, vol. 2, n°2, pp 23- 59.

135. **Ostaff Don P., Quiring Dan T., 2000** : Role of the host plant in the decline of populations of specialist herbivore, the spruce bud moth. *Le journal de l'ecologie animale*, vol. 69, n°2, pp. 263-273.
136. **Paiva M. R., Mateus E., Santos M. H., Branco M.R., 2010** : Pine volatiles mediate host selection for oviposition by *Thaumetopoea pityocampa* (Lep., Notodontidae) *Journal of Applied Entomology* pp 195-203.
137. **Pérez-Contreras Tomas, Soler Juan J. et Soler Manuel, 2003** : Why do pine processionary caterpillars *Thaumetopoea pityocampa* (Lepidoptera, Thaumetopoeidae) live large groups? An experimental study. *Ann. Zool. Fennici* 40: 505-515.
138. **Pimentel C. & Nilsson J.-Å. 2007** : Response of Great Tits *Parus major* to an irruption of a Pine Processionary Moth *Thaumetopoea pityocampa* population with a shifted phenology. *Ardea* 95(2): 191–199.
139. **Pimentel C. & Nilsson J.-Å. 2009** : Response of passerine birds to an irruption of a pine processionary moth *Thaumetopoea pityocampa* population with a shifted phenology. *Ardeola* 56(2), 2009, 189-203
140. **Questienne P. & Miermont Y., 1979** : Contribution à la connaissance de *Thaumetopoea pityocampa* (Schiff). Etude de la chenille processionnaire du pin et du cedre au Maroc, *Ann. Rech. Forest. Maroc*, T. 19, pp. 80-147.
141. **Rivta M. Mutanen, Hilikka T. Siltanen, V. Pekka Kukka, 1988** : Residues of Diflubenzuron and two of its metabolites in forest ecosystem after control of the pine looper moth *Bupalus piniarius* L. *Pestic. Sci*, n° 23, pp 131-140.
142. **Robinet Cristelle, Baier Peter, Pennerstorfer Josef, Schopf Axel, Roques Alain, 2007** : Modelling the effects of climate change on the potential feeding activity of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep., Notodontidae) in France. *Global Ecology and Biogeography* Volume 16, pages 460–471.
143. **Robredo R., 1983** : Le dimilin ODC 45% : Traitement de la chenille processionnaire du pin en Espagne avec le diflubenzuron. Paris : *la Quinoleine*, 16p
144. **Salvato, P., Battisti, A., Concato, S., Masutti, L., Patarnello, T. & Zane, L., 2002** : Genetic differentiation in the winter pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampawilkinsoni* complex), inferred by AFLP and mitochondrial DNA markers. *Molecular Ecology*, 11, 2435-2444.
145. **Santos, H., Rousselet, J., Magnoux, E., Paiva, M.R., Branco, M. & Kerdelhue, C., 2007** : Genetic isolation through time: allochronic differentiation of a phenologically atypical population of the pine processionary moth. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 274, 935-941.
146. **Sbadjji, M., 1997** : Contribution à l'étude de la perte de croissance de *Cedrus Atlantica* Manetti suite aux attaques de la processionnaire du pin *Thaumetopoea pityocampa* Schiff. These de Magister. I.N.A D'Alger 116p.
147. **Sbadjji M., Oldache E. H., Haddad H., Kadik B. & Lambs L., 2009** : Cedar tree growth (*Cedrus atlantica* Manetti) in Chréa national Park, Algeria, and the influence of defoliation by the Pine Processionary Caterpillar (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff.). *Rev. Écol. (Terre Vie)*, vol. 64, pp 323-332.
148. **Schmidt, G.H. & Douma, P.E., 1989** : contribution to parasitism of egg batches of *Thaumetopoea pityocampa* (Denn. & Schiff.) (Lepidoptera Thaumetopoeidae) on the Peloponnes (Greece). *Bollettino di Zoologia Agraria e di Bachicoltura*, 21, 141-151.
149. **Schmidt G.H., Mirchev P., Tsankov G., 1997** : The Egg parasitoids of *Thaumetopoea pityocampa* in the Atlas Mountains near Marrakech (Morocco). *Phytoparasitica* 25(4) : 275-281.
150. **Schmidt, G.H., Tanzen, E. & Bellin, S., 1999** : Structure of egg-batches of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. and Schiff.) (Lep., Thaumetopoeidae), egg parasitoids and rate of egg parasitism on the Iberian Peninsula. *Journal of Applied Entomology*, 123, 449-458.
151. **Seltzer P., 1946** : Le climat de l'Algérie. Inst. Météor. et de phys. du globe, univ. Alger, 219p.
152. **Shevelev, A.B., Battisti, A., Volynskaya, A.M., Novikova, S.I., Kostina, L.I. & Zalunin, I.A., 2001** : Susceptibility of the pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* (Lepidoptera:

- Thaumetopoeidae) toward delta-endotoxins of *Bacillus thuringiensis* under laboratory conditions. *Annals of Applied Biology*, **138**, 255-261.
153. **Simonato, M., Mendel, Z., Kerdelhue, C., Rousselet, J., Magnoux, E., Salvato, P., Roques, A., Battisti, A. & Zane, L., 2007** : Phylogeography of the pine processionary moth *Thaumetopoea wilkinsoni* in the Near East. *Molecular Ecology*, **16**, 2273-2283.
154. **Šmits, A., Larsson, S., 1999** : Effects of previous defoliation on pine looper larval performance. *Agricultural and Forest Entomology*, **1**: 19–26
155. **Spirhanzl-Düris J., 1969** : Oiseaux. Atlas illustré. Paris, Editions Gründ, 258p.
156. **Stastny M., Battisti A., Petrucco-Toffolo E., Schlyter F. & Larsson S., 2006** : Host plant use in the range expansion of the pine processionary moth, *Thaumetopoea pityocampa*. *Ecological Entomology*, **31**, 481-490
157. **Stewart Ph., 1969** : Quotient pluviothermique et de dégradation biosphérique: quelques réflexions. *Bull. Soc. Hist. Afr. Nord.*, **59** (1-4), pp. 23-36.
158. **Tailleux I. et Cloutier C. 1993** : Defoliation of tamonack by outbreak populations of larch sawfly in subarctic Quebec: Measuring the impact on tree growth. *CAN. J. For. Res.* Vol. **23** pp 1444-1452.
159. **Tazekratt Saadane, 2008** : Quantification des organes reproducteurs chez le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) suite à ses défoliations par la processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff). Thèse d'ingénieur agronome, I.N.A., Alger, 63p.
160. **Terrab A., Paun O., Talavera S., Tremetsberger K., Arista M., Stuessy T.F., 2006** : Genetic diversity and population structure in natural populations of Moroccan Atlas cedar (*Cedrus atlantica* Pinaceae) determined with cpSSR markers. *Amer J Bot* **93**:1274-1280
161. **Terrab A. Hampe A. Lepais O. Talavera S. Vela E. et Stuessy T. F., 2008** : Phylogeography of north african Atlas cedar (*Cedrus atlantica*, Pinaceae): Combined molecular and fossil data reveal a complex quaternary history. *American Journal of Botany* **95**(10): 1262–1269. 2008.
162. **Tiberi R., Roversi P. F., Bin F., 1991** : Egg parasitoids of pine and oak processionary caterpillars in central Italy. *Redia*, vol. **LXXIV**, n. 3 «Appendix», pp. 249-250.
163. **Tiberi, R., 1990** : Egg Parasitoids of the Pine Processionary Caterpillar, *Thaumetopoea-Pityocampa* (den and Schiff) (Lep, Thaumetopoeidae) in Italy - Distribution and Activity
164. **Tiberi, R., Niccoli, A., Curini, M., Epifano, F., Marcotullio, M.C. & Rosati O., 1999** : The role of the monoterpene composition in *Pinus* spp. needles, in host selection by the pine processionary caterpillar, *Thaumetopoea pityocampa*. *Phytoparasitica*, **27**, 263-272.
165. **Tikkanen Olli Pekka, Woodcock Ben, Watt Allan et Lock Kerry., 2006** : Are polyphagous geometrid moths with flightless females adapted to budburst phenology of local host species? *Oikos*, **112** (1). 83-90.
166. **Tikkanen Olli-Pekka, Julkunen-tiitto Riitta, 2003** : phenological variation as protection against defoliating insects: the case of *Quercus robur* and *Operophtera brumata*. *Journal Oecologia, plant Animal interactions*, volume **136**, number **2**, pp. 244-25, Finland.
167. **Toffolo Edoardo Petrucco, 2008** : Climate change and pine processionary moth, Role of the host plant. Thèse de doctorat en sciences agronomiques et environnementale, université de Padova, Italie, 86p.
168. **Toffolo E. P., Bernardinelli I., Stergulf F., Battisti A., 2006** : Climate change and expansion of the Pine Processionary Moth, *Thaumetopoea pityocampa*, in Northern Italy. IUFRO Working Party 7.03.10 Proceedings of the Workshop 2006, Gmunden/Austria, pp 331-340
169. **Toth J., 1971** : le cèdre (le cedre de l'Atlas – *Cedrus atlantica* – en France). *Bull de vulgarisation forestiere* N°71/4, Avril.
170. **Toth J., 1972** : Les stages sur le cèdre de l'Atlas. *Bull de vulgarisation forestiere* n° 6/7 Aout et sept.
171. **Toth J, 1978** : Contribution à l'étude de la fructification et de la régénération du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* M.) dans le sud de la France. Thè. Doc. Ing. Fac. St. Jérôme. Marseille, France. 136p.

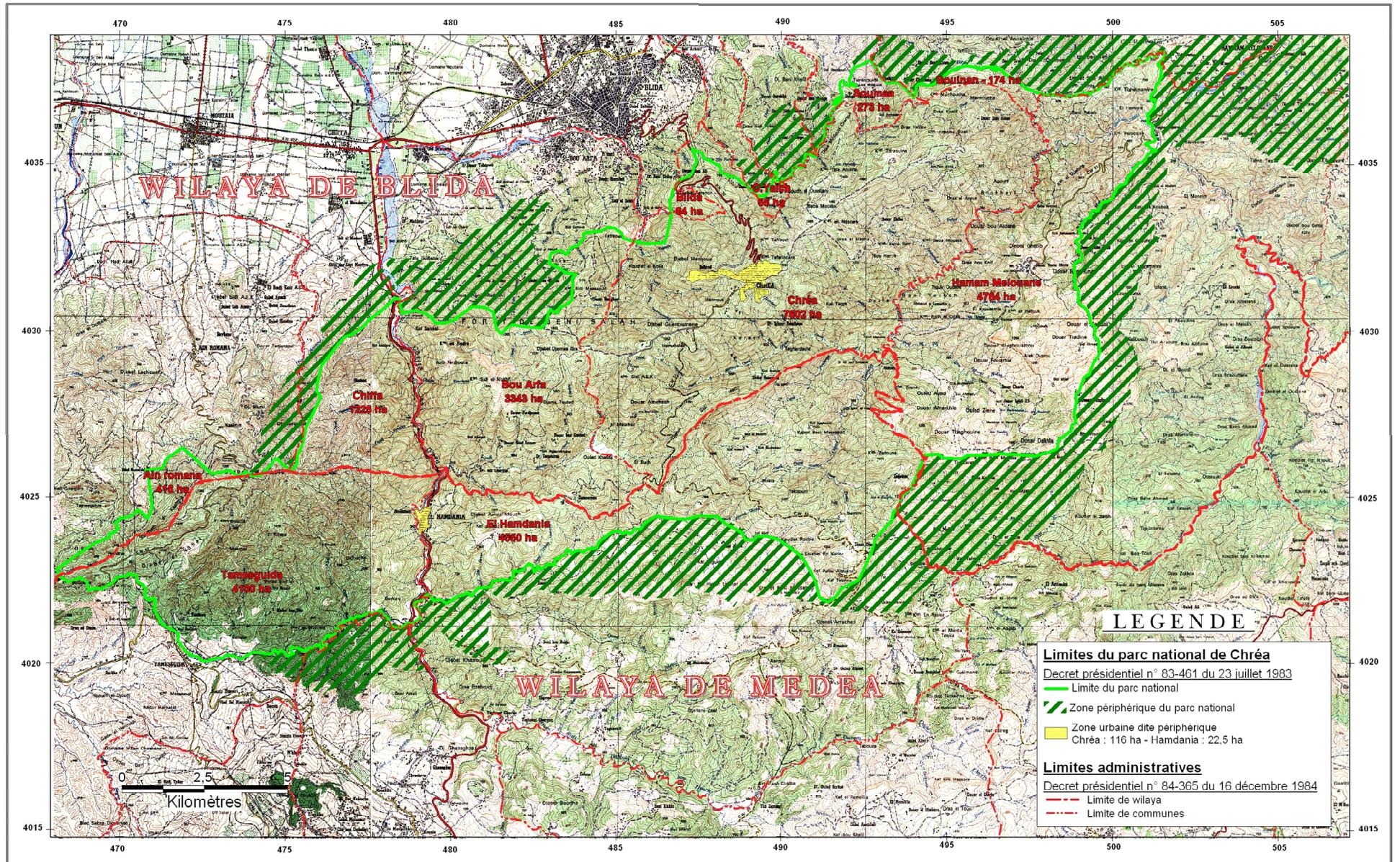
172. **Toth J., 1980** : Le cèdre: de la graine, dissémination, extraction, qualité, germination, conservation. Extr de foret privée, N131, pp 78-84.
173. **Toth J., 2005** : Le cèdre de France: étude approfondie de l'espèce. Editions l'Harmattan, 208p.
174. **Tsankov, G., 1990** : Egg Parasitoids of the Pine Processionary Moth, *Thaumetopoea-pityocampa* (den and Schiff) (Lep, Thaumetopoeidae) in Bulgaria - Species, Importance, Biology and Behavior. *Journal of Applied Entomology-Zeitschrift fur Angewandte Entomologie*, 110, 7-13.
175. **Tsankov G, Schmidt G. H., Mirchev P. 1996** : Parasitism of egg-batches of the pine processionary moth **Thaumetopoea pityocampa** (Den. & Schiff.) (Lep., Thaumetopoeidae) in various regions of Bulgaria[‡] *Journal of Applied Entomology*, Volume 120, pages 93–105
176. **Tsankov G., Douma P.E., Mirchev P., Georgiev G. & Koutsaftikis A., 1999** : Spectrum of egg parasitoids and rate of parasitism of egg batches of the pine processionary moth *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) in the northern Peloponnes/Greece. *Journal of the Entomological Research Society*, **1**, 1-8.
177. **Ulreich D., 1988** : La distribution actuelle et potentielle du cèdre dans le haut Rif central. *R.G.M.*, Vol. 12, nouvelle serie, n°1.
178. **Van Asch M. and Visser Marcel E., 2006** : Phenology of forest caterpillars and their host trees: The importance of synchrony. Netherlands institute of ecology, *Annul Review of Entomology*, vol.52, pp. 37-55.
179. **Zamoum M., Demolin G., 1998** : Données sur la bioécologie, les facteurs de mortalité et la dynamique des populations de *Thaumetopoea pityocampa* Denis et Schiffermüller (Lep., Thaumetopoeidae) dans les pineraies subsahariennes de la région de Djelfa (Algérie) (Data on the bioecology, the factors of mortality and dynamic of populations of *Thaumetopoea pityocampa* Denis et Schiffermüller (Lep., Thaumetopoeidae) in the pine forests of the subsaharian Djelfa region (Algeria)). Travaux Universitaires, Université de Rennes 1, N°:98 REN1 0033, Rennes, France.
180. **Zamoum M., Démolin G., 2003** : Possibilités de renforcement de la lutte contre *Thaumetopoea pityocampa* Denis et Schiffermüller (Lep., Thaumetopoeidae) dans les reboisements de *Pinus halepensis* du 'barrage vert'. *Ann Sci For Algérie*: 18-26.
181. **Zamoum M., Démolin G., 2004** : Mécanismes de régulation des populations de la processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa* Denis & Schiffermüller (Lep., Thaumetopoeidae) en zone semi-aride (Algérie). *Ann Rech Forest Tunisie* 6: 155-173
182. **Zedek M., 1993** : Contribution à l'étude de la productivité du *Cedrus atlantica* Manetti (cedre de l'Atlas) dans le parc national de Teniet El Had. Thèse de Magister I.N.A. Alger 175p
183. **Zeraia L., 1986** : Etude phytosociologique des groupements végétaux forestiers du parc national de Chréa. *Ann. Rech. Forest. En Algérie*, Vol 11, pp 23-52
184. **Zhang Q.H., Schlyter F., Battisti, A., Birgersson G. & Anderson P., 2003** : Electrophysiological responses of *Thaumetopoea pityocampa* females to host volatiles: implications for host selection of active and inactive terpenes. *Anzeiger fur Schadlingskunde-Journal of Pest Science*, **76**, 103-107.
185. **Zouggar N., 1987** : Contribution à la cartographie de la végétation du Parc National de Chréa, station sud de Chréa. Th. Ing. Agr., I.N.A., Alger, 89 p.

Annexes



1- Aurès-Bélézma-Monts du Hodna 2- Babors et Tababors 3- Djurdjura 4- Atlas blidéen 5- Ouarsenis
 Aire de distribution du cèdre de l'Atlas (source : Harfouche et Nedjahi, 2003)

Annexe 2

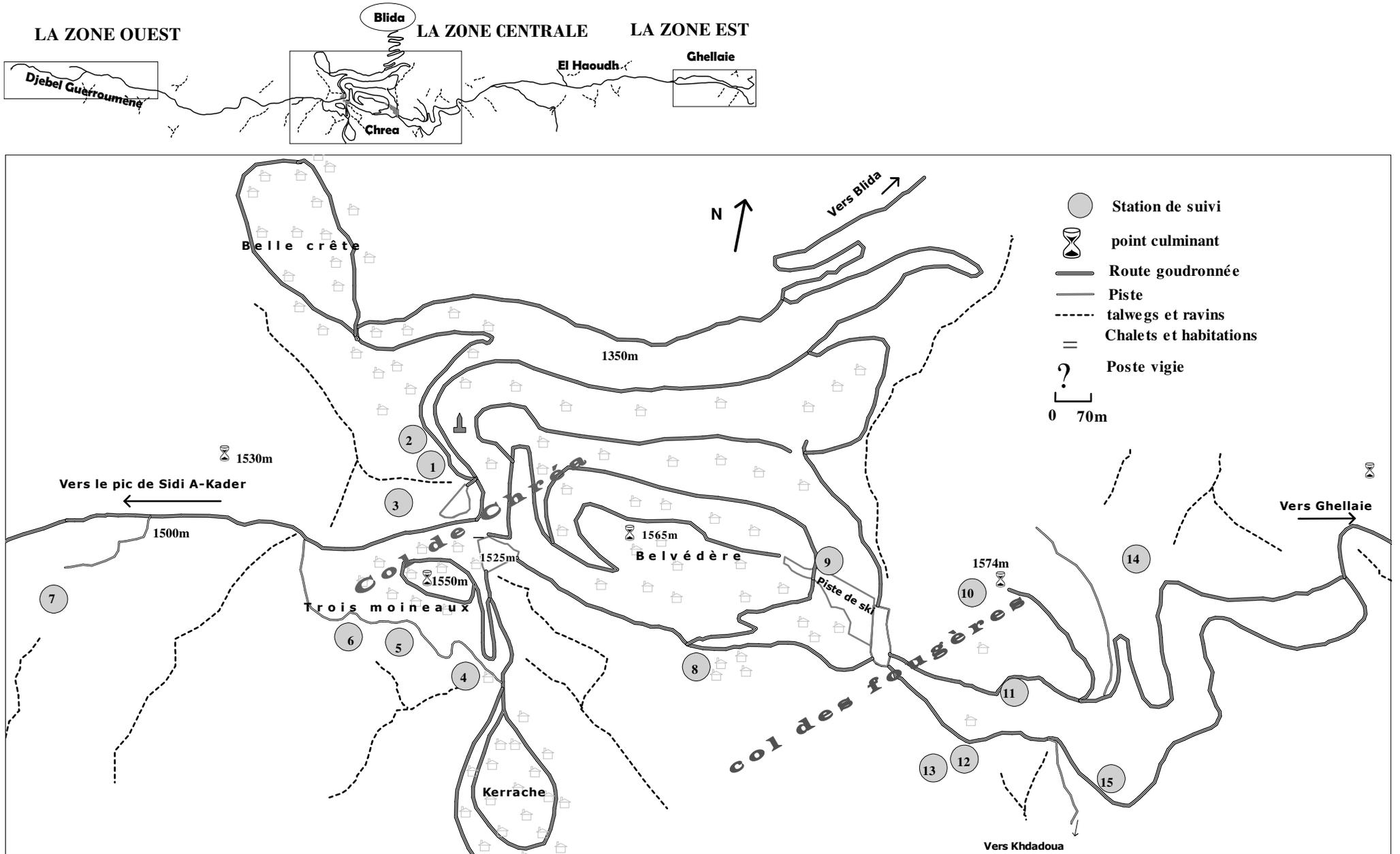


Situation géographique du Parc National de Chréa (source: Anonyme, 2010)

Annexe 3
Caractéristiques des stations d'estimation du niveau de population.

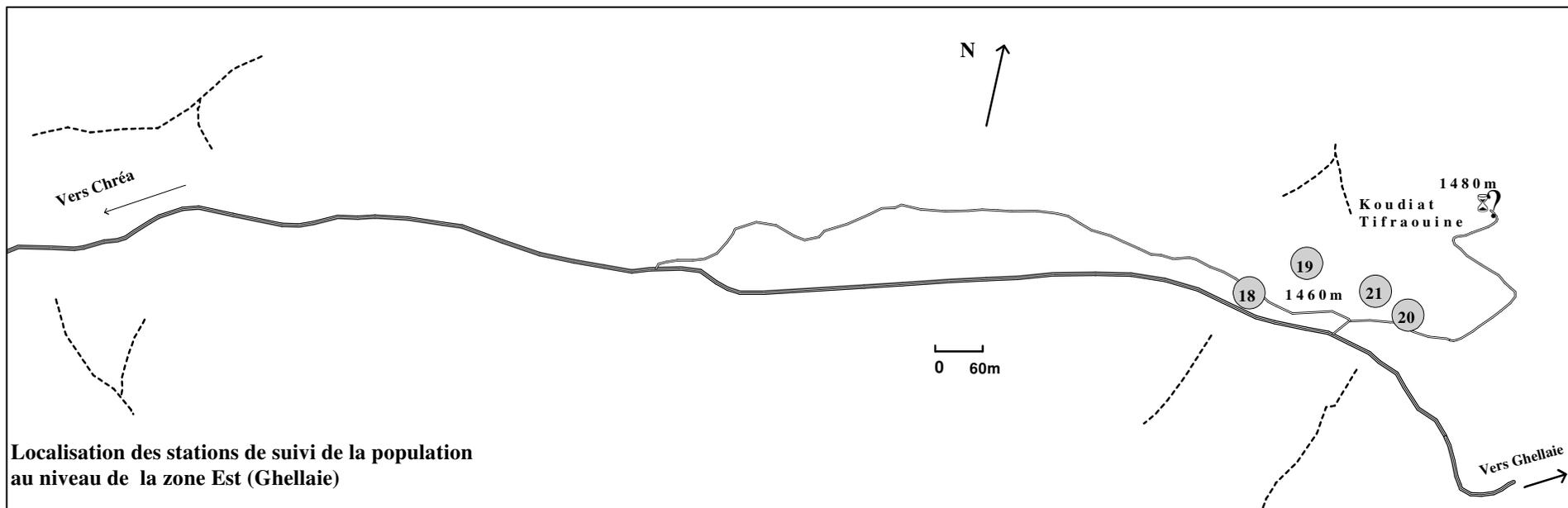
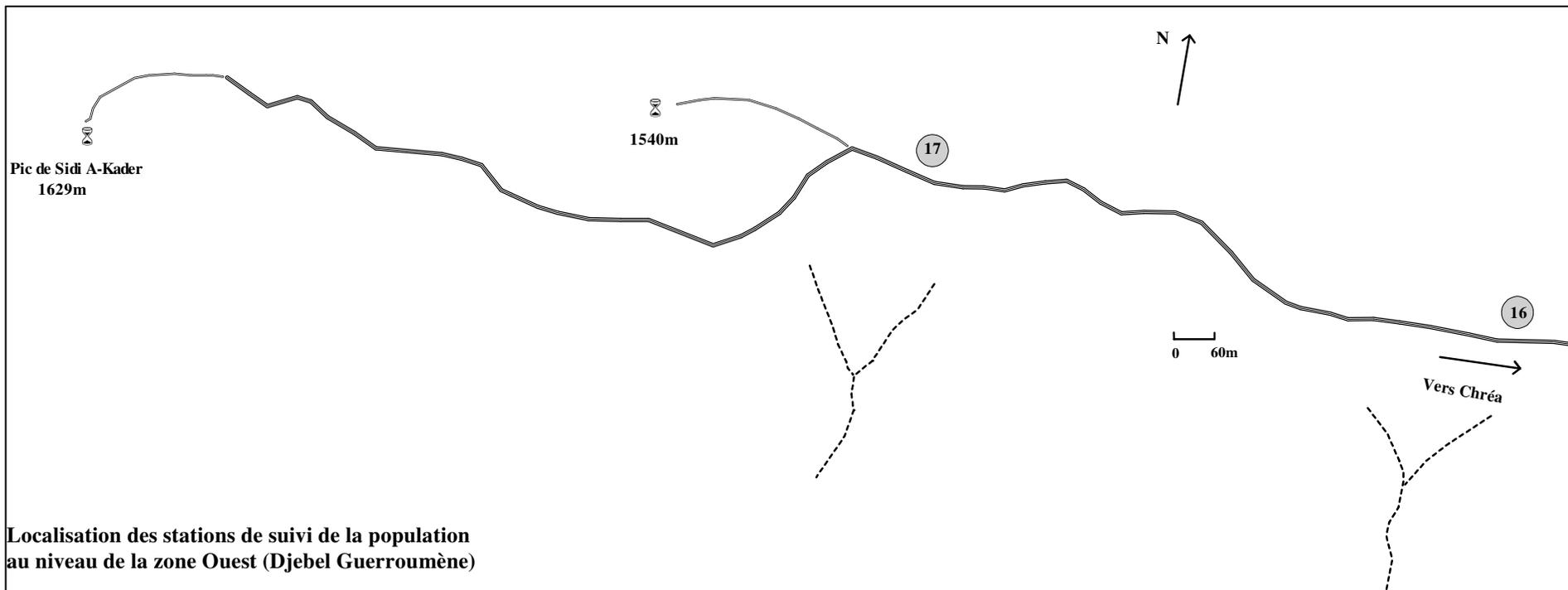
Zone	station	Coordonnées	Altitude	Orientation	Peuplement
La zone centre Col de Chréa	1	36.427204° 2.875003°	1479	Ouest	Naturel, clairière
	2	36.427382° 2.874362°	1468	Ouest	Naturel dense
	3	36.426674° 2.875369°	1481	Nord	Naturel, clairière
	4	36.424974° 2.477920°	1472	Sud	Naturel, clairière
	5	36.424810° 2.876605°	1487	sud	Naturel, clairière
	6	36.424517° 2.875666°	1491	Sud	Naturel, clairière
	7	36.424460° 2.872288°	1465	Sud	Naturel, clairière
	8	36.427134° 2.881500°	1484	sud	Naturel lisière
	9	36.429259° 2.882494°	1517	Est	Naturel lisière
La zone centre Col des fougères	10	36.430240° 2.884746°	1506	Ouest	Naturel, clairière
	11	36.429477° 2.886104°	1489	Ouest	Naturel, clairière
	12	36.428397° 2.886080°	1454	Sud	Naturel, clairière
	13	36.428083° 2.885943°	1432	sud	Naturel dense
	14	36.431841° 2.885035°	1514	Nord	Naturel clairière
	15	36.429127° 2.888487°	1450	Est	lisière
La zone ouest Guerroumène	16	36.414072° 2.853842°	1500	Ligne de crête	Naturel clairière
	17	36.411106° 2.844229°	1490	Ligne de crête	Naturel, lisière
La zone est Ghellaie	18	36.455149° 2.919735°	1470	Ligne de crête plate	Reboisement, clairière
	19	36.455902° 2.920628°	1470	Ligne de crête plate	Reboisement peuplement dense
	20	36.455945° 2.921920°	1475	Ligne de crête	Reboisement clairière
	21	36.456197° 2.921346°	1475	Ligne de crête	Reboisement dense

Annexe 4



Localisation des stations de suivi de la population au niveau de la zone centrale (col de Chréa et col des fougères)

Annexe 5



Annexe 6

Variation intra-station (inter-arbres) du niveau de population.

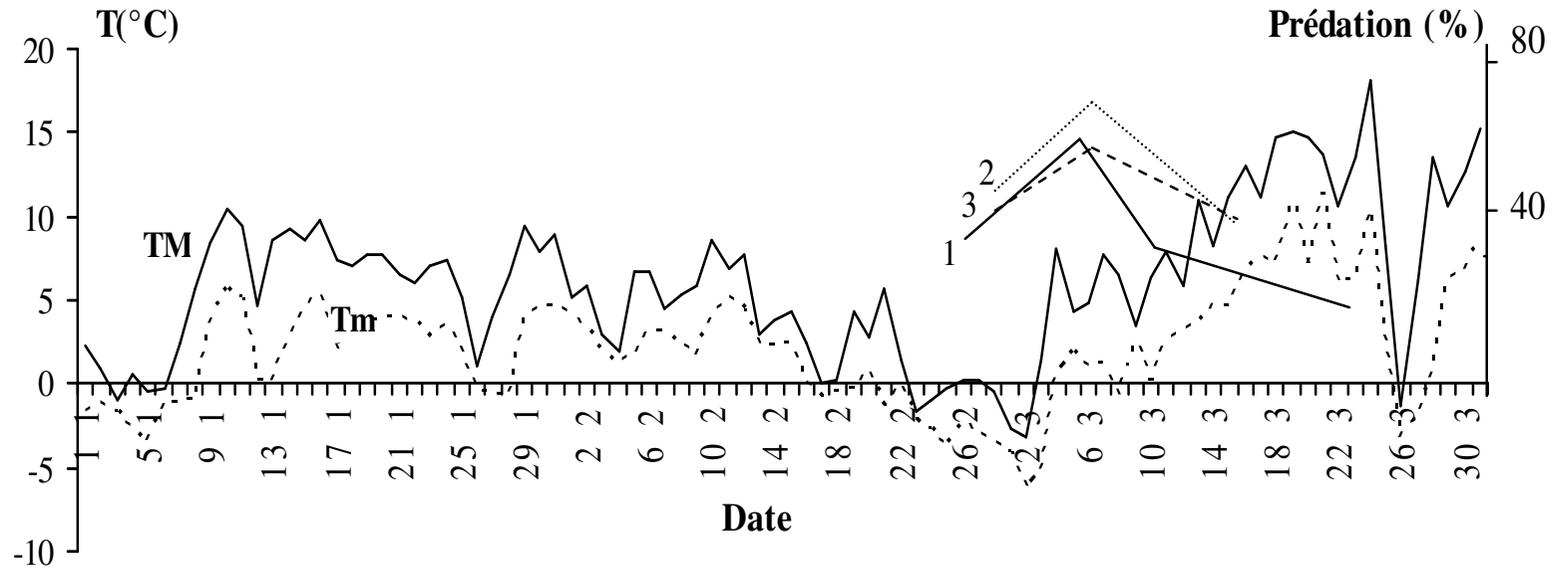
Station	Année	X=(nids/a rb)	CV(%)	CV(%): LN(X+1)	X' (nids/arb): 25 arbre	CV (%)	CV(%): LN(X'+1)
1	2001-02	3,09	112,09	54,73	5,08	68,64	28,19
	2002-03	11,05	63,75	31,31	14,48	40,76	13,86
	2003-04	2,03	82,77	65,83	3,04	41,91	20,17
6	2001-02	6,3	45,58	18,60	7,88	32,42	12,61
	2002-03	9,33	39,81	14,45	11,28	30,12	9,98
	2003-04	3,03	75,38	42,72	4,16	52,24	23,48
11	2001-02	6,41	54,71	24,72	8,24	35,94	13,29
	2002-03	16,64	47,64	15,60	20,76	33,78	10,33
	2003-04	7,18	68,74	43,86	9,92	39,35	15,27
12	2001-02	6,10	77,39	38,89	8,48	50,04	18,07
	2002-03	11,64	65,58	34,55	15,56	42,43	14,51
	2003-04	6,03	63,21	56,35	7,4	45,32	21,27
8	2001-02	5	93,77	51,96	9,4	53,63	22,61
	2002-03	9,00	99,65	38,30	13,88	69,89	20,11
	2003-04	3,11	66,51	49,22	4,68	25,22	11,81
16	2001-02	1,66	145,58	110,59	2,72	95,23	59,27
	2002-03	9,54	62,30	20,68	10,32	56,20	15,24
	2003-04	0,00	-	-	0	-	-
4	2001-02	5,80	93,77	51,96	9,4	53,63	22,61
	2002-03	9,00	99,65	38,30	13,88	69,89	20,11
	2003-04	3,04	66,51	52,64	4,68	25,22	11,81
17	2001-02	6,80	63,29	42,06	9,36	34,04	12,52
	2002-03	11,79	44,10	17,49	14,72	26,92	8,87
	2003-04	0,00	-	-	0	-	-
10	2001-02	2,14	113,26	84,86	3	79,34	47,20
	2002-03	7,14	61,37	36,53	8,12	47,73	22,25
	2003-04	4,43	78,73	44,43	5,16	65,40	32,38
5	2001-02	9,50	49,11	21,43	11,96	31,04	11,16
	2002-03	13,44	46,91	18,84	17,04	27,70	8,63
	2003-04	3,08	85,46	58,67	4,44	52,05	24,32
7	2001-02	9,95	41,05	17,16	12,24	25,97	9,57
	2002-03	8,59	50,30	18,15	10,56	39,81	12,68
	2003-04	3,15	60,65	39,93	4,24	34,23	15,68
9	2002-03	2,48	120,27	80,95	3,12	68,03	41,41
3	2002-03	0,59	127,35	116,03	0,92	80,87	69,43
15	2002-03	4,51	100,89	72,83	6,88	58,94	26,27
14	2002-03	0,82	107,83	96,66	1,28	61,85	48,38
1	2008-09	10,26	22,71	9,11	10,60	19,26	7,20
2	2008-09	1,97	75,07	61,21	2,28	58,73	42,57
13	2002-03	2,61	85,66	72,15	2,92	73,93	59,61
18	2002-03	4,21	96,62	67,34	6,16	59,96	25,27
19	2002-03	0,96	126,53	107,7	1,76	64,11	40,87
20	2003-04	1,25	93,70	82,09	1,96	45,35	28,52
21	2003-04	0,22	190,90	190,9	0,36	136,08	136,08

Annexe 7

**Evolution du niveau de population moyen (Nids/arbre) au niveau
des stations fortement infestées entre 1991 et 2009.**

station	1991-92	1992-93	1993-94	1994-95	1995-96	1996-97	1997-98	1998-99	1999-00	2000-01	2001-02	2002-03	2003-04	2004-05	2005-06	2006-07	2007-08	2008-09	2009-10
10	15,45	2,30	0,00	0,00	0,00	4,23	8,23	3,10	0,00	0,00	2,14	7,14	4,43	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,83
1	18,55	0,75	0,00	0,00	0,00	6,51	14,03	2,23	0,00	0,00	3,09	11,05	2,03	0,00	0,00	2,19	7,59	10,26	3,30
18	7,88	1,28	0,00	0,00	0,00	1,42	3,61	0,58	0,00	0,00	1,77	4,21	2,18	0,00	0,00	0,00	0,43	1,32	0,32
7					0,00	9,44	11,13	2,69	0,00	0,00	9,95	8,59	3,15	0,00	0,00	1,61	4,66	2,96	0,00
6					0,00	5,63	9,03	3,23	0,00	0,00	6,30	9,33	3,03	0,00	0,00	2,52	8,20	6,63	0,35
4					0,00	7,55	11,55	2,28	0,00	0,00	5,80	9,00	3,11	0,00	0,00	0,61	5,88	3,61	1,35
11									0,00	0,00	6,41	16,64	7,18	0,00	0,00	1,51	6,26	10,92	3,33
15									0,00	0,00	1,91	4,51	6,05	0,00	0,00	0,00	1,43	4,58	2,25
17									0,00	0,00	6,80	11,79	0,00	0,00	0,00	1,82	4,31	5,86	0,63
5									0,00	0,00	9,50	13,44	3,08	0,00	0,00	1,23	8,93	10,57	0,90
8									0,00	0,00	5,00	7,85	3,11	0,00	0,00	0,00	6,27	8,31	5,48
16									0,00	0,00	1,66	9,21	0,00	0,00	0,00	0,99	7,32	1,31	0,00
12									0,00	0,00	6,10	11,64	6,03	0,00	0,00	3,19	7,34	12,53	8,78
Moy	13,96	1,44	0,00	0,00	0,00	5,80	9,60	2,35	0,00	0,00	5,11	9,57	3,34	0,00	0,00	1,20	5,28	6,22	2,12

Annexe 8



Evolution du taux de prédation des chenilles par la mésange charbonnière en fonction des températures maximales et minimales (T_M et T_m), enregistrée en 1993 (Source : Sbabdji, 1997)