



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
PEOPLE'S DEMOCRATIC REPUBLIC OF ALGERIA
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
MINISTRY OF HIGHER EDUCATION AND SCIENTIFIC RESEARCH

- جامعة زيان عاشور الجلفة -
ZIANE ACHOUR UNIVERSITY OF DJELFA

كلية علوم الطبيعة والحياة
FACULTY OF SCIENCE OF NATURE AND LIFE

قسم العلوم الفلاحية والبيطرية
DEPARTMENT OF AGRONOMIC AND VETERINAIRY SCIENCES

THESIS

FOR THE OBTAINING OF THE DEGREE
THIRD CYCLE DOCTORATE (D-LMD) IN AGRONOMIC SCIENCES

OPTION : FOREST ECOLOGY

BY

Bouchahdane Issam

Theme

Bio-ecology of raptors in Chettabah forest (Constantine) : particular case of booted eagle *Hieraaetus pennatus* (Gmelin, JF, 1788).

Member of board of examiners of doctoral thesis:

Pr BELHADJ Safia	Professor	UZA.Djelfa	President
Pr DERRIDJ Arezki	Professor	UMM.Tizi-Ouzou	Thesis supervisor
Pr BOUKHEMZA Mohammed	Professor	UMM.Tizi-Ouzou	Co-Thesis supervisor
Pr AIT BELKACEM Abdelkarim	Professor	UZA.Djelfa	Examiner
Pr FARHI Kamilia	Professor	UMK.Biskra	Examiner
Pr GUERZOU Ahlem	Professor	UZA.Djelfa	Examiner

REMERCIEMENTS

Nous remercions Dieu le tout puissant qui nous a donné la patience, le courage et la santé et nous a ouvert le long chemin du savoir.

Nous tenons à remercier notre très cher encadreur

Mr. DERRIDJ Arezki

Qui nous a fait l'honneur d'accepter de diriger ce modeste travail avec professionnalisme, et pour ces conseils précieux, son soutien continu et sa patience au cours de la réalisation pratique et théorique de ce travail.

Nous remercions le professeur **Boukhemza Mohammed** d'avoir Co-encadré la thèse.

M^{me} le professeur **Belhadj Safia**, d'avoir accepté de présider le jury.

Nous remercions les membres du jury

M^{lle} Farhi Kamilia professeur à l'université de Biskra d'avoir accepté de juger mon modeste travail

M^{me} Guerzou Ahlem professeur à Université Ziane Achour de Djelfa
Et **M^r AIT BELKACEM Abdelkarim** professeur aussi à Université Ziane Achour de Djelfa

D'avoir accepté de faire partie du jury.

J'exprime ma gratitude et mes remerciements à mon compagnon de terrain Monsieur **Belmoures Radouane et Boutamina Ali** président de l'Association de l'environnement

« El Mebdoue ».

Je remercie vivement Professeur **Soutou Karime** pour son aide, ses orientations et ses conseils.

Je tiens à remercier de la même façon Docteur **Khemis Mohamed Dhaya El Hak**, pour son aide, et pour tous ses efforts.

Liste des Figures

Figure	Liste des Figures	Page
Figure 1	Les serres des rapaces diurnes	08
Figure 2	Schéma générale des rapaces en vol	09
Figure 3	La topographie générale des Rapaces	10
Figure 4	des rapaces en haut de la chaîne alimentaire sur un exemple de réseau trophique	11
Figure 5	Aigle botté <i>Hieraaetus pennatus</i> (Systématique, Descripteur, Biométrie, Statut en Algérie)	13
Figure 6	Distribution de l'Aigle botté <i>Hieraaetus pennatus</i>	14
Figure 7	Nid de l'Aigle botté, forêt du chettabah	16
Figure 8	Poussins de l'aigle botté, forêt du chettabah	17
Figure 9	Juvenile de l'aigle botté, forêt du chettabah	18
Figure 10	principaux couloirs suivis par l'Aigle botté <i>Hieraaetus pennatus</i>	19
Figure 11	Carte de la Couverture forestière de la wilaya de Constantine	21
Figure 12	Carte de situation Géographique de la Foret domaniale de Chettabah	23
Figure 13	Carte géologique de la région de Constantine	26
Figure 14	Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien	28

Figure 15	Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen du massif de Chettabah	32
Figure 16	Principaux écosystèmes forestiers de l'Est algérien	33
Figure 17	Localisation et description des stations et des points d'observation	40
Figure 18	Mesures morpho-biométriques collectées sur les poussins d'Aigle botté	44
Figure 19	La richesse en familles des rapaces diurnes et nocturnes au niveau du Massif de chettabah	47
Figure 20	Représentation des diverses familles de rapaces inventoriées dans le massif de Chettabah	47
Figure 21	Statut phénologique des espèces de rapaces inventoriées dans le massif de Chettabah	48
Figure 22	Répartition des rapaces diurnes rencontrés au niveau du massif de Chettabah	48
Figure 23	Evolution des effectifs de l'Aigle botté durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 au niveau du Massif de Chettabah	49
Figure 24	Variations de l'effectif de l'aigle botté en fonction des trois années d'études 2013, 2014 et 2015	50
Figure 25	Evolution des effectifs de l'Aigle botté durant les cycles annuels (2013, 2014 et 2015) (Date sensu Julien) au niveau du massif de Chettabah	50
Figure 26	Evolution des effectifs du Milan noir durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 au niveau du massif de Chettabah	51
Figure 27	Variations de l'effectif du Milan noir durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015	52
Figure 28	Evolution des effectifs du Milan noir durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 (Date sensu Julian) au niveau du massif de Chettabah	53
Figure 29	Evolution des effectifs du Vautour percnoptère au niveau du Massif de chattabah	54
Figure 30	Variations de l'effectif de Vautour percnoptère durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015	55

Figure 31	Evolution des effectifs de Vautour percnoptère durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 (Date sensu Julian) au niveau du massif de Chettabah	56
Figure 32	Evolution des effectifs de la Buse féroce au niveau du Massif de Chettabah	57
Figure 33	Variations de l'effectif de la Buse féroce durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015	57
Figure 34	Evolution des effectifs de la Buse féroce durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 (date sensu Julian) au niveau du massif de Chettabah	58
Figure 35	Evolution des effectifs du Faucon crécerelle au niveau du Massif de Chettabah	59
Figure 36	Variations de l'effectif du Faucon crécerelle durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015	59
Figure 37	Evolution des effectifs de Faucon crécerelle durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 (date sensu Julian) au niveau du massif de Chettabah	60
Figure 38	Evolution des effectifs du Faucon de barbarie au niveau du Massif de Chettabah	61
Figure 39	Variations de l'effectif du Faucon de Barbarie durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015	61
Figure 40	Evolution des effectifs du Faucon de Barbarie durant durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 (Date sensu Julian) au niveau du massif de Chettabah	62
Figure 41	Evolution saisonnière (mensuelle) des indices de l'Abondance des populations des rapaces diurnes au niveau du massif forestier du Chettabah	63
Figure 42	Box-plot représentant l'indice de l'abondance en fonction des années	64
Figure 43	Box-plot représentant l'indice de l'abondance en fonction des saisons	65
Figure 44	Box-plot représentant l'indice de l'abondance en fonction de l'interaction (année *saison)	66
Figure 45	Evolution saisonnière (mensuelle) des indices de Richesse des populations des rapaces diurnes au niveau du massif forestier de Chettabah	67
Figure 46	Relation entre l'Abondance et la Richesse des populations des rapaces diurnes au niveau du massif forestier de Chettabah	68

Figure 47	Box-plot représentant l'indice de Richesse spécifique en fonction des années	69
Figure 48	Box-plot représentant l'indice de la Richesse spécifique en fonction des saisons	69
Figure 49	Box-plot représentant l'indice de la Richesse spécifique en fonction de l'interaction (année *saison)	70
Figure 50	Evolution saisonnière (mensuelle) de l'indice de Shannon des populations des rapaces diurnes au niveau du massif forestier de Chettabah	71
Figure 51	Box-plot représentant l'indice de Shannon en fonction des années	72
Figure 52	Box-plot représentant l'indice de Shannon en fonction des saisons	73
Figure 53	Box-plot représentant l'indice de Shannon en fonction l'interaction (année *saison)	73
Figure 54	Evolution saisonnière (mensuelle) des indices d'Equitabilite des populations des rapaces diurnes au niveau du massif forestier de Chettabah	74
Figure 55	Box-plot représentant l'indice d'Equitabilite en fonction des années	75
Figure 56	Box-plot représentant l'indice d'Equitabilite en fonction des saisons	76
Figure 57	Box-plot représentant l'indice d'Equitabilite en fonction de l'interaction (Année *saison)	77
Figure 58	Box-plot représentant la variation de l'abondance de l'aigle botté au niveau du Massif de chettabah durant les trois années d'étude	78
Figure 59	Nombre de nids de l'aigle botté au niveau du Massif de Chettabah durant les trois années d'études	79
Figure 60	Poussin de l'Aigle botté, massif de Chettabah	79
Figure 61	Nid de l'Aigle botté, construit sur des branches de pistachier, avec deux œufs	80
Figure 62	Nombre des nids suivis et des nids mesurés pendant la période d'étude	81

Figure 63	Proportions des nids construits sur les arbres forestiers	81
Figure 64	Diamètre interne et externe d'un nid de l'Aigle botté au niveau du Massif de Chattabah	82
Figure 65	Grandeur de la ponte de l'Aigle botté pendant la période d'étude	83
Figure 66	Grandeur de la ponte moyenne de l'Aigle botté au niveau du Massif de Chattabah durant les trois années d'études	85
Figure 67	Adulte reproducteur de l'Aigle botté dans la forêt de Chettabah	87
Figure 68	Poussin de l'Aigle botté trouvé mort, Chettabah	88

Liste des tableaux

N° du tableau	Titre du tableau	Page
I	Division de la forêt en cantons (Source : Fascicule de propriété de la forêt domaniale de Chettabah, 1919)	23
II	Données climatiques recueillies auprès du service de météorologie (Station Ain El Bey 1978-2014)	29
III	Précipitations aux points extrêmes de la forêt de Chettabah.	29
IV	Données thermiques du massif de Chettabah.	30
V	liste des espèces des rapaces rencontrées dans la région d'étude	46
VI	Valeurs moyennes annuelles de l'indice de l'abondance.	64
VII	Valeurs moyennes annuelles de l'indice de Richesse spécifique.	67
VIII	Valeurs moyennes annuelles de l'indice de Shannon	71
IX	Valeurs moyennes annuelles de l'indice d'Equilibre.	75
X	Comparaison des caractéristiques des nids de l'Aigle botté	84
XI	Comparaison de la biométrie des œufs mesurés de l'Aigle botté	86
XII	Comparaison du Succès de la reproduction de l'Aigle botté	89

Sommaire

		Introduction	01
		CHAPITRE I : Modèles biologiques	05
I.	1.	Généralités sur les rapaces diurnes	06
I.	2.	Taxonomie	07
I.	3.	Classification des rapaces	07
I.	4.	Définition d'un rapace	07
I.	5.	Vol et migration	12
I.	6.	Modèle biologique de l'Aigle botté <i>Hieraaetus pennatus</i>	13
		6. 1. Description	13
		6. 2. Répartition et effectif dans le Monde	14
		6. 3. Biologie et écologie	15
		6. 3. 1. Habitat	15
		6. 3. 2. Reproduction	15
		6. 3. 2. 1. L'installation	15
		6. 3. 2. 2. Aire de nidification	16
		6. 3. 2. 3. Ponte et l'incubation	17
		6. 3. 2. 4. Elevage et l'envol des jeunes	17
		6. 3. 3. Régime alimentaire et techniques de chasse	18
		6. 3. 4. Migration et hivernage	19
		Chapitre II : Matériel et méthodes	20
II.	1.	Description de la région et du site d'étude.	21
		1.1. Localisation géographique	21
		1. 2. Situation administrative	21

		1. 2. 1. Administration publique	21
		1. 2. 2. Administration forestière	22
II.		1. 3. Présentation et situation de la forêt de Chettabah	22
II.		1.4. Relief et Géologie	24
		1.4.1. Relief	24
		1.4. 1. 1. L'ensemble Tellien	24
		1. 4. 1. 2. L'ensemble des bassins intérieurs	24
		1.4. 1. 3. L'ensemble des hautes plaines	25
		1. 5. Géologie	25
		1. 5. 1. Géomorphologie	27
		1. 5. 1. 1. Pédologie	27
		1. 5. 1. 2. Climat	27
II.		1.6. Étude climatique de la forêt domaniale de Chettabah	28
		1.6. 1. Corrections pluviométriques	29
		1.6. 2. Corrections thermiques	30
		1.6. 3. Indice de Bagnouls et Gausson (1953) et diagramme ombrothermique	30
		1.6. 4. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger	31
II.		1.7. Couverture forestière	32
II.		1.8. flore et faune	33
		1.8. 1. Flore	33
		1.8. 2. Faune	34
II.	2.	Matériel et méthodes	35
		2. 1. Dénombrement des rapaces	35
		2. 1. 1. Objectifs de suivi	35

		2. 1. 2. Facteurs affectant la détection	36
		2.1. 3. Échantillonnage et taille de l'échantillon	36
		2. 1. 4. Types de suivi	37
		2. 1. 4. 1. Suivi depuis le sol	37
		2. 1. 5. Indices écologiques	38
		2. 1. 5. 1. Abondance relative (%)	38
		2. 1. 5. 2. Richesse spécifique « S »	38
		2. 1. 5. 3. Indice de diversité de Shannon-Weaver (H')	38
		2. 1. 5. 4. Indice d'Équitabilité (E)	39
		2. 1. 6. Méthode utilisée	39
		2. 1. 7. Les analyses statistiques	41
II.		2. 2. Écologie de la reproduction	42
		2. 2. 1. Date de première ponte	42
		2. 2. 2. Grandeur de la ponte	43
		2. 2. 3. Succès de la reproduction	43
		2. 2. 4. Succès à l'envol	43
		2. 2. 5. Marquage et suivi des poussins	43

		Chapitre III : Résultats	45
III.	1.	Les rapaces diurnes et nocturnes rencontrés dans la région de Constantine	46
		1. 1. Systématique des rapaces recensés	46
		1.2. Statut phénologique des espèces de rapaces inventoriées dans le massif de Chettabah	48

		1.3. Structure et évolution des effectifs des peuplements de Rapaces diurnes au niveau du Massif de Chettabah	49
		1. 3. 1. Evolution des effectifs de l'Aigle botté (<i>Hieraaetus pennatus</i>) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.	49
		1. 3. 2. Evolution des effectifs du Milan noir (<i>Milvus migrans</i>) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015	51
		1. 3. 3. Evolution des effectifs du Vautour percnoptère (<i>Neophron percnopterus</i>) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015	53
		1. 3. 4. Evolution des effectifs de Buse féroce –Buse du Maghreb (<i>Buteo rufinus cirtensis</i>) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.	56
		1. 3. 5. Evolution des effectifs du Faucon crécerelle (<i>Falco tinnunculus</i>) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015	58
		1.3. 6. Evolution des effectifs du Faucon de Barbarie (<i>Falco pelegrinoides</i>) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.	60
III.	2.	Application des indices écologiques	62
		2. 1. Abondance totale	62
		2. 2. Richesse spécifique (RS)	66
		2. 3. Indice de diversité de Shannon et Weaver (H')	70
		2. 4. Indice d'équitabilité (E)	74
III.	3.	Écologie de la reproduction de l'Aigle botté	77
		3. 1. Phénologie, l'abondance et densité des couples	77
		3. 2. Description de l'habitat et mensuration des nids	80
		3. 3. Grandeur de la ponte, mensuration des œufs et période d'incubation	82
		3. 4. Succès de la reproduction et taux de mortalité	87

		Chapitre IV : Discussion	90
IV.	1.	Structure et évolution des effectifs des peuplements de Rapaces diurnes au niveau du Massif forestier de Chettabah.	91
		1. 1. Effectifs de l'Aigle botté (<i>Hieraaetus pennatus</i>) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015	91
		1. 2. Effectifs du Milan noir (<i>Milvus migrans</i>) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015	91
		1. 3. Effectifs de Vautour percnoptère (<i>Neophron percnopterus</i>) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015	92
		1. 4. Evolution des effectifs de la Buse féroce -Buse du Maghreb (<i>Buteo rufinus cirtensis</i>) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.	93
		1. 5. Evolution des effectifs du Faucon crécerelle (<i>Falco tinnunculus</i>) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.	94
		1. 6. Evolution des effectifs du Faucon de barbarie (<i>Falco pelegrinoides</i>) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.	95
IV.	2.	Application des indices écologiques	95
IV.	3.	Écologie de la reproduction de l'Aigle botté	97
		3. 1. Phénologie, l'abondance et densité des couples de l'Aigle botté	97
		3. 2. Description d'habitat et mensuration des nids de l'Aigle botté	97
		3. 3. Grandeur de ponte, mensuration des œufs et période d'incubation	98
		3. 4. Succès de la reproduction et taux de mortalité de l'Aigle botté	98

Conclusion	100
Références bibliographiques	103
Résumé	114
Annexes	117

INDRODUCTION

INDRODUCTION

La forêt est un écosystème complexe et très diversifié qui abrite des milliers d'espèces végétales et animales dont les populations ont toujours appris à tirer le meilleur parti. Sa première fonction consiste à fournir aux populations locales un ensemble de produits utilisés directement ou indirectement pour la satisfaction de leurs besoins en général et particulièrement de leur alimentation (TANOR, 2001).

La région méditerranéenne bénéficie d'une biodiversité parmi les plus riches au monde (QUEZEL et MEDAIL, 2003), une portion importante de cette diversité se trouve en montagne où elle constitue d'importants peuplements forestiers. Ses arbres sont les espèces « clef de voûte » de l'écosystème forestier, ainsi que le sous-bois. Dans le contexte des modifications environnementales globales, les écosystèmes méditerranéens et surtout certains écosystèmes montagnards sont considérés comme sensibles au changement climatique des dernières décennies (ANDRADE et PEÑA, 1993 ; GRABHERR et *al.*, 1994 ; BENISTON et *al.*, 1997 ; BENISTON, 2003). Il apparaît légitime de s'interroger sur les impacts biologiques et écologiques induits par les modifications climatiques prévues devant affecter la région méditerranéenne. En effet, un récent scénario d'évolution de la biodiversité mondiale (SALA et *al.*, 2000) indique que le bassin méditerranéen représente l'une des écorégions devant subir les changements les plus drastiques de biodiversité à l'aube de l'an 2100, en raison de l'action synergique de divers paramètres-clés (changements des modes d'usage des terres, modifications climatiques, augmentation des dépôts d'azote et de CO₂ atmosphérique), de plus, les écosystèmes du bassin méditerranéen constituent des ensembles-modèles pour l'étude des changements globaux (LAVOREL et *al.*, 1998), car cette région représente une zone de transition sur le plan bioclimatique, où les changements climatiques devraient avoir des effets majeurs, mais contrastés selon la latitude (BARBERO et QUEZEL, 1995).

La forêt algérienne, de type méditerranéen, est localisée entièrement sur la partie septentrionale du pays et limitée au Sud par les monts de l'Atlas saharien. Elle est inégalement répartie suivant les différentes régions écologiques (OUELMOUHOU, 2005), la distribution des mésoclimats, de l'orographie et de l'action anthropique (BENDERRADJI et *al.*, 2006), ce qui leur confère des taux de boisements très variables. En effet, ces taux décroissent d'est en ouest et du nord au sud plus particulièrement (OUELMOUHOU, 2005).

INDRODUCTION

Parmi les multiples facteurs modulant la distribution spatiale des espèces, l'altitude joue un rôle particulièrement fondamental ; en effet, l'altitude agit à la fois par l'intermédiaire du climat (gradients de températures et de précipitations, gel, et enneigement) et par l'intermédiaire de la succession des étages de végétation, qui modifient les types de biotopes (ROLLAND et SCHUELLER, 1994).

Parmi tous les groupes d'animaux, les Oiseaux sont, peut-être, les plus appréciés par les hommes ; leurs chants si variés, leurs vols et leurs plumages colorés, leurs parades et plus encore les soins qu'ils apportent à leurs couvées leur assurent une sympathie et une attention qui suscitent de nouvelles connaissances (STICHMANN-MARNY et *al.*, 1997). C'est un groupe très caractéristique par sa facilité d'observation, sa distribution dans les trois dimensions de l'espace, sa sensibilité aux habitats, sa mobilité qui permet des réactions instantanées aux modifications des milieux, sa capacité de changer de régime alimentaire en fonction des saisons. MARTIN(1982) reconnaît aux Oiseaux, le rôle de *bio-indicateur* ; en effet, si l'étude des peuplements d'Oiseaux apporte des éléments d'appréciation précieux en vue de la protection de notre avifaune, elle fournit de surcroît une information indirecte, mais précise et facile d'accès, sur le niveau de structuration et sur la qualité des milieux qu'ils habitent. Compte-tenu de la diversité paysagère que l'on peut rencontrer en zone de montagne, la composition avifaunistique se répartit de manière particulièrement complexe, sur une petite surface et en liaison une transe CT altitudinale.

L'avifaune est un bon sujet d'étude permettant d'approcher cette diversité forestière particulière : elle est bien connue et ne pose pas de problème d'identification ; elle est à étudier et les méthodes nécessaires sont connues et approuvées (BLONDEL et *al.*, 1981). Considérée dans sa globalité, c'est un bon indicateur de la diversité du milieu : elle est sensible à la structuration du milieu (PRODON et LEBRETON, 1981), les exigences de chaque guildes sont assez bien cernées (CRAMP et PERRINS, 1994). Le centre de gravité et l'amplitude d'occupation des habitats de chaque espèce ont été bien étudiés au cours des cycles sylviculturaux simplifiés de la futaie régulière (FERRY et FROCHOT, 1970 ; MULLER, 1985). Toutefois, l'influence des paramètres forestiers en forêt irrégulière telle que les forêts rhénanes reste à préciser. Mais les biais liés aux observateurs eux-mêmes existent et peuvent être importants (ARCHAUX, 2002) ; la mise en parallèle de plusieurs études réalisées dans des conditions similaires par plusieurs auteurs est souvent indispensable, de

INDRODUCTION

même que la répliation d'études à méthodologie comparable dans des milieux différents par un même auteur aux fins de comparaisons.

L'importance des oiseaux de proie pour la conservation appliquée vient de plusieurs qualités conceptuelles qu'ils détiennent. Premièrement, les rapaces sont considérés comme de très bons modèles d'études et font, en effet, l'objet d'une attention particulière dans le domaine de la conservation. Actuellement, 22 % des espèces de rapaces sont menacées de disparition partout dans le monde (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2009). Par conséquent, les prédateurs supérieurs comme les rapaces sont une clé saxonne dans la planification de la conservation et les études d'impact sur l'environnement (SIMBERLOFF, 1998 ; MARTINEZ *et al.*, 2003).

La position des rapaces au sommet des chaînes alimentaires en fait de bons indicateurs du fonctionnement de l'écosystème (cf. leur sensibilité aux polluants tels que les insecticides au chlore) ; (NEWTON, 1979). Les rapaces sont un outil important pour orienter les stratégies de conservation au niveau local, régional et mondial. (WATSON, 1991). Ils peuvent être utilisés comme "espèces-parapluies", car leurs vastes domaines vitaux et leurs faibles densités de nidification nécessitent que toutes les aires protégées englobant des populations viables ou complètent les communautés protégeant ainsi suffisamment d'habitats et les populations de la plupart, sinon de la totalité, des autres espèces de l'alimentation.

Par leur présence sur le sommet de la chaîne trophique forestière, les rapaces diurnes montrent une taille large qui sert à les remarquer facilement. Malgré qu'ils soient de bons indicateurs de l'état de la diversité biologique (ISENMANN et MOALI, 2000), leur statut actuel dans la région nord-est de l'Algérie est peu connu.

L'Aigle botté (*Hieraaetus pennatus* Gmelin, JF, 1788) est un aigle de petite taille, environ celle de la Milan noire. Il s'agit d'un rapace diurne. L'aigle botté (*Hieraaetus pennatus* Gmelin, JF, 1788), est un rapace migrateur médiatisé qui habite des zones boisées, où il niche habituellement dans les arbres, et plus rarement, sur les falaises (DEL-OYO *et al.*, 1994).

L'Aigle botté est un migrateur partiel (KERLINGER, 1989), hivernant principalement en Afrique, au sud du Sahara (CRAMP et SIMMONS, 1980). L'Aigle botté est un rapace nicheur répandu entre le littoral et la marge septentrionale du Sahara. Il est particulièrement commun dans le tell et la nidification a été prouvée sur les Hauts-Plateaux (ISENMANN et MOALI, 2000).

L'objectif principal de ce travail est d'appréhender et de comprendre le rôle joué par la forêt algérienne, dans le processus de l'écologie de la reproduction de l'Aigle botté.

INDRODUCTION

Ce travail s'inscrit dans la thématique de suivi de la biodiversité animale et de sa vulnérabilité aux pressions anthropiques et climatiques. Parmi les grandes questions de la biologie de la conservation, celle du suivi des populations animales, apparaît de plus en plus importante.

La démarche entreprise dans le cadre de ce travail consiste dans une première étape à recenser les rapaces diurnes et nocturnes rencontrés dans la région de Constantine, plus précisément dans le massif de Chettabah, analyser leur statut phénologique et examiner la structure et l'évolution de leurs effectifs durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015. La méconnaissance de l'évolution des effectifs des rapaces et de leur statut dans ce site nous rappelle la nécessité de mettre en place un suivi de leurs populations. À cet effet, l'occupation régulière du site depuis plusieurs années, nous a incité à débiter nos investigations dès l'arrivée des premiers sujets au cours des saisons de reproduction de 2013, 2014 et 2015. Ceci a permis de combler certaines lacunes de nos connaissances sur la distribution des habitats de nidification, la chronologie de la nidification, les fluctuations des populations nicheuses, la phénologie de la reproduction, la composition du nid, le choix préférentiel de l'implantation de celui-ci. S'il est vrai que les critères de sélection d'un site de nidification ont globalement fait l'objet d'études chez les oiseaux, il existe néanmoins des spécificités propres aux espèces étudiées et aux régions. De plus, beaucoup de chercheurs hésitent à explorer les nids de certaines espèces par crainte de les voir abandonnés.

Dans une seconde étape, parmi les rapaces recensés, il a été question, d'accorder une attention particulière à l'Aigle botté. Aussi, en plus de sa phénologie de reproduction, le suivi de l'abondance de ses effectifs et la densité des couples, cette approche a servi également de recueillir des données sur le micro-habitat du nid, la taille des pontes et des couvées, le succès de la reproduction et les causes de mortalité.

Cette thèse est structurée comme suit :

Un premier chapitre est consacré à la description des modèles biologiques.

Un second chapitre décrit le matériel et les méthodes utilisées pour la réalisation de cette étude (dénombrement, suivi de la reproduction ...etc).

Un troisième chapitre est dédié aux résultats.

Le dernier chapitre est réservé à la discussion.

CHAPITRE I :
Description des modèles
biologiques



1. Généralités sur les rapaces diurnes

Au cours des dernières décennies, peu de groupes d'oiseaux ont attiré autant d'attention que les rapaces diurnes. Ceci vient en partie de l'intérêt direct qu'on leur porte, de leur beauté, mais aussi des problèmes de conservation majeurs qu'ils rencontrent. Selon les espèces, des déclin à grande échelle ont résulté de la disparition et de la dégradation des milieux, des persécutions directes, ou de l'utilisation massive des pesticides organochlorés en agriculture. Utilisés à la fin des années 1940, ces derniers se sont montrés particulièrement rémanents dans le milieu naturel, facilement stocké dans les tissus adipeux, et ont été ainsi retrouvés à de fortes concentrations dans les organes de nombreux animaux, en particulier chez des prédateurs comme les rapaces. Certains de ces pesticides, comme la dieldrine, entraînent directement la mort des animaux, alors que d'autres, comme le DDT, fragilisent les coquilles d'œufs, engendrant le déclin rapide des populations sous l'effet conjugué d'une mortalité accrue et d'une diminution de la reproduction (THIOLLAY et BRETAGNOLLE, 2004).

Le mot « rapace » vient du latin *rapax*, signifiant « ravisseur », terme qui évoque bien l'image du prédateur. Ils sont munis d'un bec crochu, incurvé vers le bas, ainsi que des pattes puissantes munies de griffes appelées les serres (SIBLEY et *al.*, 1990). Ils occupent le sommet des pyramides alimentaires et jouent un rôle essentiel dans l'équilibre de la nature, en limitant les populations excédentaires de rongeurs (rats, souris, etc.) d'oiseaux granivores (moineaux, etc.) et d'insectes nuisibles aux cultures. Ils limitent aussi la propagation des épidémies animales en détruisant les proies malades. Certains sont des éboueurs de la nature, car ils se nourrissent de cadavres d'animaux sauvages et domestiques. En éliminant les représentants de leurs espèces-proies affaiblis ou mal-adaptés à leur milieu, cette famille est composée de deux grands groupes selon MICHEL (2006) sont : les chasseurs : ceux qui tuent eux-mêmes leur nourriture en chassant (les aigles, buses, faucons)! Les charognards : ceux qui mangent les restes des autres, les carcasses, les animaux qu'ils trouvent morts (les vautours). Les rapaces concourent à leur amélioration génétique. L'abondance des rapaces est le signe d'un bon équilibre écologique du milieu naturel. Leur protection est absolument indispensable à la bonne santé de notre environnement. Certains rapaces diurnes, comme les vautours volent en planant durant des heures, lentement, économisant ainsi leur énergie : les ailes largement étalées, ils profitent des courants chauds ascendants de l'air, s'élevant progressivement en spirales, puis passant dans la colonne suivante d'air chaud ascendant par une simple glissade au cours de laquelle ils perdent un peu d'altitude. C'est ce type de vol qui est utilisé par les rapaces migrants. D'autres rapaces, aux ailes plus courtes comme l'épervier ou

le faucon, ont un vol acrobatique rapide, appelé vol battu, qui leur permet de capturer leurs proies par surprise (DARMANGEAT, 2000).

2. Taxonomie

Les rapaces diurnes, autrefois tous regroupés dans l'ordre des Falconiformes, sont maintenant classés en quatre ordres distincts (FERGUSON-LEES et CHRISTIE, 2001) considèrent un total mondial de 313 espèces, que des publications récentes ou en cours portent à 327. Les rapaces sont des oiseaux spectaculaires, qui suscitent la passion de bon nombre d'ornithologues et l'intérêt des chercheurs, car ce sont d'excellents modèles d'étude, et enfin l'attention du monde de la conservation, car 22 % des espèces sont actuellement menacées de disparition dans le monde, dont 38 espèces à brève échéance (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2000)

3. Classification des rapaces

Les rapaces sont regroupés en deux ordres :

- ✓ Les rapaces diurnes (Les Falconiformes)
- ✓ Les rapaces nocturnes (Les Strigiformes)

L'ordre des Falconiformes est constitué de 5 familles :

- Les Cathartidés
- Les Accipitridés
- Les Sagittaridés
- Les Pandionidés
- Les Falconidés

L'ordre des Strigiformes est constitué de 2 familles :

- Les Tytonidés
- Les Strigidés (Darmangeat, 2000).

4. Définition d'un rapace

Les rapaces sont un ensemble d'oiseaux ayant différentes caractéristiques communes liées notamment à leur régime alimentaire et à leur comportement de prédation ou de charognards. Afin de tuer, dilacérer les chairs ou de transporter leurs proies, les rapaces possèdent des pattes avec quatre orteils puissants, terminés chacun par de longues griffes recourbées : les serres (Figure 1). Leur bec est crochu et très coupant et ils éliminent les os et les poils de leurs proies dans des boulettes de régurgitation (Figure 2) (PINASSEAU, 2015).

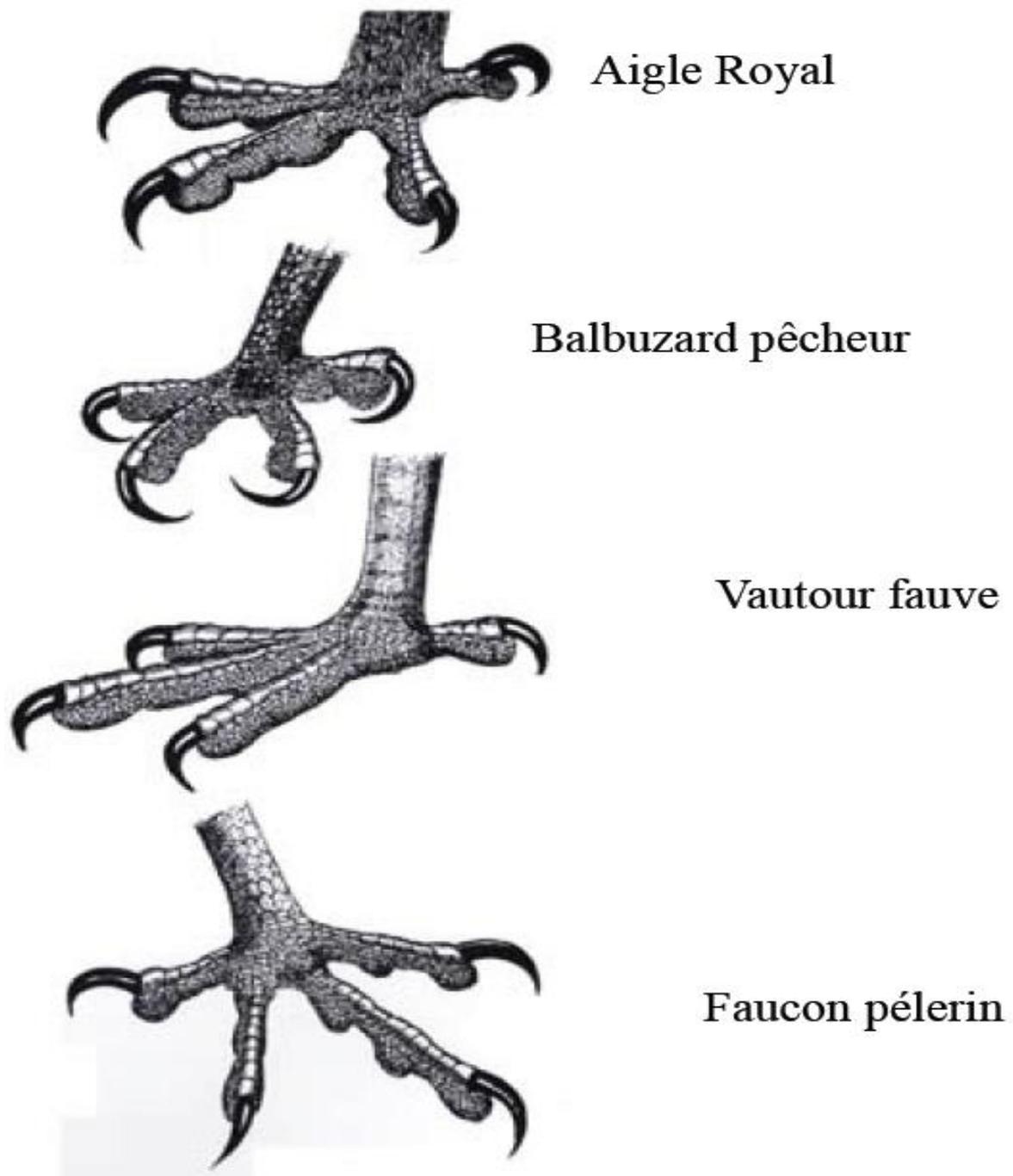


Figure 1 : Les serres des rapaces diurnes (PINASSEAU, 2015).

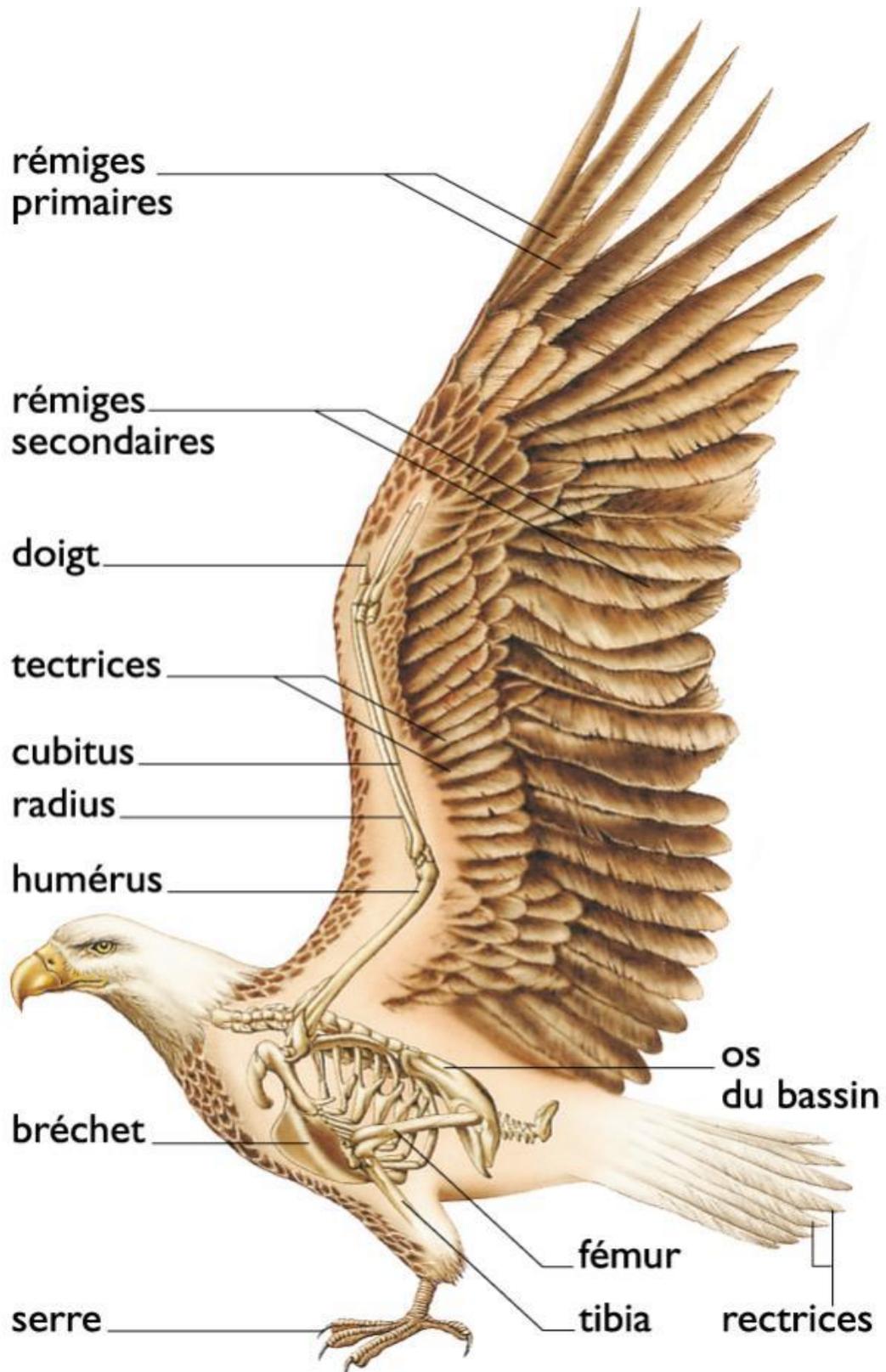


Figure 2 : Schéma générale des rapaces en vol.

Source : http://tpe.cvol.free.fr/partie_1.html.

Le corps des rapaces est entièrement recouvert de plumes, hormis le bec et les pattes. Les plumes sont de différentes tailles et de différentes formes ; elles ont également des fonctions distinctes :

Les rémiges sont situées sur les ailes et servent à voler (rémiges primaires et secondaires). Les rectrices sont les plumes de la queue et sont utiles à l'oiseau pour se diriger durant le vol.

Les plumes de couverture recouvrent le corps. (Figure 3)

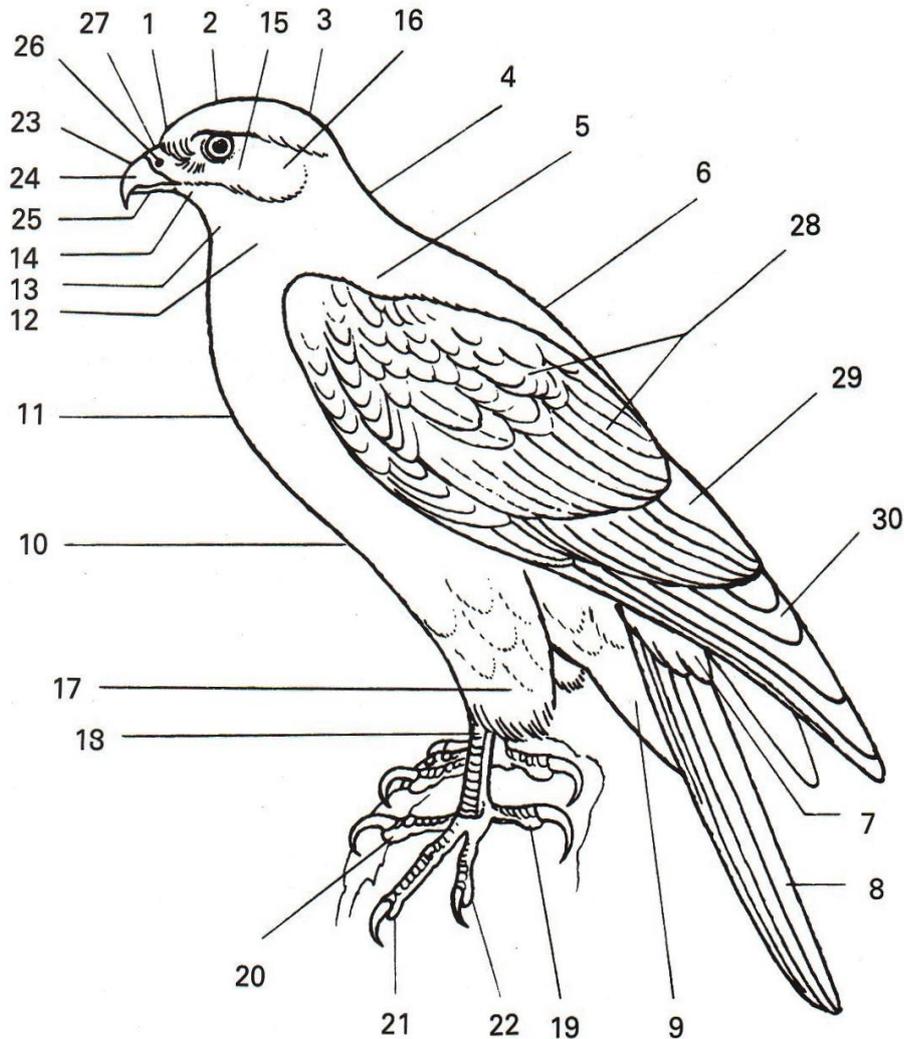


Figure 3 : La topographie générale des Rapaces.

Anatomie d'un Rapace : 1. Front 2. Calotte 3. Occiput 4 nuque 5. Scapulaires 6 dos ou manteau 7. sus-caudales 8. Queue 9. Sous-caudales 10. Ventre 11. Poitrine 12. Cou 13. Gorge 14. Menton 15. Joue 16. Région 17. Cuisse 18. Tarse 19. Doigt postérieur (pouce) 20. Doigt interne 21. Doigt central 22. Doigt externe 23. Dessus du bec 24. Mandibule supérieure 25. Mandibule inférieure 26. Narines 27. Cire 28. Couverture alaires 29. Rémiges secondaires 30. Rémiges primaires

Source : (<http://pascale-menetrier-delalandre.eklablog.com>).

Les rapaces sont situés en haut de la chaîne alimentaire et sont ainsi désignés comme des super-prédateurs (Figure 4) (PINASSEAU, 2015).

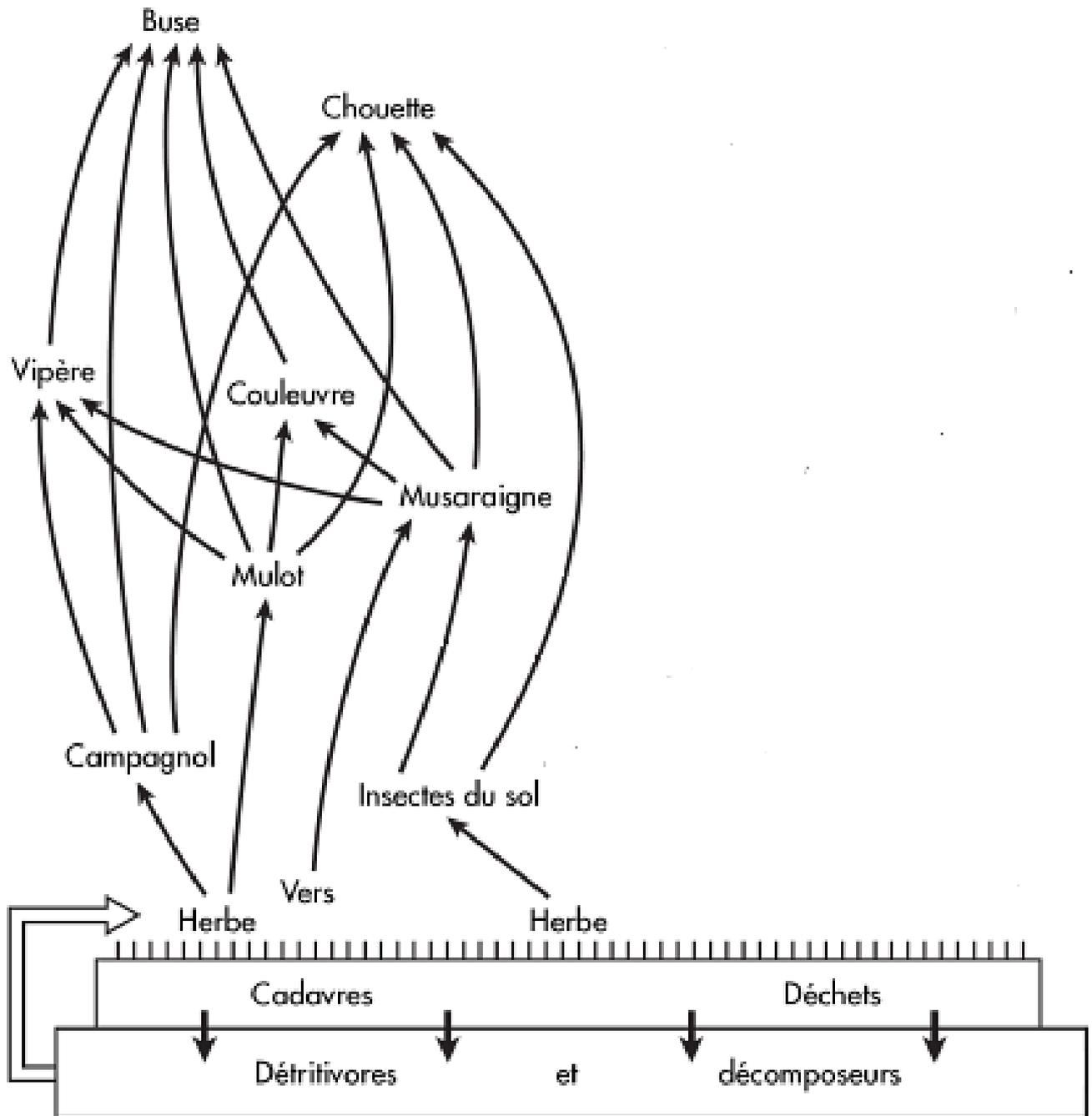


Figure 4 : Place des rapaces en haut de la chaîne alimentaire sur un exemple de réseau trophique (PINASSEAU, 2015).

5. Vol et migration

La technique de vol n'est pas exactement la même pour tous les oiseaux. Les oiseaux petits et donc plus légers vont se mouvoir dans les airs beaucoup plus furtivement et rapidement que les oiseaux de grande envergure comme les rapaces. La forme de l'aile prouve son usage (Figure 3) : les oiseaux qui se déplacent en planant au-dessus des océans ont l'aile étroite et longue alors que ceux planant au-dessus des terres possèdent des ailes larges munies d'interstices. Néanmoins, sauf certaines légères différences, tous les oiseaux exercent des mouvements de même nature. Les rapaces usent de différents types de vol selon leur taille, les conditions climatiques et le but du déplacement. (CRAMP et SIMMONS, 1980)

- Les plus petites espèces utilisent de préférence le vol «battu» alors que les grandes espèces préfèrent le vol plané. Le vol battu utilise jusqu'à 23 fois plus d'énergie que le vol plané.
- Les «planeurs» tels que les vautours et les grands aigles. En effet, pour assurer ce vol il faut avoir une surface porteuse élevée rendue possible grâce aux larges ailes digitées. Ce critère est partagé avec d'autres espèces comme les cigognes, les grues ou les pélicans.

Une ascendance thermique est un phénomène physique d'ascension d'une masse d'air plus chaude que son environnement. Ce phénomène est lié à l'albédo (= fraction de l'énergie de rayonnement incident réfléchi ou diffusé par un corps).

L'ascendance se produit thermodynamiquement quand la température d'une parcelle d'air à un niveau donné est plus chaude que l'environnement et monte selon la poussée d'Archimède.

L'oiseau se déplace également en ayant une connaissance et une stratégie d'utilisation des vents, cette aptitude est présente en grande partie chez les oiseaux planeurs. Ainsi ils utilisent des courants d'air chauds ascendant pour s'élever sans effort puis se laissent planer jusqu'à la convection thermique suivante (FERGUSON-LEES et CHRISTIE, 2014)

6. Modèle biologique l'Aigle botté *Hieraaetus pennatus***Systématique**

Ordre : Accipitriformes

Famille : Accipitridés

Genre : *Hieraaetus*Espèce : *pennatus***Descripteur**

Gmelin, JF, 1788

Biométrie

Longueur totale : 55 cm

Envergure : 110 à 132 cm.

Poids : 850 à 1250 g

Statut en Algérie:

Migrateur, Nicheure

SP : Aguillilla Calzada

FR : Aigle Botté

EN : Booted Eagle

DE : Zwergadler

RU : Орёл-карлик

IT : Aquila minore

TR : Küçük kartal

DZ : عقاب مسيرة صغيرة

Figure 5 : Aigle botté *Hieraaetus pennatus* (Systématique, Descripteur, Biométrie, Statut en Algérie, et Noms étrangers). Source : oiseaux.net 2020.

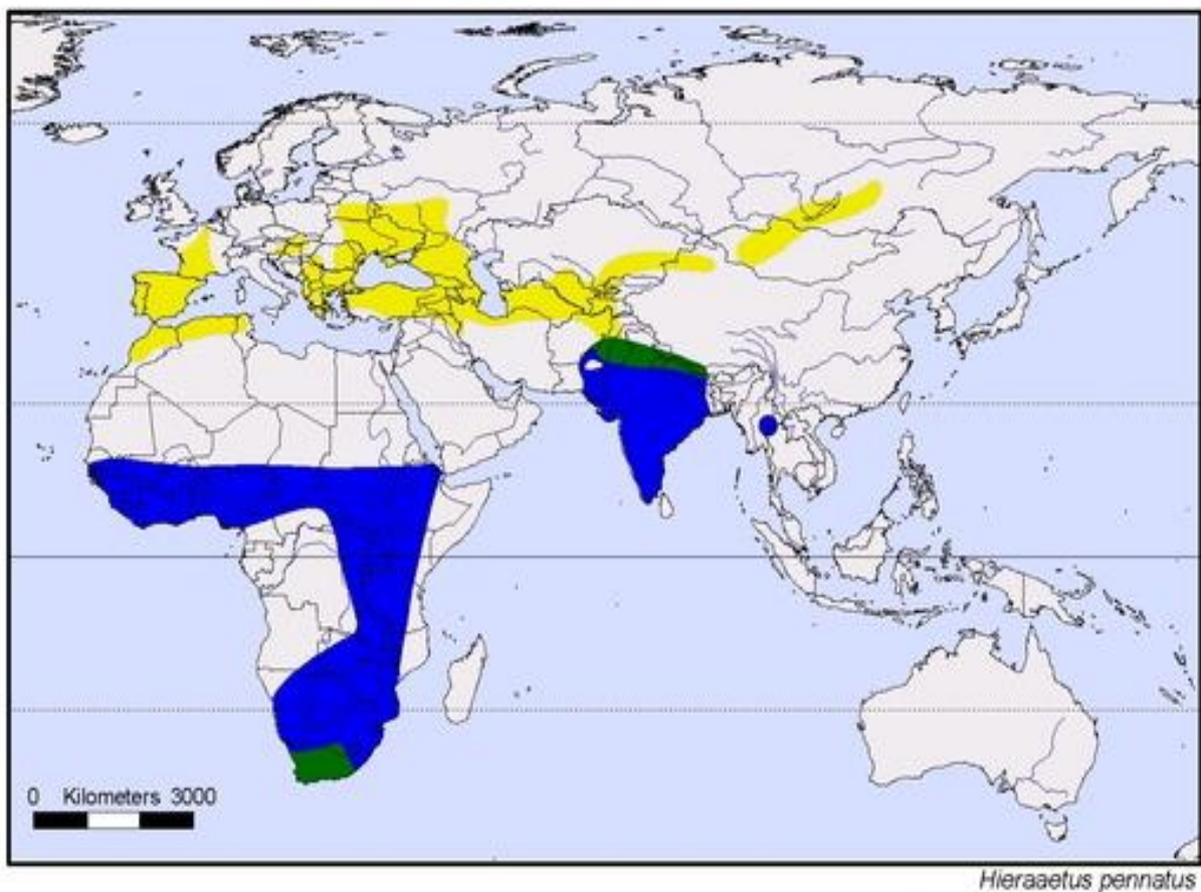
6. 1. Description

C'est la plus petite espèce d'aigle, sa taille étant proche de celle de la buse variable *Buteo buteo*. Les ailes, amples et larges, possèdent 5 rémiges digitées. Les bords des ailes sont quasi parallèles, le bord postérieur légèrement incurvé. La queue, taillée aux carrées, est longue, pratiquement de la largeur des ailes. Le dessous est gris avec la partie distale et médiane plus foncée. Lorsqu'il plane, les ailes sont légèrement en avant et arquées. En vol glissé, les ailes sont légèrement en dessous de l'horizontale et la main encore plus basse. De loin, sa silhouette rappelle celle du Milan noir *Milvus migrans*. Il existe deux formes de coloration de plumage (une claire et une sombre), mais certains individus présentent une coloration intermédiaire. La forme pâle a le dessous du corps blanc (avec un peu de brun ou de grisâtre à la poitrine et autour de l'œil) et des couvertures sous-alaires blanches (avec points sombres épars) contrastant nettement avec les rémiges noires. La forme sombre a le dessous du corps brun foncé ainsi que les couvertures sous-alaires (souvent un peu plus claires vers le bord antérieur de l'aile), et des rémiges comme chez la forme pâle, mais

habituellement plus brune et barrée. Pour les deux formes, les trois rémiges primaires internes sont plus claires et striées. Presque tous les individus ont une petite tâche blanche typique à l'avant de l'attache de l'aile, visible de face (BLOTZHEIM et *al.*, 1971; CRAMP et SIMMONS, 1980; HAGEMEIJER et BLAIR, 1997).

6. 2. Répartition et effectif dans le Monde

Au niveau mondial, la répartition de l'aigle botté, discontinue, s'étend sur un étroit bandeau allant du Maghreb et de l'Espagne jusqu'à l'est du lac Baïkal (Russie) (Figure 6). Une population isolée et sédentaire est également recensée dans la province du Cap en Afrique du Sud. Les effectifs mondiaux de l'aigle botté, bien que très difficile à cerner, sont estimés à 17 000 couples (FERGUSON-LEES et CHRISTIE, 2001).



Reproduction **Sédentaire** **Hivernage**

Figure 6 : Distribution de l'Aigle botté *Hieraetus pennatus*. (Gmelin, 1788)

(BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2009).

6. 3. Biologie et écologie**6. 3. 1. Habitat**

L'aigle botté évite les grandes forêts uniformes. Il préfère les habitats semi-forestiers : forêt de pins ou de feuillus ouverts ou fragmentés par des friches, des terres cultivées ou des zones bocagères. L'Aigle botté affectionne les zones de moyenne montagne qui lui offrent des espaces de chasse variés (prairies bocagères, landes, villages) et des forêts mixtes de pente. Il peut nicher du niveau de la mer jusqu'à la moyenne montagne (jusqu'à 1 600 m d'altitude). Plus qu'une exposition particulière, il semble que la déclivité et la présence d'arbres porteurs guident le choix du site. Les versants nord semblent être préférés dans les Pyrénées. Dans le Limousin et l'Auvergne, ce sont les grands hêtres des versants nord qui ont sa préférence. L'espèce occupe quelques grandes zones forestières, chassant aussi dans les zones agricoles, les bocagères, les étangs et les rivières alentour, mais aussi sur les zones résidentielles entourant les villes. L'essence des arbres porteurs varie en fonction des milieux : chênes verts ou ; sapinières dans les vallées montagnardes ; chêne pédonculé et hêtre dans le piémont pyrénéen ; hêtres, chênes ou châtaigniers en Corrèze et dans le Cantal ; sapinières dans le Puy-de-Dôme ; pins sylvestres dans le Loiret ; hêtres et chênes en Saône-et-Loire, etc. (GARCIA-DIOS, 2014).

6. 3. 2. Reproduction

On ignore l'âge de la maturité sexuelle, car l'espèce a été très peu étudiée.

6. 3. 2. 1. L'installation

Bien qu'ils vivent en solitaire sur les sites d'hivernage, les aigles bottés forment des couples unis pour la vie, peut-être à cause de leur fidélité au site de nidification. Les vols nuptiaux commencent après le retour sur les lieux de reproduction. La parade nuptiale, spectaculaire, s'effectue comme suit : il s'élève à grande hauteur (500-800 m) en décrivant des spirales étroites, puis se précipite en piqué (Figure 7). Les ailes à demi-repliées avant de remonter au niveau initial selon une trajectoire si inclinée qu'il se trouve le ventre en l'air (GARZON, 1974; PEREZ CHISCANO, 1974; VIADA, 1996; GRAGERA DIAZ, 1994 ; DIAZ, 2005).



Figure 7 : Nid de l'Aigle botté, forêt du chettabah (2014) (Original).

6. 3. 2. 2. L'aire de nidification

L'aire de nidification est construite de la mi-avril à la première semaine de mai. Les deux adultes participent à la construction du nid en amenant des branches et des rameaux, bien que la femelle soit plus active que le mâle (sauf en période d'élevage où les rôles s'inversent). Des vols de parade se terminant en piqué, viennent parfois interrompre l'apport des matériaux. L'aire, rechargée au fil des ans, est souvent très volumineuse, d'une taille supérieure à celle de la buse. Les nids récents sont plus modestes. L'aire est de forme ovoïde, d'un diamètre et d'une épaisseur atteignant parfois 90 cm. D'abondants feuillages verts la garnissent, donnant beaucoup de feuilles roussies lorsqu'on la trouve en hiver. En règle générale, l'Aigle botté construit lui-même son aire, et, en l'absence de dérangement, ou de modifications de ses environs immédiats, il l'occupe plusieurs années. Toutefois, l'Aigle botté peut nicher dans d'anciennes aires d'autres rapaces (milans, vautour, buse, etc.). En Afrique du Nord, l'aigle botté peut également nicher dans des falaises (MARTINEZ et *al.*, 2006b) (JIMENEZ-FRANCO et *al.*, 2013)

6. 3. 2. 3. La ponte et l'incubation

La femelle pond de 1 à 3 œufs blancs, tachetés de brun, entre la mi-avril et la mi-mai (Figure 08) L'incubation, assurée par la femelle, dure entre 36 et 38 jours. La femelle quitte très peu le nid pendant cette période et elle est ravitaillée par le mâle. Les éclosions des poussins d'aigle botté se produisent généralement au début de juin (Figure 09) (IRIBARREN et RODRIGUEZ, 1988).



Figure 8 : Poussins de l'aigle botté, forêt du chettabah (2014) (Original).

6. 3. 2. 4. L'élevage et l'envol des jeunes

Contrairement aux espèces d'aigles de plus grande taille, le cynisme (mise à mort du cadet par l'aîné) est rare chez l'aigle botté, chez qui, généralement, les deux aiglons s'envolent. Le mâle assure l'essentiel du ravitaillement, mais c'est la femelle qui distribue la nourriture aux juvéniles. Ces derniers quittent le nid 50 à 60 jours après l'éclosion et maîtrisent leur vol 14 jours après le départ de l'aire (Figure 9). En France, les jeunes prennent généralement leur envol dès la mi-juillet pour les plus précoces jusqu'à mi-août pour les plus tardifs. Mais leur émancipation est longue : ils restent jusqu'à deux semaines à proximité du nid, en sous-bois, généralement plutôt en sommet de relief avant de s'aventurer au-dessus de la canopée. Ils restent ensuite avec les parents durant une

quarantaine de jours avant de partir en migration. Il semble que la femelle soit la première à quitter le site (GARCIA-DIOS, 2003).



Figure 9 : Juvénile de l'aigle botté, forêt du chettabah (2015) (Original).

6. 3. 3. Régime alimentaire et techniques de chasse

L'aigle botté chasse souvent sur un secteur qu'il survole régulièrement. Lorsqu'une proie potentielle est repérée, il décroche en un brusque et vertigineux piqué, souvent ponctué de paliers pour « ajuster le tir ». L'aigle effectue un dernier piqué jusqu'à sa proie qu'il percute en plein ciel ou capture au sol, ou encore il freine à une dizaine de mètres au-dessus des feuillages puis pénètre en torpille volante à l'intérieur des houppiers. S'il manque son coup, on le voit remonter peu après, là où il est entré, « en marche arrière », se laissant porter par l'air, ailes à demi pliées. Ensuite, il s'élève à nouveau rapidement en plane pour reprendre son observation, jusqu'à la tentative suivante. Le régime alimentaire de l'aigle botté est très varié puisqu'il s'adapte à la richesse de la faune locale. En Europe, il est essentiellement ornithophage et capture en nombre des oiseaux de petite et moyenne taille : alouettes, moineaux, étourneaux, grives, merles, geais, pies, corneilles, pigeons, perdrix, etc. Il peut également consommer des reptiles (surtout des lézards), ainsi que des petits mammifères (campagnols, écureuils, lapins). À l'occasion, il peut manger des insectes ou piller les nids des autres oiseaux (GLUTZ et *al.*, 1971; CRAMP et SIMMONS, 1980 ; BROWN et *al.*, 1982 ; BEZZEL, 1985 ; DEL HOYO et *al.*, 1994).

6. 3. 4. Migration et hivernage

L'aigle botté est un grand migrateur. Il hiverne dans le sous-continent indien et en Afrique, au sud du Sahara (Figure 10). Dans les savanes arborées d'Afrique tropicale, du Sénégal à l'Éthiopie et jusqu'en Afrique du Sud. Des populations sédentaires sont signalées à l'ouest de l'Afrique du Sud et de la Namibie, aux Baléares et au Pakistan. On signale également une tendance à la sédentarisation au sud et au sud-est de l'Espagne depuis le milieu des années 80 (MARTI et DEL MORAL, 2003). Quelques individus hivernent dans la péninsule ibérique et quelques cas sont également notés dans le sud de la France. En Afrique, les territoires de reproduction sont rejoints mi-mars/début avril et le départ en migration s'effectue peu après l'envol des jeunes, au mois de septembre (CRAMP et SIMMONS, 1980; DEL HOYO et *al.*, 1994; TUCKER et HEATH, 1994 ; PREMUDA et *al.*, 2007)

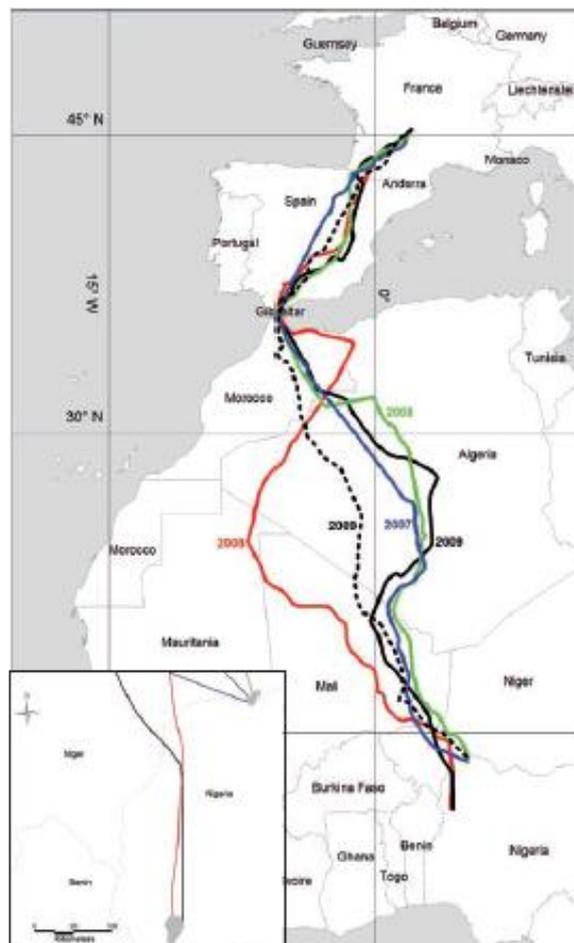


Figure 10: principaux couloirs suivis par l'Aigle botté *Hieraaetus pennatus*
(PREMUDA et *al.*, 2007)

Chapitre II

Matériel et méthodes



1. Description de la région et du site d'étude.

1. 1. Localisation géographique :

La wilaya de Constantine se localise au nord-est du pays. Elle a pour coordonnées 36°24' de latitude Nord et 3° 8' de longitude Est ; entre 534 et 644 mètres d'altitude sur le plateau incliné d'un rocher, traversée par un ravin profond au fond duquel coule Oued Rhumel et environnée de toutes parts par les montagnes. La wilaya de Constantine s'étend sur une superficie de 2.297,20 Km², elle ne représente que 0,09 % de l'ensemble de la superficie du territoire national. (Figure 11).

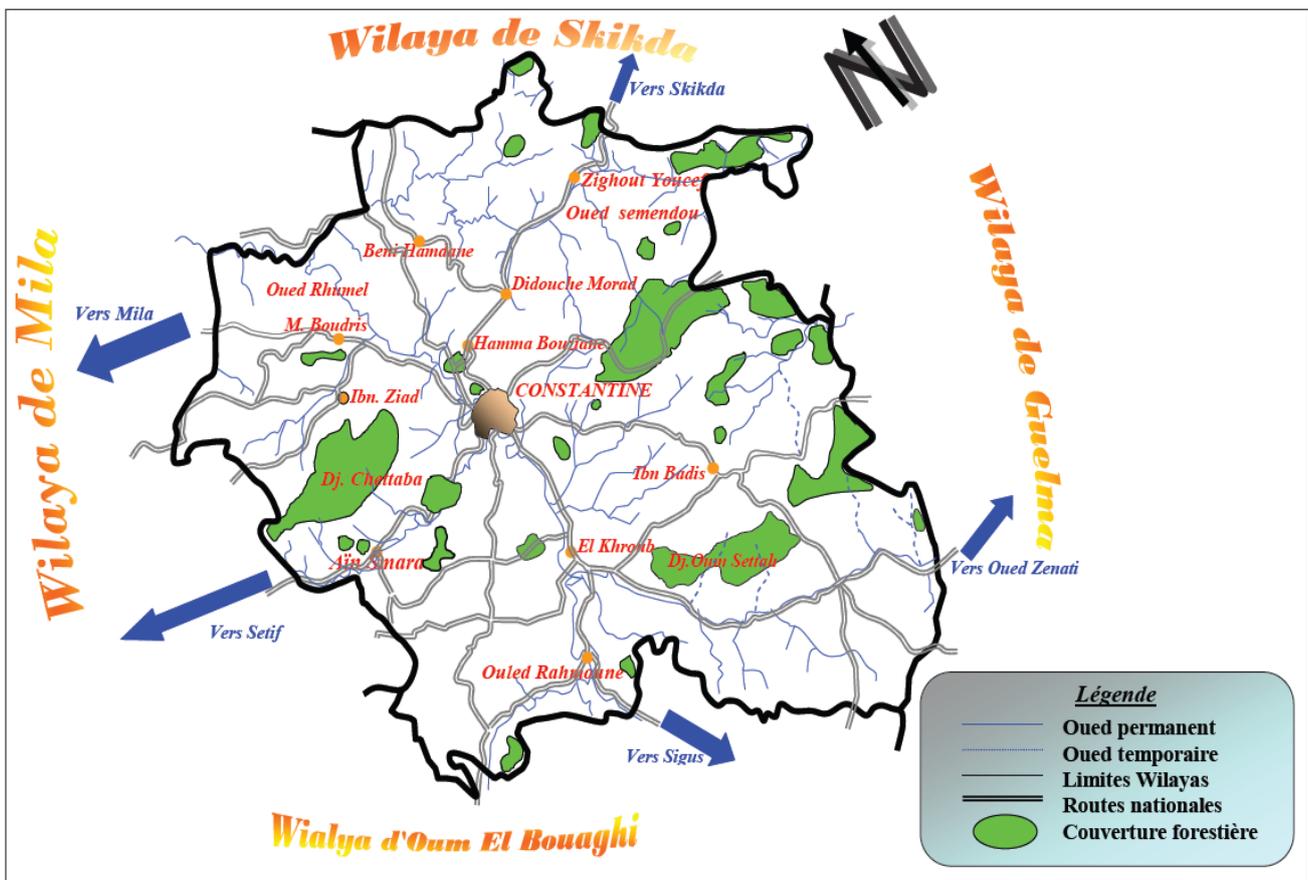


Figure 11 : Carte de la Couverture forestière de la wilaya de Constantine (ZOUAIDIA, 2006).

1. 2. Situation administrative :

1. 2. 1. Administration publique :

La forêt domaniale de Chettabah dépend administrativement de la commune d'Ain Smara qui fait partie de la wilaya de Constantine, daïra d'El Khroub. Elle est située à 16 km au nord-ouest du chef-lieu de wilaya de Constantine et à 14 km de la daïra d'El Khroub.

La gestion forestière de la forêt domaniale de Chettabah relève de la conservation des forêts de Constantine, de la circonscription d'El Khroub, du district d'Ain Smara et du triage Chettabah.

1. 2. 2. Administration forestière :

Conservation des forêts de Constantine.

- Circonscription d'El Khroub.
- District d'Ain Smara.
- Triage Chettabah.

1. 3. Présentation et situation de la forêt de Chettabah

La forêt domaniale de Chettabah appartient au bassin versant du Kebir Rhumel, elle est située au sud- Ouest de Constantine, au sud d'Ibn Ziad, au nord d'Ain Smara et à l'est de Oued Athmania (figure 12). La zone d'étude se trouve sur la carte topographique de Constantine Échelle 1/ 200.000 feuilles N° 17 et plus ou moins localisée entre les coordonnées 36° 18', 36° 21' latitude Nord et 6° 26', 6° 30' longitude Est. La forêt domaniale de Chettabah s'étale sur une superficie de 2398 hectare 94 are et 30 centiare, et est parfaitement limitée et divisée en six cantons.

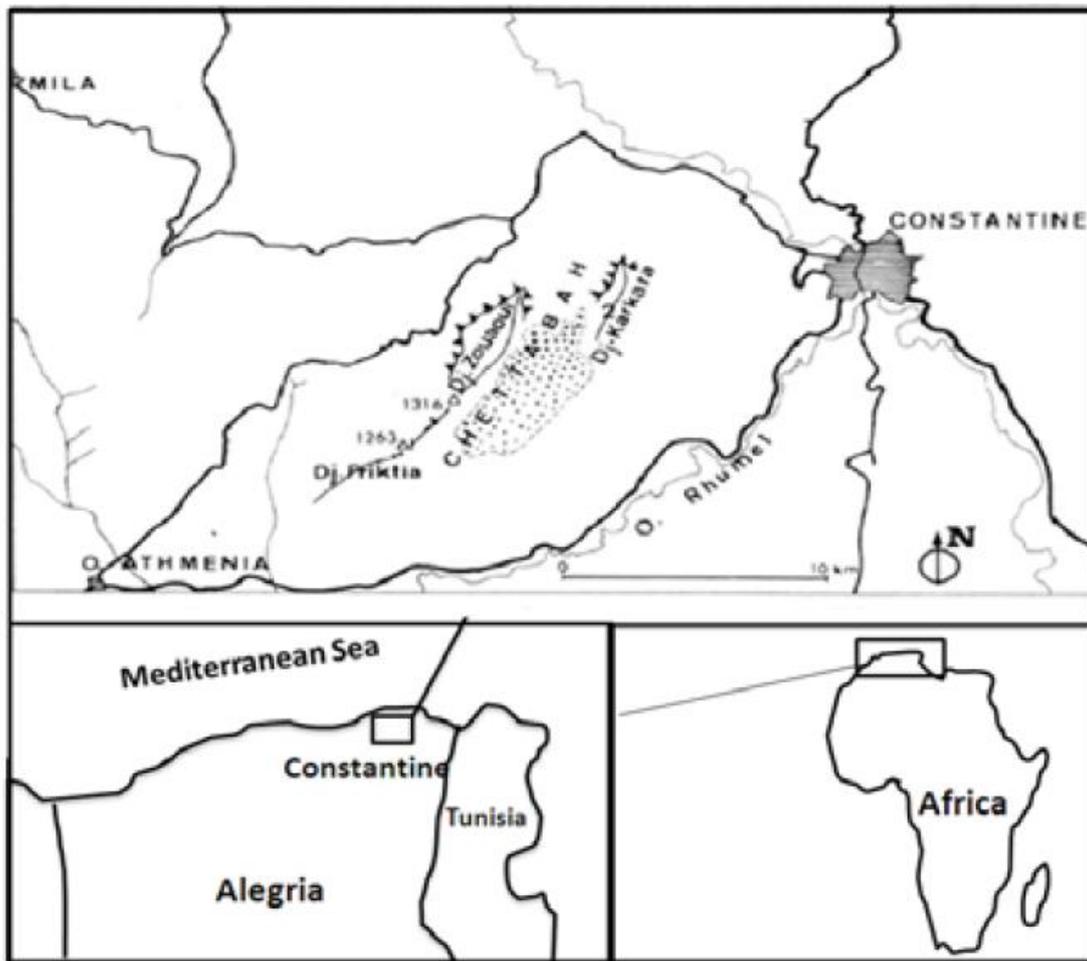


Figure 12 : Carte de situation Géographique de la Forêt domaniale de Chettabah
(Marre et al., 1977)

La forêt domaniale de Chettabah s'étale sur une superficie de 2398 hectare 94 are et 30 centiare, et est parfaitement limitée et divisée en six cantons (Tableau I).

Tableau I : Division de la forêt en cantons (Source : Fascicule de propriété de la forêt domaniale de Chettabah, 1919)

Parcelles	Partie	Superficies (ha)
Canton Saguiet El Roum 1	A	257,12
Canton Saguiet El Roum 2	B	81,215
Canton Chaàbet Saïd	C	858,06
Canton Bled Bénaziz	D	405,15
Canton Férhat Hadjini	E	571,5
Canton Guébar El Azéri	F	225,86
Total		2398

1. 4. Relief et Géologie :**1. 4. 1. Relief :**

Le relief de la région fait partie de l'Atlas Tellien, il est peu accidenté et se caractérise par trois grands ensembles qui sont.

- l'ensemble Tellien ;
- l'ensemble des bassins intérieurs ;
- l'ensemble des hautes plaines ;

1. 4. 1. 1. L'ensemble Tellien :

Cet ensemble s'étend sur la plus grande partie de la wilaya qui comprend les massifs intérieurs ou monts de Constantine. Le relief heurté et compact se laisse difficilement traverser par les oueds qui ont dû parfois creuser des gorges étroites. Cette chaîne Tellienne s'abaisse vers l'Est, recouverte par des dépôts miocènes à l'ouest de Constantine et par les grès de Numidie à l'Est. Par ailleurs, elle est pénétrée par des chaînons calcaires qui annoncent l'influence aplasique. Ces formations Telliennes prennent des directions d'ensembles, Sud-Ouest/Nord-Est, et sont marquées principalement par les Djebels : Djebel Zouaoui, Djebel Karkara, Djebel-Ouahch, Oum-Settas et Sidi-Driss à l'extrême Nord de la wilaya qui culmine à **1.364** m d'altitude (HADJADJ, 2011).

1. 4. 1. 2. L'ensemble des bassins intérieurs :

Cet ensemble est composé de glacis qui encadrent presque tous les milieux naturels du Constantinois composés de plusieurs niveaux étagés ou emboîtés et plus ou moins encroûtés. Ces formes de relief sont caractéristiques du bassin néogène de Constantine. Ce dernier en forme d'une grande dépression Mio-pliocène qui s'étend de Ferdjioua à l'Ouest jusqu'à Zighoud Youcef à l'Est. Elle est limitée par les hautes plaines du Sud. Il s'agit de basses collines situées entre 500 et 600 m d'altitude taillées dans un matériau détritique tendre et où un réseau de ravins denses donne au relief un aspect très disséqué. Les dépôts continentaux accumulés dans cette dépression sont composés d'argiles où affleurent parfois des niveaux conglomératiques. Les formations superficielles généralement marneuses sont caractérisées par une géomorphologie irrégulière. Les vallées du Rhumel et de Bumerzoug qui entrecoupent le bassin de Constantine se rétrécissent dans des endroits limités, mais qui prennent une largeur plus ou moins importante située entre 200 et 300 m. Ces deux importants oueds qui drainent le grand bassin du Kébir-Rhumel, semblent encore en phase de constitution puisqu'une telle largeur n'est pas suffisante pour une stabilité et une régulation dynamique de l'énergie du relief notamment en berges. Ces bassins se composent

essentiellement des marnes et des conglomérats du miocène et du Mio-pliocène, donc des dépôts récents qui sont souvent sous l'action des oueds Rhumel et Boumerzoug (Marre et *al.*, 1977)

1. 4. 1. 3. L'ensemble des hautes plaines :

L'ensemble des hautes plaines est situé au Sud-est de la wilaya, entre les chaînes intérieures de l'Atlas Tellien et de l'Atlas Saharien. Ces hautes plaines qui constituent d'immenses étendues plates à peine ondulées, correspondent à une aire de structure beaucoup plus calme. Ce sont des plaines plio-quaternaires encadrées par les massifs calcaires créacés, dont l'altitude moyenne varie entre 600 et 800 m. Il apparaît que les régions des hautes plaines présentent un niveau de pente ne dépassant pas les 3 %. Les montagnes représentent une part importante de la superficie de la wilaya avec 37.161 ha soit 16,67 % dont les pentes varient entre 12,5 et 25 % mais les piedmonts représentent l'essentiel de la superficie avec 111.423 ha (Vila, 1977).

1. 5. Géologie

La région de Constantine fait partie des zones externes des Maghrébides, domaine allochtone, caractérisées par les nappes de charriage essentiellement à vergence sud, mis en place au cours des phases tectoniques alpines. La chaîne de Maghrébines va du Rif à la Sicile, en passant par l'Algérie et la Tunisie (AUBOUIN et DURAND DELGA, 1971). Cette région présente une géologie relativement compliquée, et une géomorphologie très complexe. Et la nature lithologique est essentiellement détritique, associée à un schéma tectonique et microtectonique important et très instable sous l'effet de plusieurs facteurs. Dans cette région la structure tectonique dominée par une superposition de nappes (Figure 13).

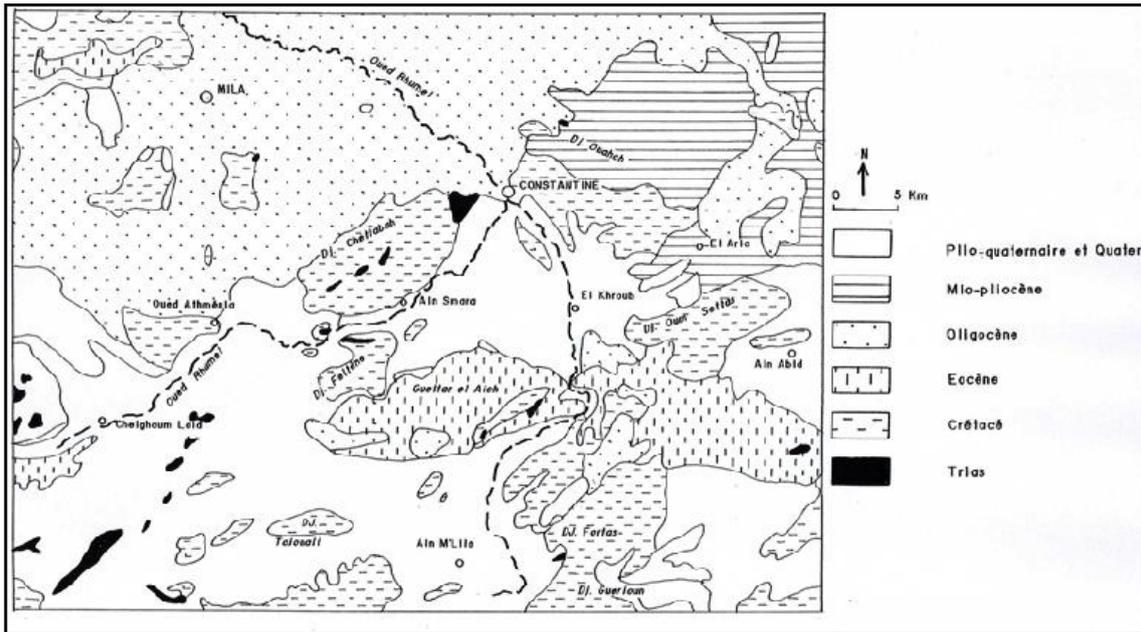


Figure. 13 : Carte géologique de la région de Constantine (Tirée de la carte géologique de Constantine. Vila, 1977).

Selon plusieurs études menées au niveau de la région particulièrement celles de BNEDER, les caractères dominants du sol se présentent comme suit :

• **les terrains crétacés :**

Ils se distinguent par la formation du marron calcaire et de marnes très étendus en surface à travers le territoire national. Ils constituent les principaux groupes montagneux de l'Algérie et se rencontrent dans la wilaya de Constantine :

- Au massif Grouz.
- Au massif Chettabah.
- Au massif Felten.
- Au massif d'Oum Setta.

• **Les terrains tertiaires :**

Ils se manifestent par les dépôts de travertins, de calcaires travertinaux, de limons et d'argiles dans les régions ouest et nord-ouest de Constantine (2^{ème} période : le miocène). Dans la région Sud-Ouest et Sud-Est, les dépôts sont constitués de grès, de sables, de marnes et de calcaire lacustre travertinaux. Ceux-ci marquent les grandes modifications du relief qu'avait subi la région à la fin de l'ère tertiaire (Vila, 1977).

• **Les terrains quaternaires :**

Ces terrains se composent essentiellement des vallées de Boumerzoug et de Rhumel.

1. 5. 1. Géomorphologie

La région de Constantine est connue par sa morphogenèse complexe, accentuée par l'oscillation des altitudes et des dénivellations. Le regroupement de Constantine est formé par un ensemble de montagnes peu élevées à crête d'altitude faible (ex. rocher de Constantine), d'orientation sud-ouest, nord-est. Ces moyennes montagnes se présentent comme une série de chaînons calcaires plus ou moins parallèles, séparés par des dépressions intramontagnardes souvent occupées par une vallée (Vallée de Rhumel, oued Boumerzoug). Par cela, le compartimentage du relief apparaît comme une mosaïque d'affleurements de roches variées (marnes, calcaires, grès, argiles). Les roches dures arment les masses montagneuses tandis que les bassins sont creusés dans les affleurements de roches tendres. C'est ainsi que se témoigne la structure complexe. Cela n'empêche qu'on peut distinguer trois régions assez homogènes de la wilaya avec :

- la partie septentrionale caractérisée par une topographie présentant de fortes pentes ;
- La partie médiane caractérisée par une configuration accidentée ;
- La partie méridionale constituée par un relief relativement plat à paysage varié (Vila, 1977).

1. 5. 1. 1. Pédologie

L'étude pédologique ou étude de la genèse, de la structure et de l'évolution des sols de la forêt de Chettabah qui a été établie par MEGREROUCHE et KORICHI, (2003), a donné à travers les cinq profils pédologiques échantillonnés au niveau de cinq stations d'études, différentes les unes des autres, suivant le type de végétation et son état (incendiées ou non incendiées) ; des sols bruns calcaires modaux, généralement pauvres en matière organique.

1. 5. 1. 2. Le Climat

Le climat de la région est généralement semi-aride, il présente des amplitudes thermiques très variées surtout au sud de la région. Dans les hautes plaines, la continentalité y est assez forte. La direction générale des vents domine au Nord-Ouest, n'empêche qu'il souffle dans toutes les autres directions. Le sirocco souffle plus de 30 jours pendant toute l'année. Les températures sont marquées par des variations saisonnières et journalières. Loin d'être désertique, la wilaya ne reçoit presque nulle part moins de 250 mm d'eau par an. Cependant, les pluies sont très irrégulières et ne sont pas réparties de façon homogène sur toute la durée de la période pluvieuse : automne, hiver, printemps. Les séquences pluvieuses courtes et séparées alternent avec les séquences sèches. En période estivale, les précipitations sont insignifiantes pour ne pas dire nulles. Par contre en période hivernale, on observe le maximum de précipitations (40 % environ). Pour la gelée, la durée moyenne est environ plus de 50 jours par an (Figure 14)

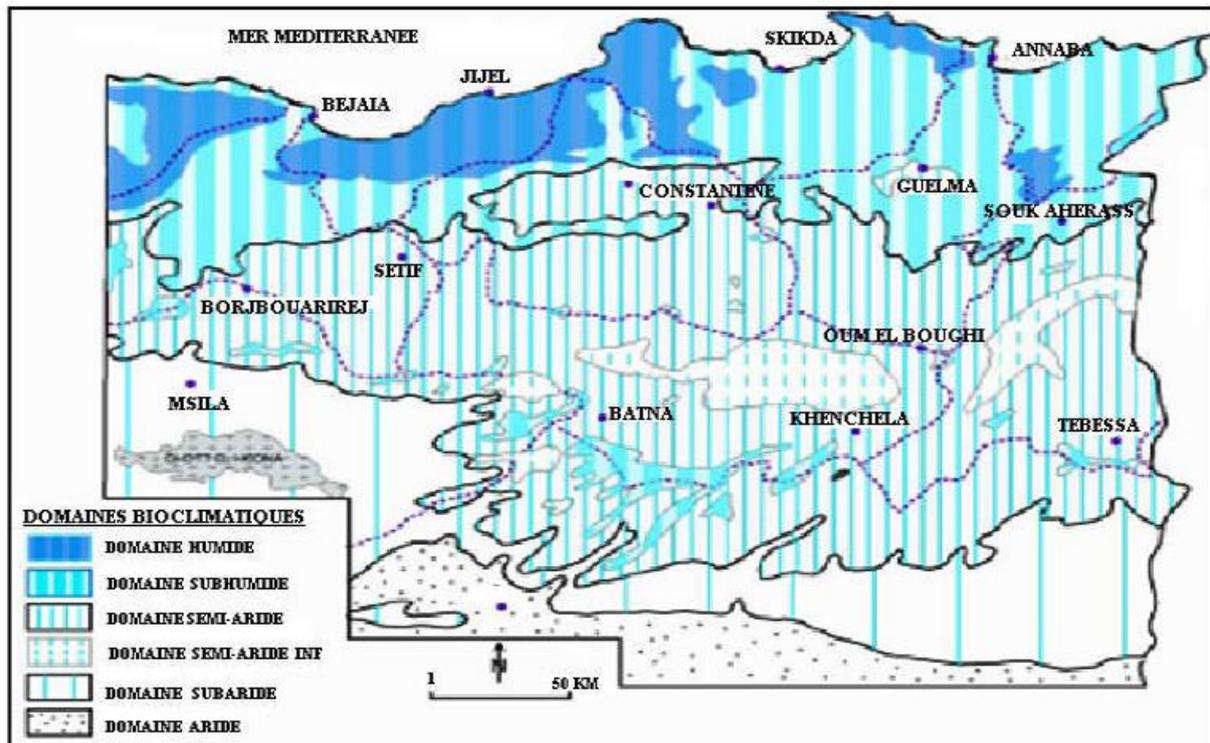


Figure 14 : Carte simplifiée des zones bioclimatiques de l'Est algérien (MEBARKI, 2005).

L'étude du climat local nécessite des données climatiques, mais compte tenu de l'absence de stations météorologiques à Chettabah, nous avons été amenés à faire des extrapolations par rapport à une station de référence qui est celle de Constantine (Ain El Bey). Le choix de la station, prise comme référence aux corrections des paramètres climatiques de notre région d'étude, est établi en fonction de la distance de celle-ci par rapport au massif (08 km), son altitude (694 m), l'absence d'une barrière climatique, et enfin la disponibilité des données et leur fiabilité. Les données climatiques ont été recueillies auprès des services de météorologie (Station de Ain El Bey) pour une période allant de 1978 à 2014 et sont représentées dans le tableau II :

1. 6. Étude climatique de la forêt domaniale de Chettabah.

L'emplacement de la station de référence (Ain El Bey) à une altitude différente de celle de la zone d'étude nous a amenés à faire des corrections de température et de pluviométrie afin de nous rapprocher le plus du climat local.

Tableau II : Données climatiques recueillies auprès du service de météorologie (Station Ain El Bey 1978-2014)

Mois / Paramètres	(M+m)/2 (°C)	M (°C)	m (°C)	P (mm)	Hum (%)	Neige	Vent (Km/h)
Janvier	6.81	11.98	2.29	72.68	77.41	2.35	9.08
Février	7.75	13.35	2.95	57.95	74.74	1.84	9.55
Mars	10.03	16.06	4.5	58.10	71.80	1.13	9.44
Avril	12.59	18.99	6.6	55.70	69.22	0.19	9.61
Mai	17.17	24.29	10.56	45.96	64.55	0.06	8.31
Juin	22.46	30.28	15.01	18.80	53.45	0.03	8.49
Juillet	25.78	34.10	17.88	6.55	45.55	0	8,21
Aout	25.65	33.85	18.31	10.18	48.67	0.03	7.80
Septembre	21.41	28.79	15.16	38.06	60.44	0	7.41
Octobre	17.02	23.69	11.35	37.40	66.49	0	7.44
Novembre	11.38	16.98	6.59	53.40	72.84	0.29	8.68
Décembre	7.77	12.92	3.58	77.14	78.20	1.10	9.39

1. 6. 1. Corrections pluviométriques :

Plusieurs auteurs, comme (SELTZER, 1946 ; CHAUMONT et PAQUIN, 1971 ; LUCIDO, 1972 ; VERNET, 1995) ont noté l'existence d'une relation linéaire entre les précipitations et l'altitude (les précipitations augmentent avec l'altitude). Selon SELTZER (1946), pour une élévation de 100 mètres, les précipitations augmentent de 40 mm pour le continental, et de 80 mm pour le littoral. Les résultats des précipitations estimées pour les points extrêmes de la forêt à partir de la station de référence sont récapitulés dans le tableau III.

Tableau III : Précipitations aux points extrêmes de la forêt de Chettabah.

Stations	Station de référence	Pluviométrie du	Pluviométrie du
Mois	(Ain El Bey) (mm)	point haut (mm)	point bas (mm)
	Altitude : 694 m	Altitude : 1104 m	Altitude : 652 m
Janvier	72.68	95.21	70.50
Février	57.95	75.91	56.21
Mars	58.10	76.11	56.36
Avril	55.70	72.97	54.03
Mai	45.96	60.21	44.58
Juin	18.80	24.63	18.24
Juillet	6.55	8.58	6.35
Aout	10.18	13.34	9.87
Septembre	38.06	49.86	36.92
Octobre	37.40	48.99	36.28
Novembre	53.40	69.95	51.80
Décembre	77.14	101.05	74.83
Totale	531.92	696.82	515.96

1. 6. 2. Corrections thermiques :

La vie végétale est coincée entre deux pôles thermiques, la moyenne des minima du mois le plus froid (m) et la moyenne des maxima du mois le plus chaud (M) (EMBERGER, 1942 ; DAGET, 1977). Tout comme pour la pluviométrie, les températures sont en relation étroite avec l'altitude. De façon générale, plus on monte en altitude, plus la température diminue. SELTZER, (1946), dans son étude sur le climat d'Algérie, préconise les gradients suivants : "M" diminue de 0,7°C tous les 100 m d'élévation, et "m" diminue de 0,4°C pour 100 m de dénivelé. Les données thermiques après correction pour la région d'étude sont représentées dans le tableau IV.

Tableau IV : Données thermiques du massif de Chettabah.

Stations	Constantine (694 m)			Haute altitude (1104)			Basse altitude (652)		
	M	m	Moyenne	M	m	Moyenne	M	m	Moyenne
Janvier	12,29	2,89	7,59	9,42	1,25	5,34	12,58	3,05	7,81
Février	13,63	2,91	8,27	10,76	1,27	6,02	13,92	3,07	8,49
Mars	16,83	5,07	10,95	13,96	3,43	8,7	17,12	5,23	11,17
Avril	19,4	7,02	13,21	16,53	5,38	10,96	19,69	7,18	13,43
Mai	25,38	11,57	18,47	22,51	9,93	16,22	25,67	11,73	18,69
Juin	31,14	15,88	23,51	28,27	14,24	21,26	31,43	16,04	23,73
Juillet	34,5	18,49	26,49	31,63	16,85	24,24	34,79	18,65	26,71
Aout	34,38	19,18	26,78	31,51	17,54	24,53	34,67	19,34	27
Septembre	28,57	16,09	22,33	25,7	14,45	20,08	28,86	16,25	22,55
Octobre	24,15	11,44	17,79	21,28	9,8	15,54	24,44	11,6	18,01
Novembre	16,76	7,26	12,01	13,89	5,62	9,76	17,05	7,42	12,23
Décembre	13,17	4,48	8,82	10,3	2,84	6,57	13,46	4,64	9,04

1. 6. 3. Indice de Bagnouls et Gausсен (1953) et diagramme ombrothermique

Un des indices les plus utilisés est celui de BAGNOULS et GAUSSEN (1953). Il tient compte des moyennes mensuelles des précipitations (P en mm) et de la température (T en °C) et donne une expression relative à la sécheresse estivale en durée et en intensité c'est-à-dire la période sèche et humide de n'importe quelle région (DAJOZ, 2003). Celle-ci est appréciée à travers un indice de sécheresse S_o (=indice ombrothermique) calculé en faisant la différence entre les courbes P et T pour le ou les mois les plus secs (LEBOURGEOIS et ULRICH, 2010). Un mois est considéré « sec » lorsque le total des précipitations mensuelles est inférieur ou égal au double de la température moyenne mensuelle du même mois, soit $p \leq 2T$. Inversement, quand $P > 2T$, le mois est considéré comme humide (BAGNOULS et GAUSSEN, 1957). Selon RIVAZ-MARTINEZ (2005), le macrobioclimat méditerranéen est le type extratropical ($> 23^\circ$ N & S) qui a une période de sécheresse dans laquelle, au moins

pendant deux mois consécutifs, les précipitations sont inférieures ou égales à deux fois la température ($P \leq 2T$). Pour repérer les mois secs et humides d'une localité, généralement des diagrammes ombrothermiques sont tracés. Ces diagrammes superposent les deux courbes de températures (T) et de précipitations (P), à la fois en ordonnées sur deux axes, pour les 12 mois de l'année (en abscisses) ce qui permet de définir une aire ombrothermique. Plus l'aire est importante et plus la saison est sèche (FRONTIER *et al.*, 2004). Cet indice est destiné à fournir des indications sur la durée de la période de sécheresse « il s'agit de compter le nombre de jours secs à travers les mois secs consécutifs ». Parmi les divers climats mondiaux, certains présentent une longue période de sécheresse coïncidant avec les températures les plus hautes du lieu considéré (humidité de l'air minimale). Cet indice ne s'applique pas pour les pays qui, au cours de l'année, ont une humidité suffisante, il prend tout son sens en zone méditerranéenne (LEBOURGEOIS et ULRICH, 2010).

1. 6. 4. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger

Le quotient pluviothermique Q_2 établi par EMBERGER (1955) est spécifique au climat méditerranéen. Il est le plus fréquemment utilisé en Afrique du Nord. Ce système appelé « climagramme d'Emberger » permet de déterminer l'étage bioclimatique d'une station donnée. Il est déterminé à partir de la formule suivante :

$$Q_2 = 1000P / (M + m) (M - m) / 2 \text{ OU } Q_2 = 2000P / M_2 - m_2$$

P : Précipitations annuelles totales (mm) ;

M : Moyenne des maxima du mois le plus chaud (K°);

m : Moyenne des minima du mois le plus froid (K°).

Les températures sont exprimées en Kelvin (K) : $T_K = T_C + 273,15$ (Figure 15).

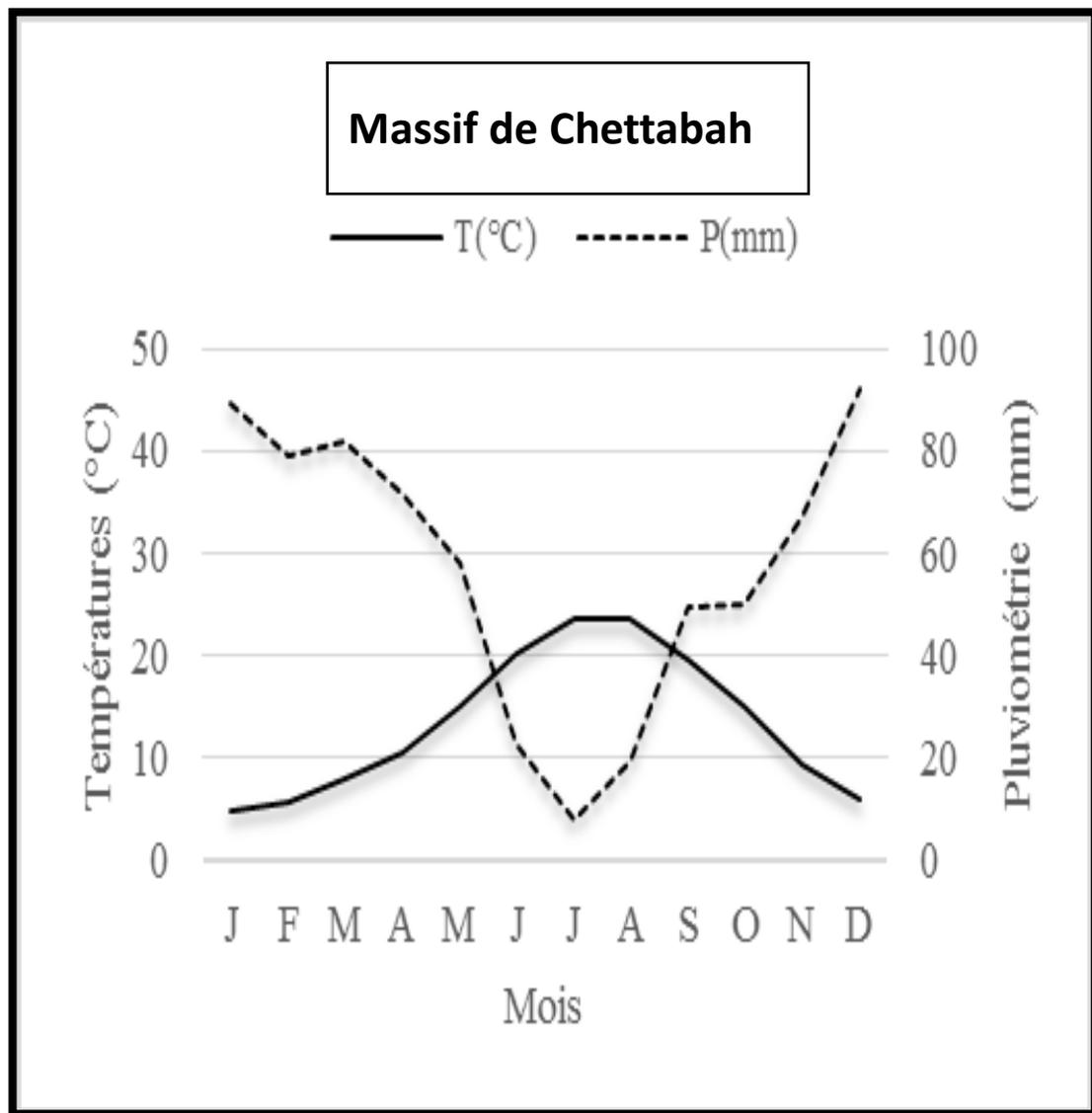


Figure 15 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson du massif de Chettabah.

1. 7. Couverture forestière :

À l'instar du pays, la wilaya de Constantine est dans l'ensemble peu forestière (Figure 16) ; la forêt occupe près de **8 %** de la superficie totale de la wilaya soit **17.858 ha**. En ce qui concerne les espèces dominantes, on relève : le pin d'Alep, l'eucalyptus et le chêne-liège. Les superficies recouvertes par ces espèces se répartissent comme suit :

- Pin d'Alep : **13.880 ha**
- Chêne-liège : **1.139 ha**
- Eucalyptus : **1.989 ha**
- Autres essences : **850 ha**

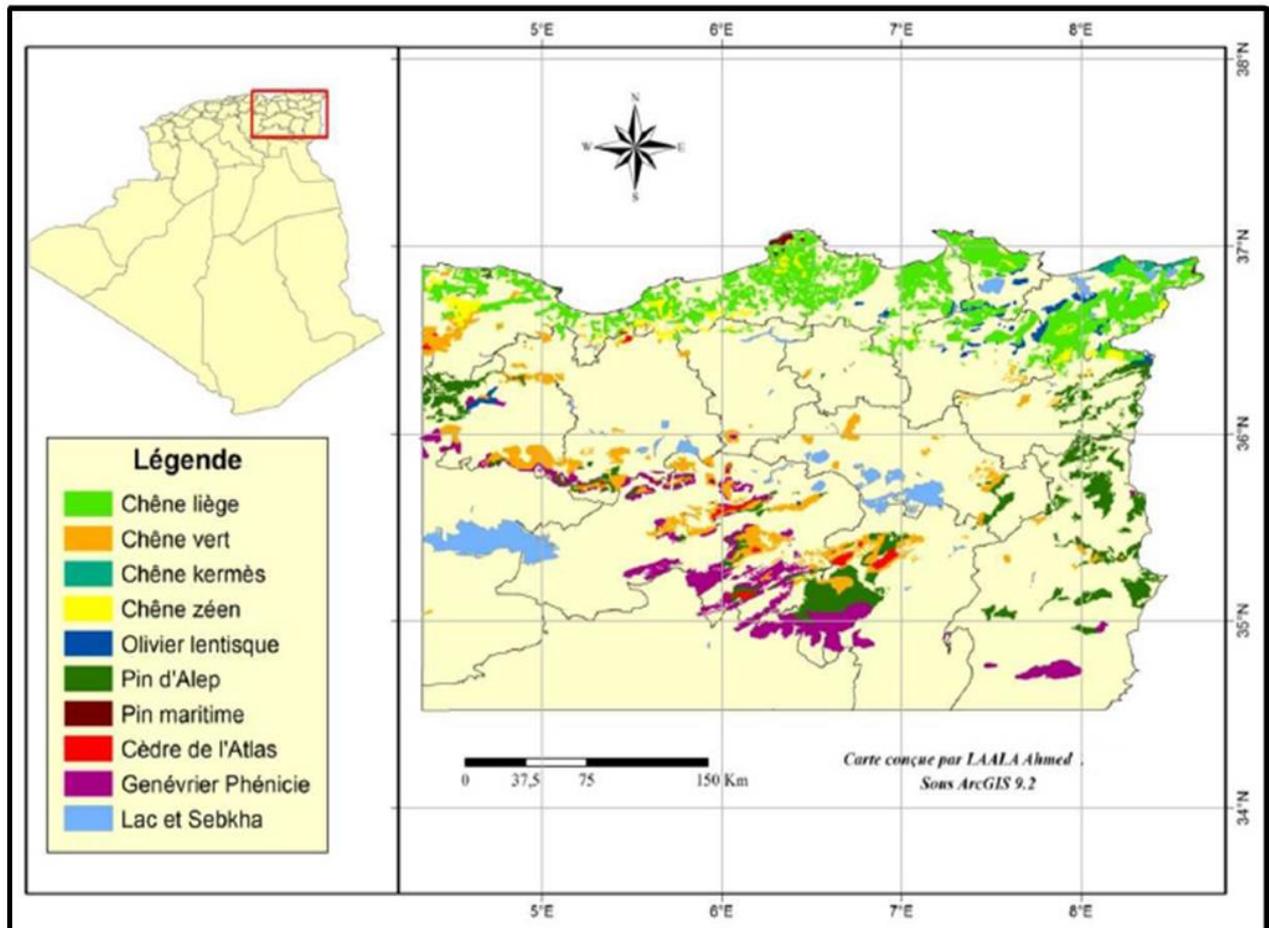


Figure 16 : Principaux écosystèmes forestiers de l'Est algérien (LAALA et al., 2016).

1. 8. La flore et la faune

1. 8. 1. La flore

La forêt de Chettabah est constituée par plusieurs formations forestières dont l'essence dominante est le Pin d'Alep (*Pinus halepensis*) puis le chêne vert (*Quercus rotundifolia*) en forme de taillis dégradé (LAALA et al., 2016).

La végétation secondaire est constituée de :

- Lentisque (*Pistacia lentiscus*)
- Arbousier commun (*Arbustus unedo*)
- Genévrier oxycèdre (*Juniperus oxycedrus*)
- Philaria à feuille étroite (*Phillyrea angustifolia*)
- Philaria intermédiaire (*Phillyrea media*)
- Calycotome épineux (*Calycotome spinosa*)
- Azerolier (*Crataegus azarolus*)
- Ciste velu (*Cistus villosus*)
- Diss (*Ampelodesma mauritanica*)

- Asperge à feuille aiguës (*Asparagus acutifolius*)
- Astragale (*Astragalus armatus*)
- L'aubépine monogyne (*Crataegus monogyna*)

1. 8. 2. La faune

Dans la forêt de Chettabah, on a répertorié les espèces suivantes : Sangliers, Perdrix, Hyènes rayées, Porcs-épics, Hérissons d'Algérie, Chacals, Renards roux, Lièvres, et les oiseaux suivants :

- Vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*)
- Vautour fauve (*Gyps fulvus*)
- Aigle botté (*Hieraaetus pennatus*)
- Aigle royal (*Aquila chrysaetos*)
- Milan noir (*Milvus migrans*)
- Milan royal (*Milvus milvus*)
- Buse féroce (*Buteo rufinus*)
- Faucon de Barbarie (*Falco pelegrinoides*)
- Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*)
- Faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*)
- Pinson des arbres (*Fringilla coelebs*)
- Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*)
- Merle noir (*Turdus merula*)
- Coucou gris (*Cuculus canorus*)
- Grimpereau (*Certhia brachydactyla*)
- Pigeon ramier (*Columba palumbus*)
- Guêpier d'Europe (*Merops apiaster*)
- Grand corbeau (*Corvus corax*)
- Pie-grièche à tête rousse (*Lanius senator*)

2. Matériel et méthodes

Il existe une panoplie de techniques dont dispose l'ornithologue d'aujourd'hui pour dénombrer les Oiseaux nicheurs (FERRY et FROCHOT, 1970). Un dénombrement, ou comptage, consiste à compter ou estimer l'effectif total réel ou approximatif des Oiseaux de différentes espèces sur un même, ou sur plusieurs sites, à une période donnée. Les méthodes de dénombrement se regroupent en deux catégories, qui permettent d'effectuer le comptage des Oiseaux nicheurs à des degrés de précision et de fiabilité différentes. Dans cette troisième partie, nous décrirons le matériel et les instruments utilisés pour la collecte des données, les différentes méthodes utilisées pour inventorier les rapaces, et étudier la biologie de la reproduction de l'Aigle botté.

- Méthode du dénombrement des rapaces.
- Méthode d'étude de la biologie de la reproduction.

2. 1. Dénombrement des rapaces

Les rapaces sont souvent très dispersés et leurs populations ont des densités relativement faibles comparées à la plupart des autres groupes d'oiseaux. Bien que la détection auditive ou visuelle des espèces de rapaces soit relativement facile, le suivi des rapaces peut être difficile et nécessite un engagement substantiel de ressources. Malgré ces difficultés, les ornithologues ont dépensé des efforts considérables pour échantillonner, suivre et dénombrer les oiseaux de proie (FULLER et MOSHER, 1987). Les informations provenant de leurs suivis sont utilisées pour estimer la taille des populations, localiser les nids et suivre la reproduction, évaluer l'état des populations ou la répartition des espèces, surveiller les populations présentant un intérêt particulier pour la conservation, étudier le comportement et enfin évaluer les méthodes de détection et de dénombrement. La manière dont les suivis des rapaces sont planifiés et menés dépend des objectifs de suivi. Par exemple, les suivis visant à localiser les nids peuvent nécessiter une conception différente de ceux visant à estimer la taille de la population des rapaces hibernants, qui peuvent ou non présenter une fidélité aux zones locales. Ainsi, les objectifs de suivi devraient être clairement définis et les suivis devraient être conçus pour atteindre ces objectifs (ANDERSEN, 2007).

2. 1. 1. Les objectifs de suivi

Les objectifs des suivis des rapaces doivent être clairs et explicites avant la réalisation des suivis. Les ornithologues ont également besoin d'envisager la manière dont leurs données doivent être exploitées. FULLER et MOSHER (1987) ont identifié deux objectifs pour le suivi des rapaces:

- Déterminer la distribution des rapaces ;
- Déterminer leurs abondances (densité et abondance relative).

En outre, les suivis sont souvent utilisés pour localiser les rapaces afin d'étudier la dynamique des populations ainsi que d'autres aspects de leur écologie (par exemple, relations rapaces /habitats, succès de la reproduction, régime alimentaire), afin de fournir des informations pour la gestion et la conservation.

2. 1. 2. Facteurs affectant la détection

De nombreux facteurs affectent potentiellement la détection des rapaces lors des suivis. Ceux-ci comprennent :

- Les caractéristiques des oiseaux eux-mêmes (par exemple : espèce, âge, sexe, comportement, taille du groupe, etc.),
- Les conditions environnementales lors des suivis (par exemple : climat, degré d'éclairage et, dans les comptages auditifs, facteurs affectant la transmission du son, etc.),
- les variables temporelles qui affectent le comportement ou la distribution (exemple : heure du jour ou période de l'année),
- Les caractéristiques de l'habitat (par exemple, paysages boisés ou ouverts, répartition des perchoirs, etc.),
- et enfin les caractéristiques des observateurs (par exemple, expérience, acuité visuelle ou auditive, etc.) (JANES, 1984 ; ANDERSEN et *al.*, 1985 ; RALPH et *al.*, 1993 ; MCLEOD et ANDERSEN, 1998 ; AYERS et ANDERSON, 1999).

2. 1. 3. Échantillonnage et taille de l'échantillon

Dans les études des rapaces, il y a généralement deux populations à prendre en compte, l'une biologique et l'autre statistique. La population biologique est une collection de rapaces, et l'objectif des suivis des rapaces est de mieux comprendre cette population biologique. En revanche, une population statistique est un ensemble d'unités d'échantillonnage dont chacune peut être évaluée pour déterminer la présence, l'abondance ou un autre aspect lié aux rapaces. L'échantillonnage est une méthode permettant de mesurer les caractéristiques d'une partie d'une population statistique et d'utiliser les caractéristiques observées de la partie évaluée pour tirer des conclusions sur la population statistique entière. La façon dont un échantillon de la population statistique est obtenu détermine si on peut tirer des conclusions pour l'ensemble de

la population, ou si les résultats de l'enquête ne s'appliquent qu'à cette partie de la population de l'échantillon. La nature des unités d'échantillonnage utilisées dans les suivis des rapaces dépend de nombreux facteurs identifiés ci-dessus, et en particulier à l'échelle de suivi. Par exemple, si l'objectif d'une étude particulière est d'estimer l'abondance ou la distribution de rapaces sur une vaste zone, les unités d'échantillonnage pourraient être des sections de littoral (exemple, JACOBSON et HODGES, 1999) ou de grandes parcelles (exemple : HARGIS et WOODBRIDGE, 2006). Si les études sont conçues pour évaluer l'abondance à des échelles spatiales plus petites, telles qu'une zone d'étude ou un paysage bien définis, les unités d'échantillonnage peuvent être des routes (Exemple, ANDERSEN et *al.*, 1985) ou des points fixes (exemple : HENNEMAN et *al.*, 2007). Dans les deux cas, l'échantillonnage consiste à examiner une partie de toutes les unités d'échantillonnage contenues dans la population statistique et à étendre les informations dérivées de cet échantillon à l'ensemble de la population.

2. 1. 4. Types de suivi

Les suivis des rapaces peuvent être menés depuis le sol (MCLEOD et ANDERSEN, 1998), ou sur l'eau (par exemple, GARRETT et *al.*, 1993), et en air (par exemple, WHITE et *al.*, 1995) ou bien dans des cas limités, par télédétection (par exemple, radar ou GPS, HARMATA et *al.*, 2000).

2. 1. 4. 1. Le suivi depuis le sol

Les suivis de rapaces effectués au sol impliquent généralement de suivre une route ou de marcher le long de sentiers (ANDERSEN et *al.*, 1985 ; VINUELA, 1997), en recherchant une zone spécifique, telle que des sites de reproduction coloniaux connus (MARTINEZ et *al.*, 1997) ou en visitant des points préidentifiés (MCLEOD ET ANDERSEN, 1998) et évaluer la présence de rapaces par observation directe ou par des preuves indirectes, telles que la présence de nids.

Les suivis des rapaces ont souvent été menés sur des routes où les rapaces sont observés et comptés à partir de véhicules (ANDERSEN et *al.*, 1985). Les relevés collectés le long des routes ont été utilisés pour décrire la distribution des rapaces (YOSEF et *al.*, 1999 ; BAK et *al.*, 2001), la diversité (ROSS et *al.*, 2003) l'abondance relative (SORLEY et ANDERSEN, 1994 ; YAHNER et ROHRBAUGH, 1998 ; WILLIAMS et *al.*, 2000) et l'utilisation de l'habitat à larges échelles (GARNER et BEDNARZ, 2000 ; OLSON et ARSENAULT, 2000). Les études du comportement des rapaces (MANOSA et *al.*, 1998 ; REJT, 2001), le régime alimentaire (DEKKER, 1995 ; KALTENECKER et *al.*, 1998) ou la dynamique de la

population (KERLINGER et LEIN, 1988 ; HIRALDO et *al.*, 1995 ; BRIDGEFORD et BRIDGEFORD, 2003) ont également été basés sur des enquêtes le long des routes.

Cette méthode a été utilisée pour localiser les nids dans des habitats naturels, urbains ou pour évaluer l'état de conservation (ANDERSEN, 2007). La recherche à pied est souvent utilisée pour trouver les rapaces ou leurs nids dans les zones de nidification précédentes ou dans des parcelles d'habitat susceptibles de les abriter (CLOUGH, 2001), mais peut incorporer une combinaison de techniques de suivi (CRAIGHEAD et CRAIGHEAD, 1956). La nature du terrain ne nous a pas permis de dénombrer tous les nids. Mais étant donné que les effectifs des rapaces étaient de taille réduite, on pouvait a priori facilement estimer le nombre de couples nicheurs. Par un simple comptage des adultes présent sur le site au cours de la période de reproduction. Cependant, nous avons utilisé ce chiffre pour estimer le nombre de nids à chercher. Notre méthode nous a permis d'avoir une estimation la plus précise possible sur l'effectif réel nicheur.

2. 1. 5. Indices écologiques

L'étude de l'écologie de cette avifaune a été abordée par la détermination d'indices écologiques liés directement à l'équilibre du peuplement. Pour chaque sortie, nous avons calculé les indices suivant selon BLONDEL (1975) ; DAJOZ (2006) ; OKPILIYA (2012):

2. 1. 5. 1. Abondance relative (%)

L'abondance relative d'une espèce compare le nombre d'individus de l'espèce et le nombre total d'individus, elle est calculée d'après la formule suivante : $n/N \times 100$, dont n est le nombre d'individu d'une espèce et N le nombre d'individus de toutes les espèces.

2. 1. 5.2. Richesse spécifique « S »

La richesse spécifique est décrite par le nombre d'espèces rencontrées au moins une fois en termes de N relevés. Ce paramètre renseigne sur la qualité du milieu. Plus le peuplement est riche, plus le milieu est complexe et par conséquent stable. Il n'est statistiquement pas interprétable dans le cas d'une comparaison entre plusieurs peuplements. Ce paramètre donne une place primordiale aux espèces importantes.

2. 1. 5. 3. Indice de diversité de Shannon-Weaver (H')

L'indice de diversité de Shannon (H') mesure le degré et le niveau de complexité d'un peuplement. Plus il est élevé, plus il correspond à un peuplement composé d'un grand nombre d'espèces avec une faible représentativité. A l'inverse, une valeur faible traduit un peuplement dominé par une espèce ou un peuplement à petit nombre d'espèces avec une grande représentativité. L'indice de Shannon et Weaver n'a de signification écologique que s'il est

calculé pour une communauté d'espèces exerçant la même fonction au sein de la biocénose. La diversité est maximale ($H' = \log_2 S$) qui correspond à la situation où toutes les espèces présentent des effectifs identiques. Il s'exprime en Bit (binary digit unit) et calculé par la formule suivante:

n_i : Effectif de l'espèce n

N : Effectif total du peuplement

S : Richesse spécifique

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \log_2(p_i)$$
$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

2. 1. 5. 4. Indice d'Équitabilité (E)

L'indice d'équitabilité (E) permet d'apprécier les déséquilibres que l'indice de diversité ne peut pas connaître. Il traduit un peuplement équilibré quand sa valeur tend vers 01 et tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une seule espèce. De ce fait l'évolution de la structure de l'avifaune forestière peut être exprimée de façon plus intéressante par l'évolution temporelle de son indice d'équitabilité.

2. 1. 6. Méthodes utilisées

Durant les 3 années (2013, 2014 et 2015) de suivi de rapaces, l'inventaire et les données relatives à la reproduction ont été effectués pendant la période de reproduction de la fin du mois de février jusqu'à la fin du mois d'août avec une fréquence d'une sortie par semaine afin de noter le nombre de nids. Les visites des sites et les méthodes dépendent de l'accessibilité et des conditions climatiques. Les points d'observation ont été localisés dans des endroits surélevés et dépourvus de végétation haute, offrant une vue dégagée sur les alentours. Ils ont été choisis en fonction de leur accessibilité et de la manière de couvrir adéquatement la zone d'étude. La méthode utilisée de l'« observation directe » consiste à observer directement, à l'œil nu ou en utilisant une paire de jumelles les rapaces dans leur milieu. Les espèces sont photographiées et identifiées à l'aide d'un guide d'identification des rapaces « Rapaces diurnes du monde » de FERGUSON-LEES et CHRISTIE (2014).

L'abondance des rapaces diurnes a été estimée selon la méthode des indices kilométriques d'abondance (IKA) qui consistait en un parcours d'environ 50 kilomètres sur chacune des unités paysagères. Chaque parcours était réalisé à vitesse modérée (30 km/h) et la position de

tous les individus cartographiée. En complément de ces parcours, un relevé des individus par Indice Ponctuel d'Abondance (IPA) était effectué à des points fixes d'observation (portée visuelle = rayon de 700 m) régulièrement distribués au sein de chacune des unités paysagères pendant une durée de 10 minutes. Ces points fixes d'observation nous permettent d'apprécier plus précisément la variabilité des abondances des rapaces au niveau intra sites. Un total de 35 points d'observation (Figure 17), ont été échantillonnés mensuellement de janvier 2013 à décembre 2015 soit 30 relevés IPA et IKA sur chacun des trois sites. Des prospections poussées au niveau de 4 points d'observation sur chacun des trois sites nous ont permis d'y connaître le nombre potentiel de couples nicheurs de chaque espèce. Des facteurs de correction ont ainsi été appliqués aux données de recensement obtenues lors des IPA afin d'estimer in fine des densités rapportées à l'échelle du site dans sa globalité.

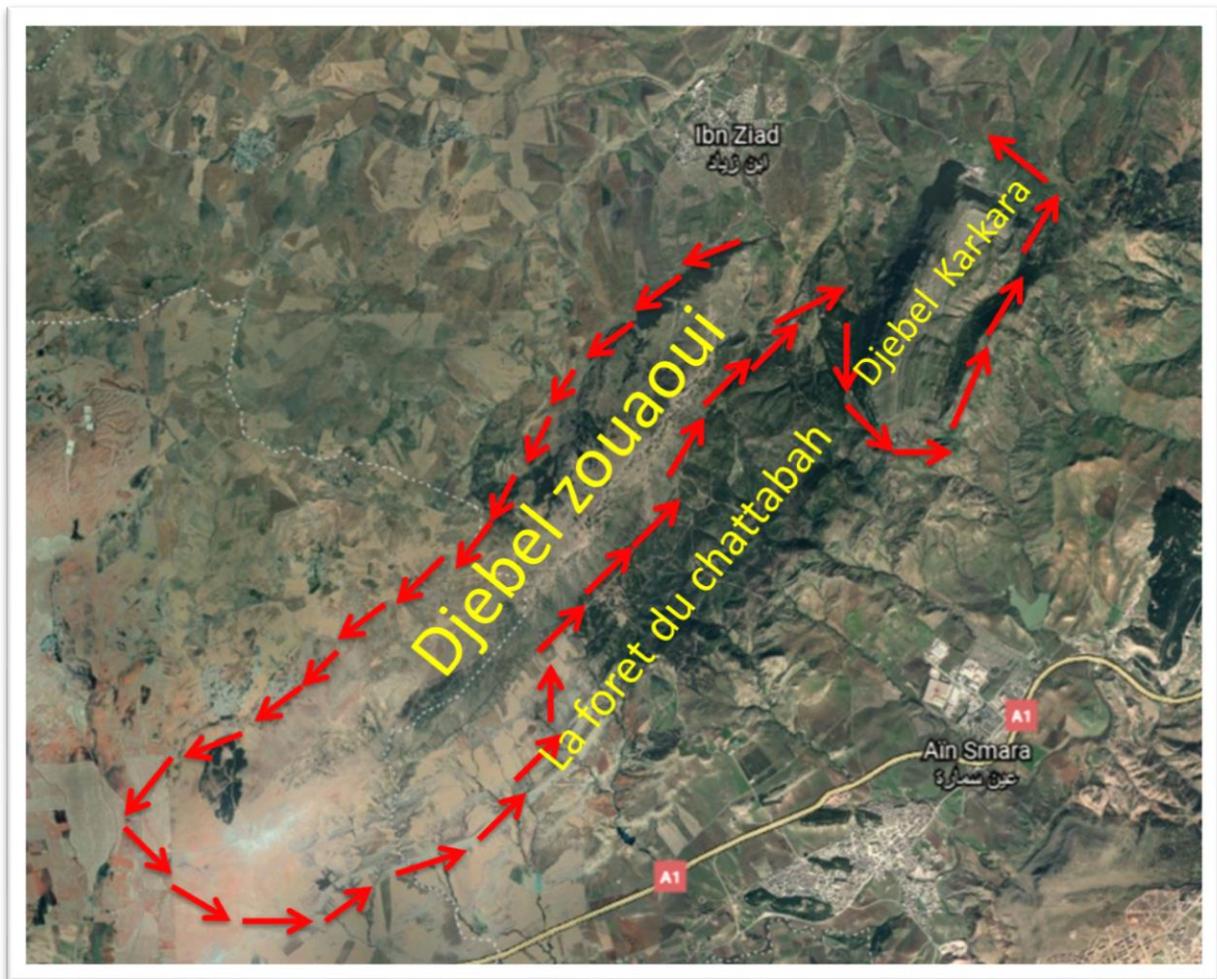


Figure 17 : Localisation et description des stations et des points d'observation.

2. 1. 7. Les analyses statistiques

Toutes les analyses ont été effectuées après vérification des critères de normalité (test de KOLMOGOROV-SMIRNOV) et d'homoscedasticite (test de LEVENE) différentes variables dépendantes et indépendantes. Les variables qui ne suivent pas de distribution normale ont été transformées en Log10 pour apporter des perfectionnements de normalité des variables afin d'utiliser les tests non paramétriques. D'autres tests non paramétriques ont été utilisés tels que le test kruskall Wallis.

Pour chercher une éventuelle variation de l'abondance des rapaces occupant le massif forestier du Chettabah séparément en fonction des trois années, L'analyse ANOVA a été réalisée afin de déterminer s'il existe des différences de moyennes sur les trois années lorsqu'il existe des différences parmi les moyennes, les tests de post hoc et de Comparaisons multiples appariées ont été utilisés pour déterminer les moyennes qui diffèrent. Les comparaisons sont effectuées sur des valeurs non-ajustées. Ces tests servent aux facteurs inter-sujets fixés seulement.

Des régressions quadratiques et cubique ont été réalisés entre l'évolution de l'abondance des rapaces séparément pour mieux comprendre leur variation inter-mensuelle en fonction de l'avancement de la période d'étude en date Julian (1er mars =0 j première sortie sur terrain jusqu'au 28 février =200 jour avec un intervalle de 15 jours).

La structure des peuplements de rapace dans la forêt Chettabah a été évaluée à l'aide des indices écologiques (abondance, richesse, la diversité). Ainsi, pour chaque session de comptage, nous avons calculé la richesse en espèces, l'abondance totale, et nous avons également calculé les indices de diversité classiques, tels l'indice de diversité de Shannon H' (selon la formule $H' = - \sum P_i \ln P_i$), où, H' = indice de diversité; P_i = est la proportion de chaque espèce dans l'échantillon; et régularité (E) (indice de Pielou) et l'indice d'équitabilité

H' = indice de diversité

S = Richesse spécifique

$$E = \frac{H'}{H_{\max}}$$

$$H_{\max} = \text{Log}_2(S)$$

Des régressions linéaires ($Y = ax + b$) ont été réalisées entre l'abondance totale des rapaces (Variable indépendante) et la richesse totale spécifique en espèces (variable dépendante).

Pour tester l'effet des covariables sur les indices écologiques, nous avons utilisé des modèles linéaires généralisés (GLMs) avec la distribution binomiale négative pour tester l'effet des trois années de suivis et des deux saisons (hivernal /estivale) et ainsi leur interaction sur les indices écologiques.

Les valeurs de $P < 0.05$ ont été considérées comme significatives. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées par SPSS version 17 et R-3.0.2 software (R Development Core Team 2013).

2. 2. Écologie de la reproduction

Les nids ont été trouvés par des recherches systématiques par l'observation de comportement des couples nicheurs lors de déplacement les nids trouvés ont été matérialisés discrètement par une bande de ficelle rouge numérotée à un mètre pour être visité antérieurement afin de noter le contenu de chaque nid de manière systématique (MARTIN et GEUPEL, 1993 ; BELDA *et al.*, 1995 ; AUER *et al.*, 2007 ; BENSOUILAH *et al.*, 2014), Les nids ont été découverts dans différents stades de développement y compris la phase de construction, la phase d'incubation et la phase d'élevage. Une fois les nids localisés, ils ont été suivis et inspectés par des visites tous les 3 à 4 jours jusqu'à l'envol des poussins ou l'échec de la tentative de reproduction. Les données recueillies à différents moments permettent d'obtenir différentes informations : déterminer la date de ponte, la taille complète de la couvée, les périodes d'incubation et d'élevage des jeunes, le nombre des œufs éclos et le nombre des jeunes envolés (AUER *et al.*, 2007 ; BENSOUILAH *et al.*, 2014). Un nid visité une seule fois fournit moins d'information bien qu'il soit encore possible de déterminer la préférence dans la sélection de l'habitat ou du site de nidification lorsque cette information est enregistrée, ou de connaître la répartition ou la chronologie de nidification des espèces.

2. 2. 1. Date de première ponte

Nos visites régulières au massif du Chettabah nous permettent de constater la ponte des œufs notamment la première couvée. Dans le cas où nous aurions raté une ou plusieurs sorties (conditions climatiques) pendant la période propice de ponte de chaque espèce, la date de première ponte est rétrocalculée à partir de l'estimation de l'âge des poussins et de la durée moyenne de l'incubation des œufs en se référant aux études anciennes (TELAILIA, 2014).

Pour savoir le succès et le devenir des nids des rapaces, trouvés dans l'ensemble des colonies, le marquage des nids et les mesures des paramètres suivants ont été collectées :

- La hauteur et diamètre des nids (externe - interne).
- La mesure des œufs (longueur - largeur).
- La nature, la hauteur et la densité de la végétation.
- Les mesures des poussins (tête, bec et tarses).

2. 2. 2. Grandeur de la ponte

La grandeur de la ponte serait le reflet de la sélection naturelle qui permettrait aux adultes de pondre un nombre d'œufs correspondant au nombre de jeunes qu'ils pourraient réellement élever, compte tenu des disponibilités alimentaires du lieu et du moment (LACK, 1966). La taille de la ponte a été considérée comme complète lorsque le nombre d'œufs n'a pas changé entre les inspections successives du nid et que ce dernier arrive à l'éclosion.

2. 2. 3. Succès de la reproduction

Nous avons mesuré le succès pour chaque couple reproducteur et nous avons calculé la valeur moyenne. L'avantage de cette méthode est de fournir un indice de la variance dans le succès reproducteur à l'intérieur d'une colonie (HAFNER *et al.*, 1982). Afin d'éviter un dérangement excessif des colonies, nous avons fixé arbitrairement le succès de la reproduction à la survie des poussins à un âge correspondant à une mobilité accrue, inférieur à celui de l'envol. Pour cela, nous avons arrêté le calcul à 20 jours.

2. 2. 4. Succès à l'envol

Défini comme la proportion de nids où au moins un jeune atteint l'âge de quitter le nid, estimé par le rapport du nombre de jeunes à l'envol au nombre d'œufs éclos (%).

2. 2. 5. Marquage et suivi des poussins

Nous avons suivi le développement des poussins en collectant diverses mesures telles que la masse, qui peut être un critère fiable de survie future ou de recrutement (NISBET et HATCH, 1999). La masse combinée à d'autres variables morfo-métriques peut aider à différencier entre les sexes. La mobilité des poussins d'aigle, nous a contraints à les placer dans un sac dont le poids a été déterminé séparément et déduit du poids total. La masse est mesurée en gramme à l'aide d'une balance portable Pesola. Nous avons également mesuré la tête-bec, l'aile et la longueur, largeur et la profondeur du tarse des poussins à l'aide d'un pied à coulisse (Figure 18). Ces mesures n'ont pu être poursuivies au-delà de 20 jours à cause de la mobilité accrue des poussins.

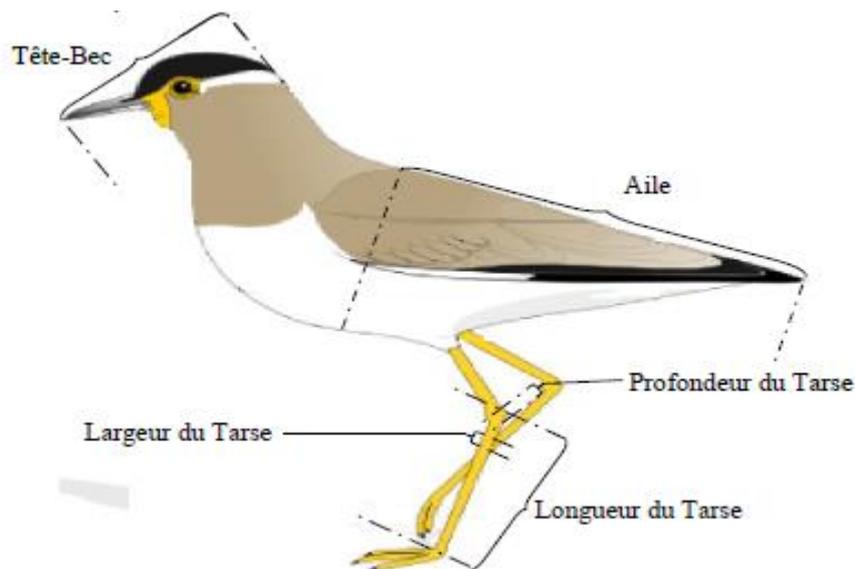
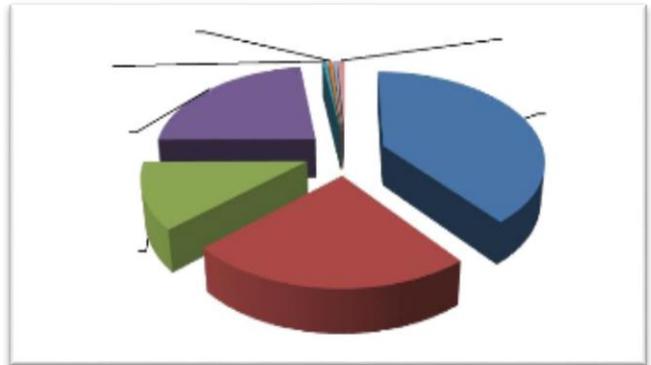
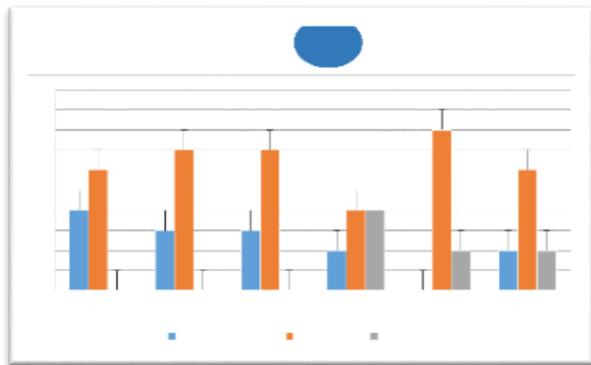


Figure 18 : Mesures morpho-biométriques collectées sur les poussins d'Aigle botté

Le matériel utilisé pour notre étude se résume comme suit :

- Une paire de Jumelles (*Weitwinkel*, 8 × 30) ;
- Télescope modèle (*Konuspot*, 20 × 60-80) ;
- Voiture pour les déplacements ;
- Balance électronique portable à 0,01g de précision (*Démo electro*) ;
- Pied à coulisse digital ;
- Mètre ruban et une perche graduée ;
- Carnet de notes et marqueur permanent ;
- Appareil photo numérique (*Sony*, HX300 Zoom X50) ;
- Un Guide d'identification des rapaces ;
- Un G. P. S ;

Chapitre III : Résultats



Dans ce chapitre, l’inventaire exhaustif ainsi que le statut phénologique de toutes les espèces de rapaces dans la région de Constantine ont été abordés dans un premier temps. Dans un second temps est traitée la biologie de la reproduction de l’Aigle botté.

1. Les rapaces diurnes et nocturnes rencontrés dans la région de Constantine

1. 1. Systématique des rapaces recensés

Les espèces d’oiseaux de proie recensées dans la région d’étude ont été identifiées et classées comme l’indique le tableau V suivant :

Tableau V : liste des espèces des rapaces rencontrées dans la région d’étude : NS : Nicheur sédentaire - NM : Nicheur migrateur.

Ordre	Famille	Nom scientifique	Nom commun	Statut phénologique
Falconiformes	Accipitridae	<i>Milvus migrans</i> Boddaert, 1783	Milan noir	NM
		<i>Milvus milvus</i> Linné, 1758	Milan royal	NM
		<i>Neophron percnopterus</i> Linné, 1758	Vautour percnoptère	NM
		<i>Gyps fulvus</i> Hablizl, 1783	Vautour fauve	NS
		<i>Circaetus gallicus</i> Gmelin, 1788	Circaète jean-le-blanc	NM
		<i>Circus aeruginosus</i> Linnaeus, 1758	Busard des roseaux	NS
		<i>Circus pygargus</i> Linnaeus, 1758	Busard cendré	NM
		<i>Buteo rufinus</i> Cretzschmar, 1829	Buse féroce	NS
		<i>Hieraaetus pennatus</i> Gmelin, 1788	Aigle botté	NM
		<i>Hieraaetus fasciatus</i> Vieillot, 1822	Aigle de Bonelli	NS
	Falconidae	<i>Falco tinnunculus</i> Linné, 1758	Faucon crécerelle	NS
		<i>Falco biarmicus</i> Temminck, 1825	Faucon lanier	NS
		<i>Falco peregrinus</i> Gmelin, 1788	Faucon pèlerin	NS
		<i>Falco pelegrinoides</i> Temminck, 1892	Faucon de Barbarie	NS
Strigiformes	Tytonidae	<i>Tyto alba</i> Scopoli, 1759	Effraie des clochers	NS
	Strigidae	<i>Bubo ascalaphus</i> Savigny, 1809	Grand-duc de désert	NS
		<i>Athene noctua</i> Scopoli, 1769	Chevêche d’Athéna	NS

Les espèces de rapaces sont réparties dans 4 familles et 2 ordres. L’ordre le mieux représenté est celui des Falconiformes avec 2 familles et 14 espèces. La famille la mieux représentée de cet ordre est celle des Accipitridae avec 10 espèces. Les Falconidae occupent la deuxième place avec 4 espèces (Figure 19).

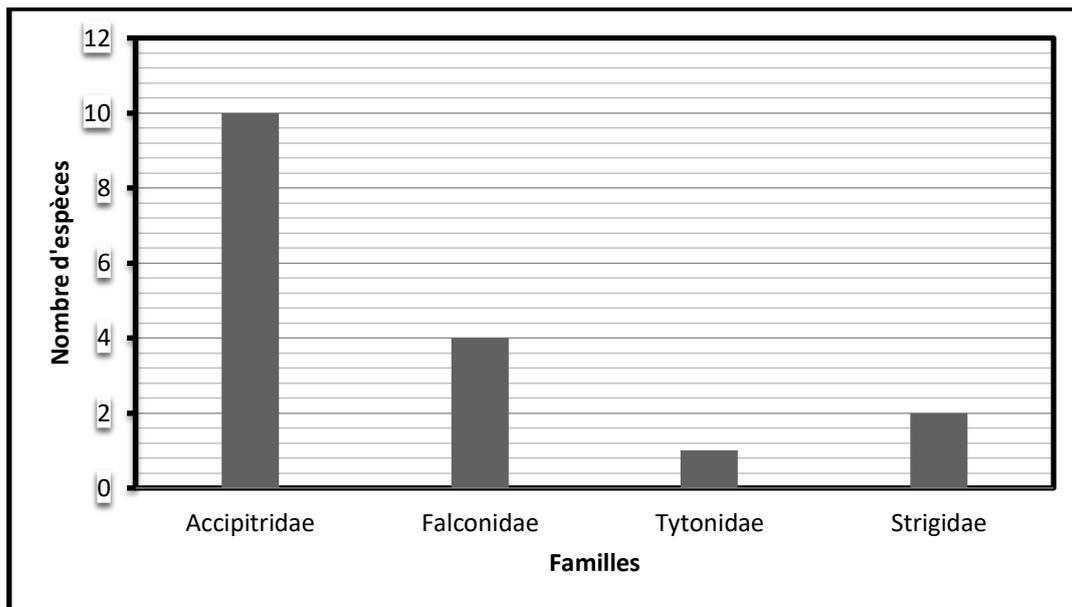


Figure 19 : La richesse en familles des rapaces diurnes et nocturnes au niveau du Massif de chettabah.

L'examen de la Figure 19 met en évidence que la famille des accipitridés est la plus riche, avec 10 espèces. Elle est suivie par celle des falconidés avec 4 espèces, et par celle des strigidés, représentée par 2 espèces, et une espèce pour la famille des Tytonidés (Fig 20).

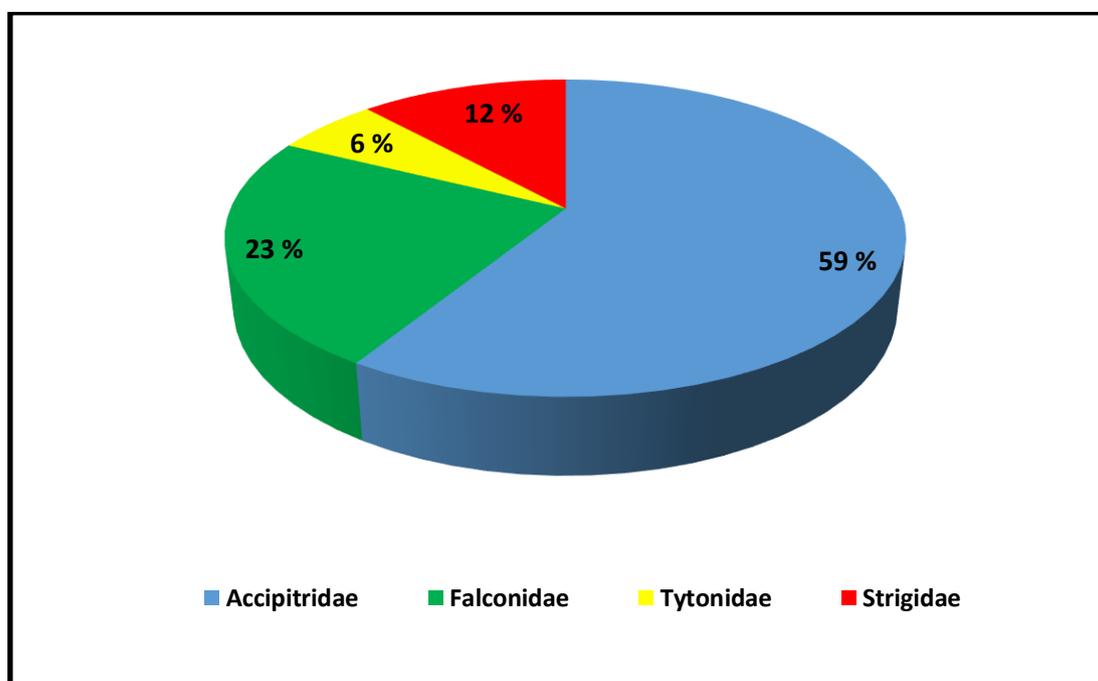


Figure 20 : Représentation des diverses familles de rapaces inventoriées dans le massif de Chettabah (en pourcentages)

1. 2. Statut phénologique des espèces de rapaces inventoriées dans le massif de Chettabah :

Les rapaces inventoriées dans le massif de Chettabah, du point de vue phénologique sont représentées au total par 17 espèces, soit 11 sédentaires nicheurs et 6 nicheurs migrateurs, (Figure 21).

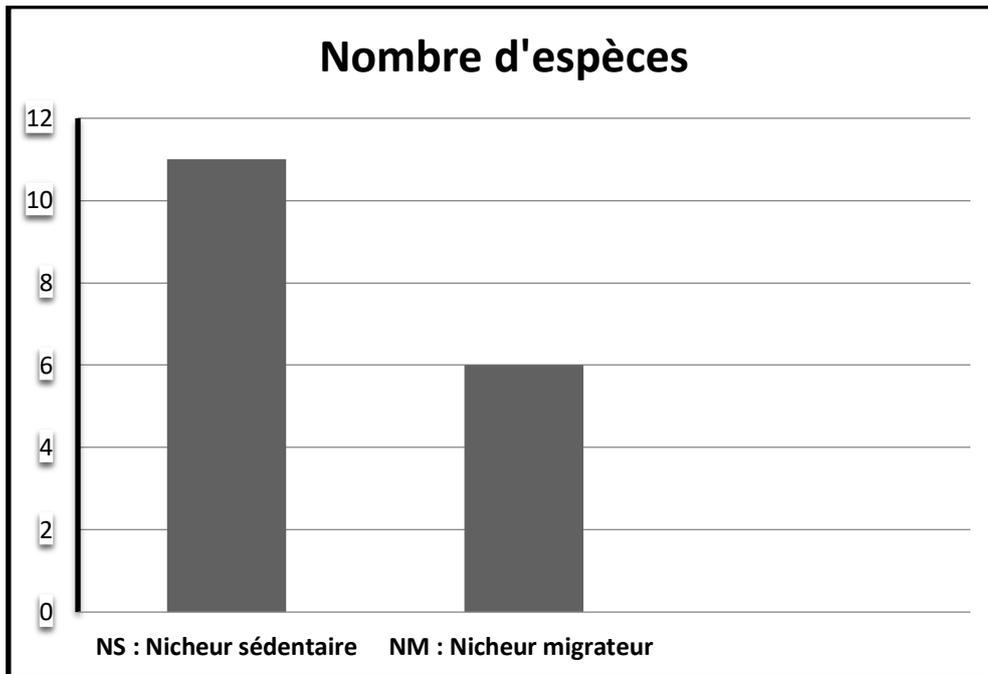


Figure 21 : Statut phénologique des espèces de rapaces inventoriées dans le massif de Chettabah

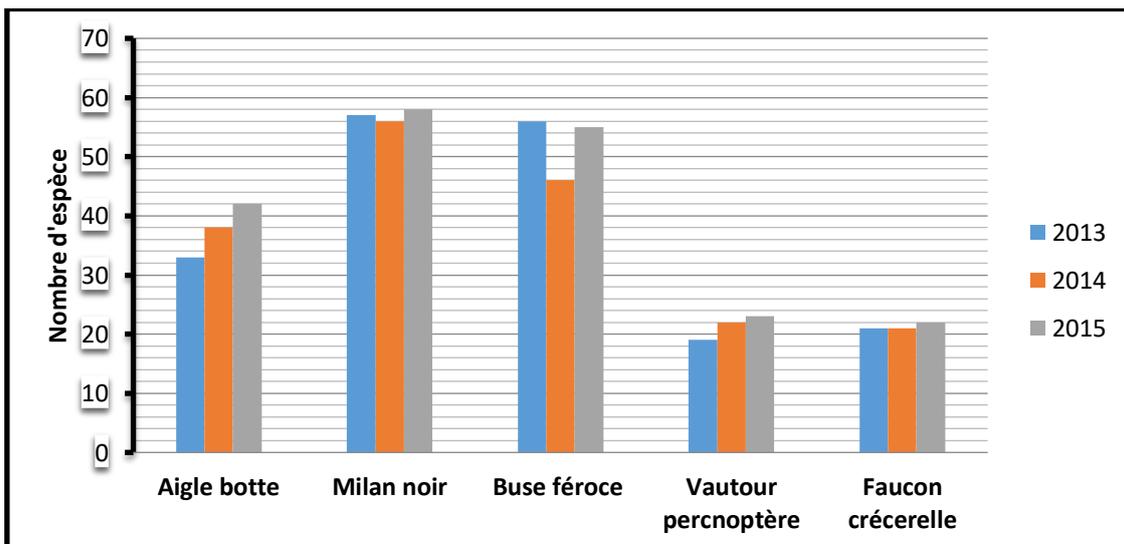


Figure 22 : Répartition des rapaces diurnes rencontrés au niveau du massif de Chettabah

1. 3. Structure et évolution des effectifs des peuplements de Rapaces diurnes au niveau du Massif de chettabah.

La présente étude à pour objectif de suivre l'évolution des effectifs des rapaces au niveau du massif de chettabah de l'Est Algérien. Les principales zones concernées sont : la forêt du Chettabah, le djebel zouaoui et le djebel karkara. Le suivi régulier et systématique de l'évolution des rapaces au niveau du massif de chettabah durant la période s'étalant du mois de janvier 2013 jusqu'au mois de décembre 2015, a raison d'une sortie chaque quinze jours, montre clairement la présence des rapaces durant tous nos relevés, avec des effectifs qui varient entre 20 et 300 individus (Figure 22).

1. 3. 1. L'évolution des effectifs de l'Aigle botté *Hieraaetus pennatus* durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.

Au niveau de la forêt de chettabah, l'abondance de l'aigle botté ne varie pas en fonction des trois années d'études 2013, 2014 et 2015 (Kruskal Wallis, $p = 0.0749$). Une stabilité de l'abondance de l'espèce durant les 3 années d'étude a été notée (Fig 23). Néanmoins, une variation inter-mensuelle de l'abondance de l'Aigle botté a été notée (régression quadratique $R^2=0.663$, $p=0.00$) de l'abondance de l'aigle botté avec l'avancement de la période d'études, l'effectif maximal fut enregistré à la fin du mois de juin et au début du mois de juillet avec une moyenne de 40 individus indiquant un premier pic puis nous avons enregistré une baisse du nombre jusqu'au mois d'août où nous avons observé une légère augmentation de ce dernier qui s'est poursuivi jusqu'au début du mois de septembre (42 individus), puis une chute de l'effectif signalant ainsi la fin de la période de reproduction. (Figs 24 et 25).

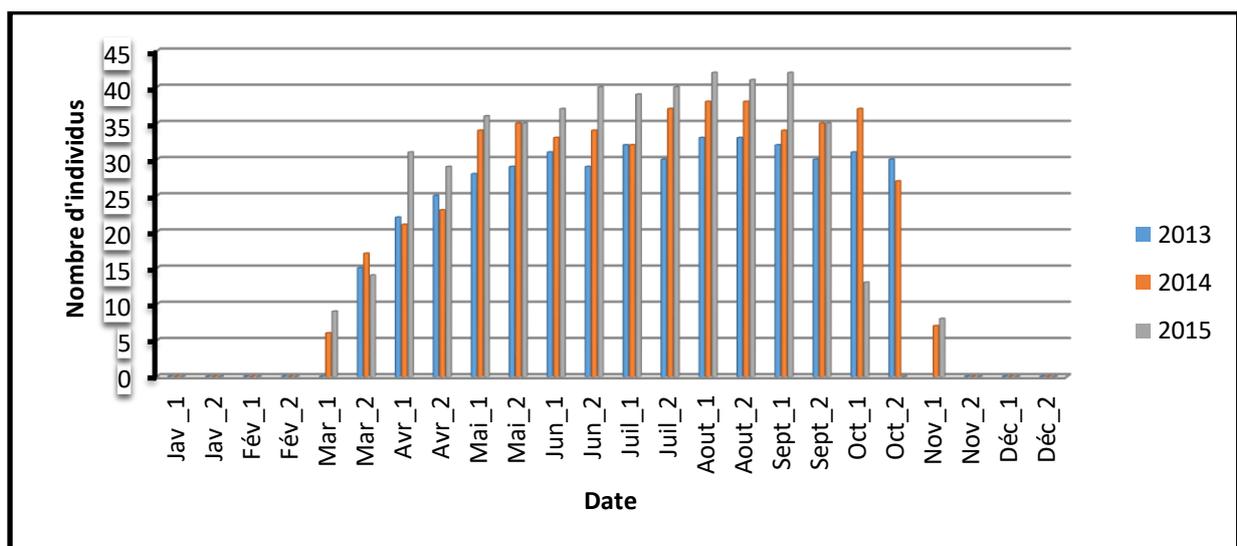


Figure 23 : Evolution des effectifs de l'Aigle botté durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 au niveau du Massif de Chettabah.

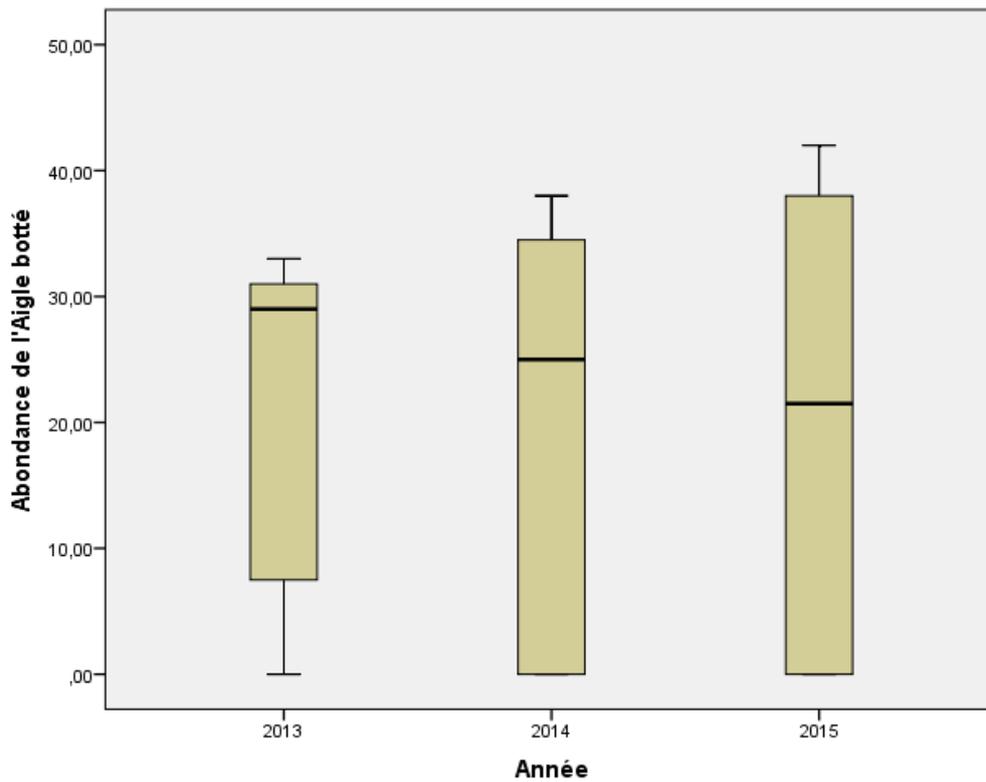


Figure 24 : Variations de l'effectif de l'aigle botté en fonction des trois années d'études 2013, 2014 et 2015

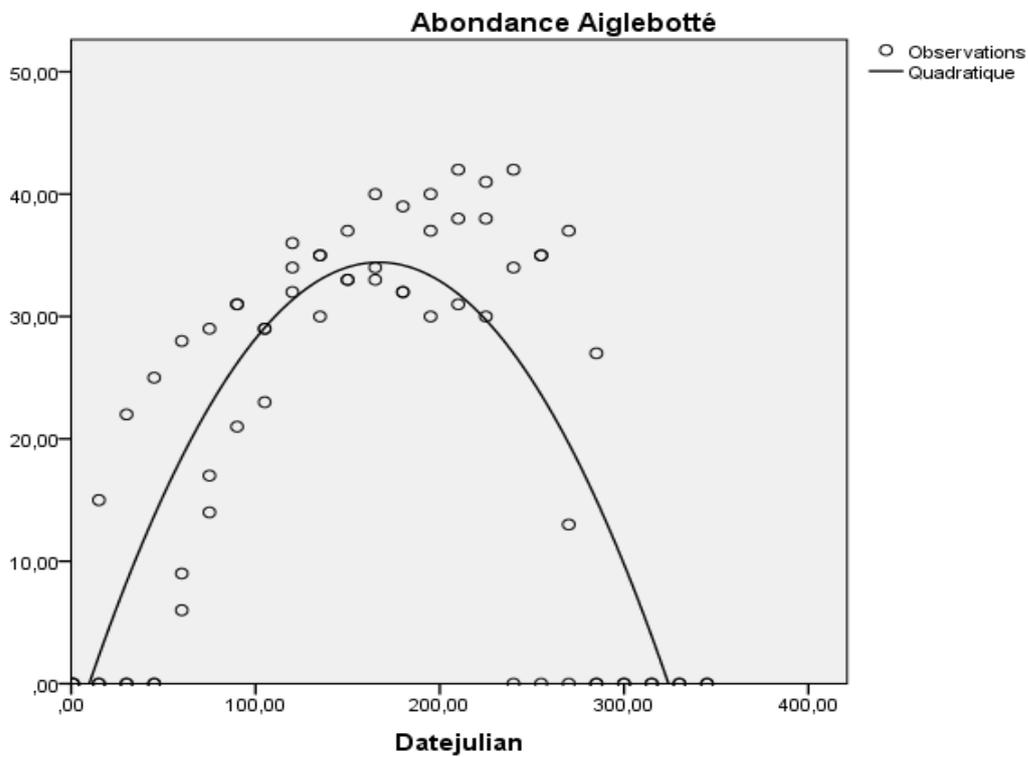


Figure 25 : Evolution des effectifs de l'Aigle botté durant les cycles annuels (2013, 2014 et 2015) (Date sensu Julien) au niveau du massif de Chettabah.

1. 3. 2. Evolution des effectifs du Milan noir *Milvus migrans* durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015

L'abondance du Milan noir au sein de la forêt de Chettabah ne montre aucune différence durant les trois années d'étude 2013, 2014 et 2015 (Kruskal Wallis, $p = 0.0849$). Elle évolue d'une manière semblable durant les années d'étude (Fig. 27). Toutefois, une variation temporelle inter- mensuelle a été notée (régression Cubique $R^2 = 0.716$, $p = 0.00$). Ainsi, on a noté qu'au début de la période de reproduction, les effectifs fluctuent entre 25 et 58 individus à la fin du mois de juin ou au début du mois d'août, et se stabilisent à cette fourchette durant cette période. La valeur élevée a été enregistrée pendant le mois d'août (58 individus), indiquant le deuxième pic n'est que le reflet des populations qui utilisent le massif forestier du Chettabah en tant que un site de nidification (Fig. 26 & 28).

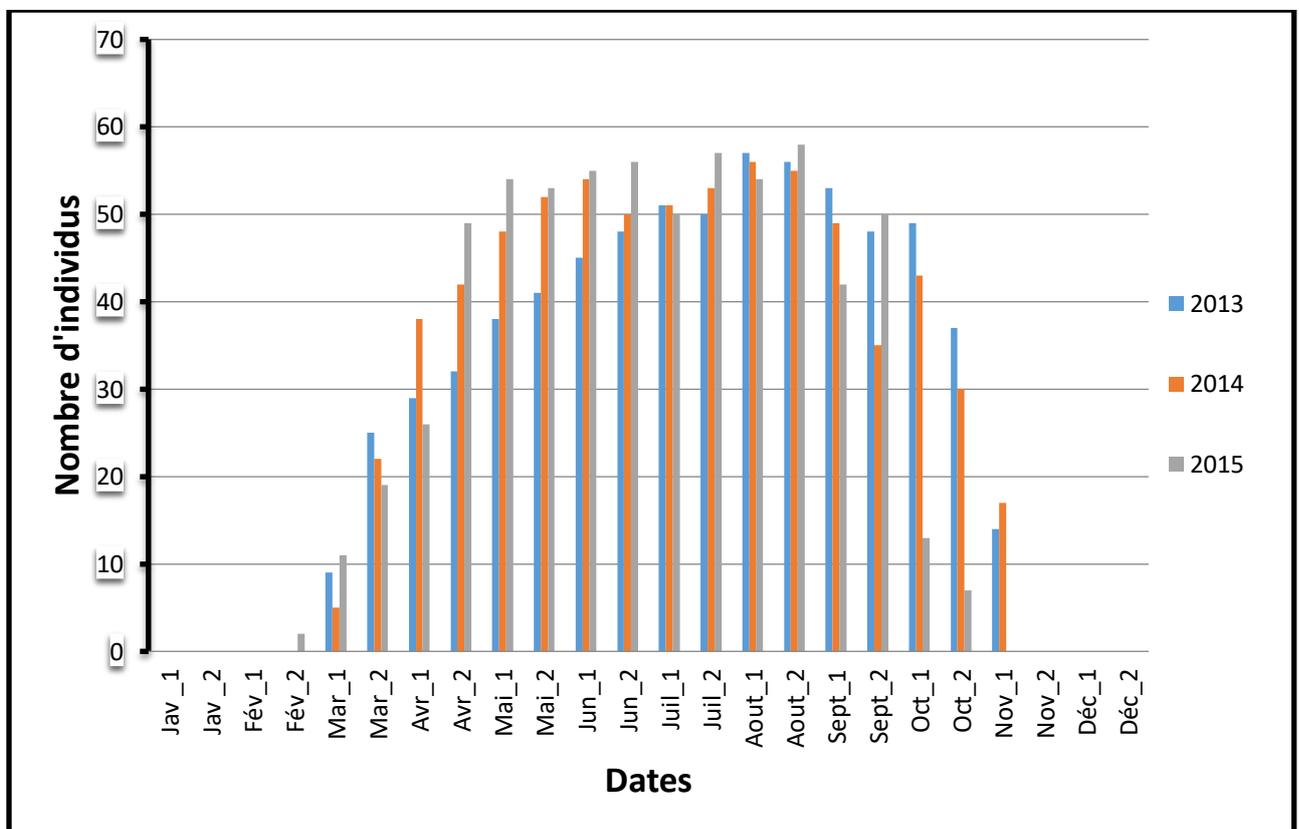


Figure 26 : Evolution des effectifs du Milan noir durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 au niveau du massif de Chettabah.

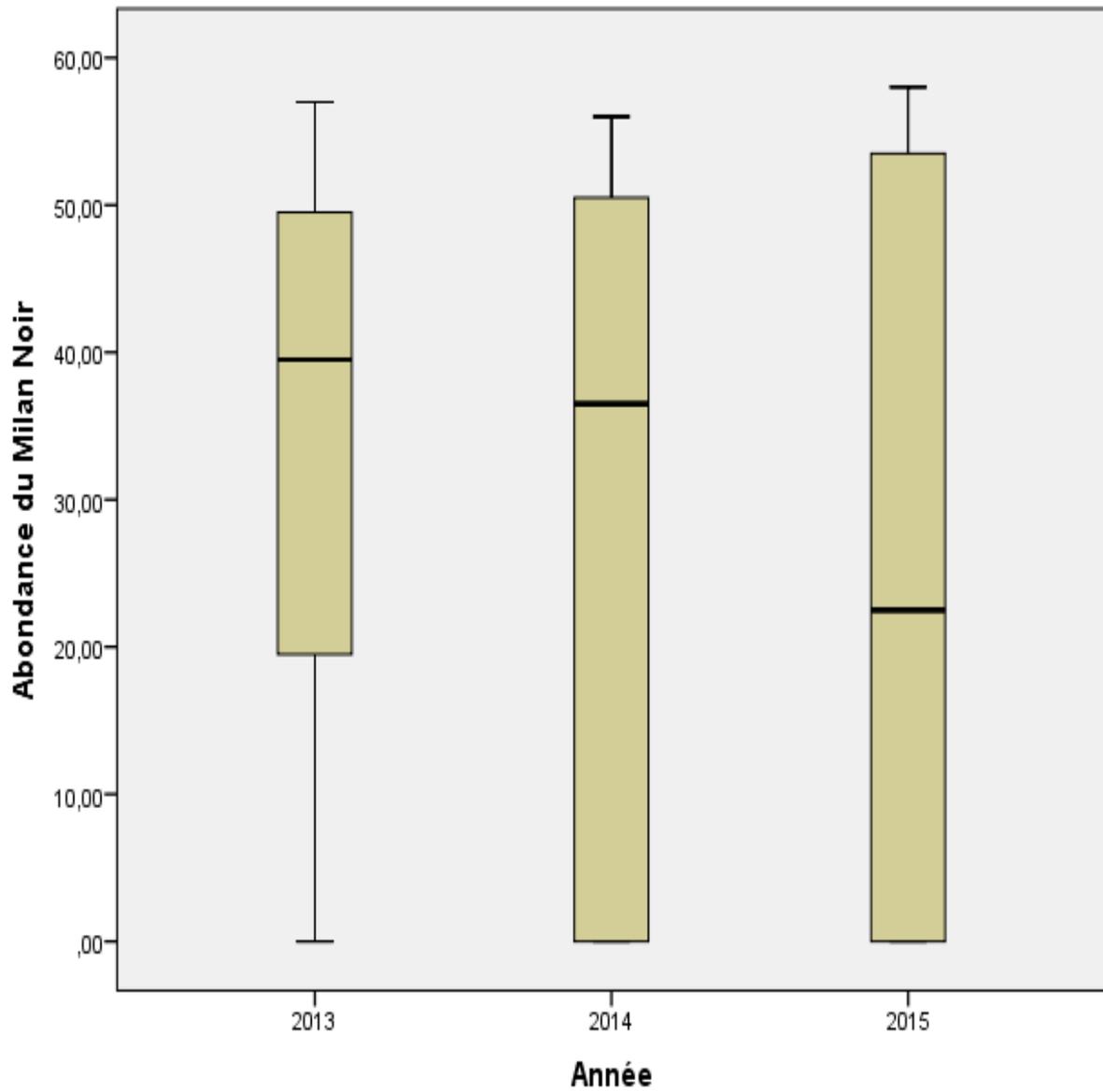


Figure 27 : Variations de l'effectif du Milan noir durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015

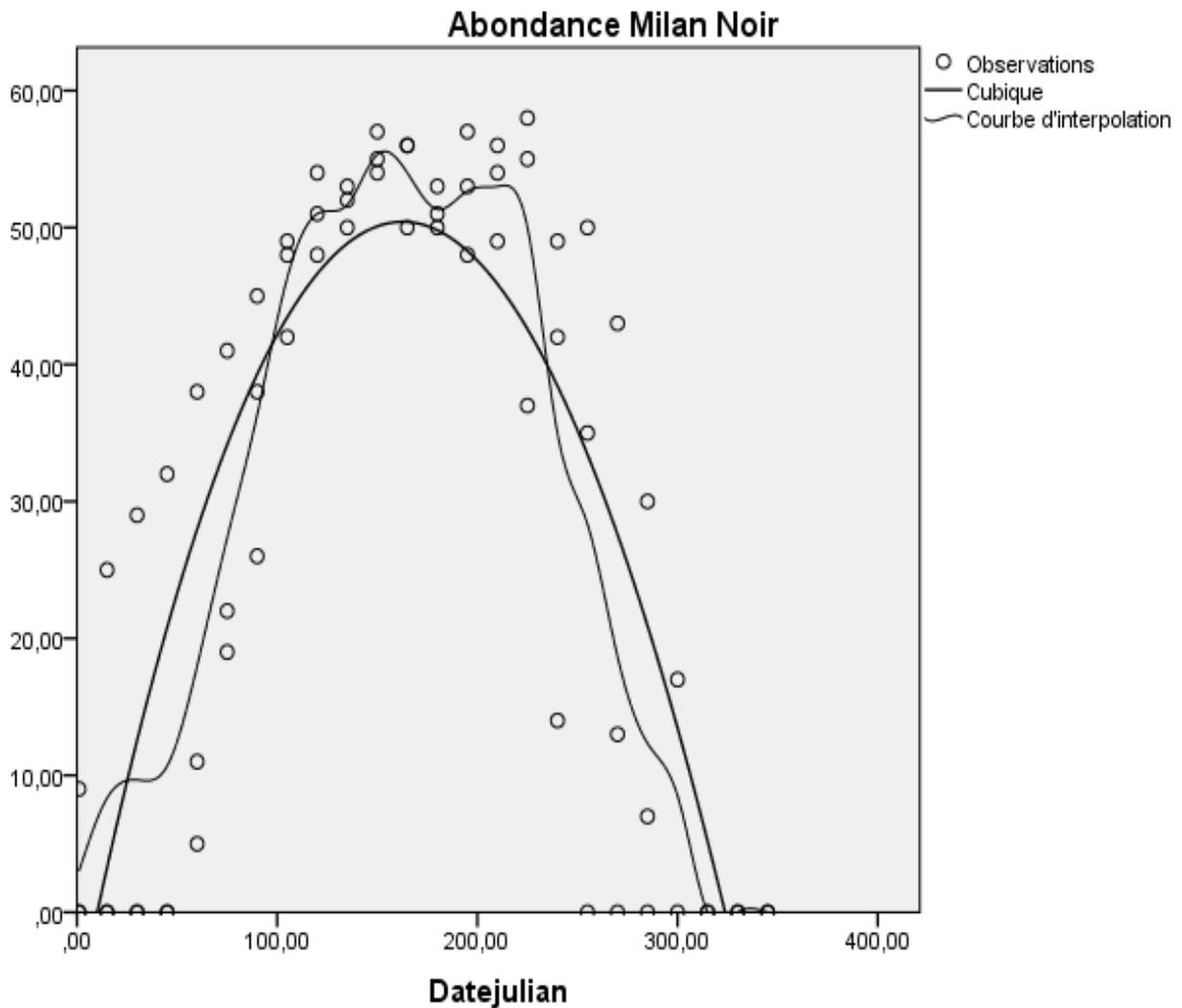


Figure 28 : Evolution des effectifs du Milan noir durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 (Date sensu Julian) au niveau du massif de Chettabah.

1. 3. 3. L'évolution des effectifs de Vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.

Le vautour percnoptère qui est peu fréquent en Afrique du Nord a été observé au sein de la forêt de Chettabah avec un nombre d'individus important (max = 22 individus) ne montre aucune variation durant les trois années de suivis 2013, 2014 et 2015 (Kruskal Wallis, $p = 0.0412$). Il évolue d'une manière similaire et montre une stabilité de l'abondance durant les trois années d'étude (Fig. 29). L'abondance du vautour percnoptère connaît des fluctuations inter-mensuelles (régression cubique $R^2 = 0.651$, $p = 0.00$). A partir de la deuxième quinzaine du mois de février l'effectif puis le augmente progressivement jusqu'à atteindre le maximum à la fin du mois de juillet ou au début du mois d'août, où on a noté le premier pic (19 individus). Nous avons observés environ 10 individus en février 2014, 18 individus en mai 2013, 21 en juillet 2015 et environ 23 individus en septembre 2015 indiquant le deuxième

pic durant l'année de 2015 (Fig 29). Ces chiffres indiquent clairement que le massif forestier du Chettabah joue un rôle important comme site de nidification du Vautour percnoptère. Pratiquement tout les massifs forestiers du Constantinois hébergent le Vautour percnoptère et avec des effectifs plus au mois élevés notamment le Djebel Zouaoui, le Djebel Karkara, la forêt du Chettabah. Ces sites sont les plus fréquentés par les rapaces durant la période de reproduction (Fig 30 & 31).

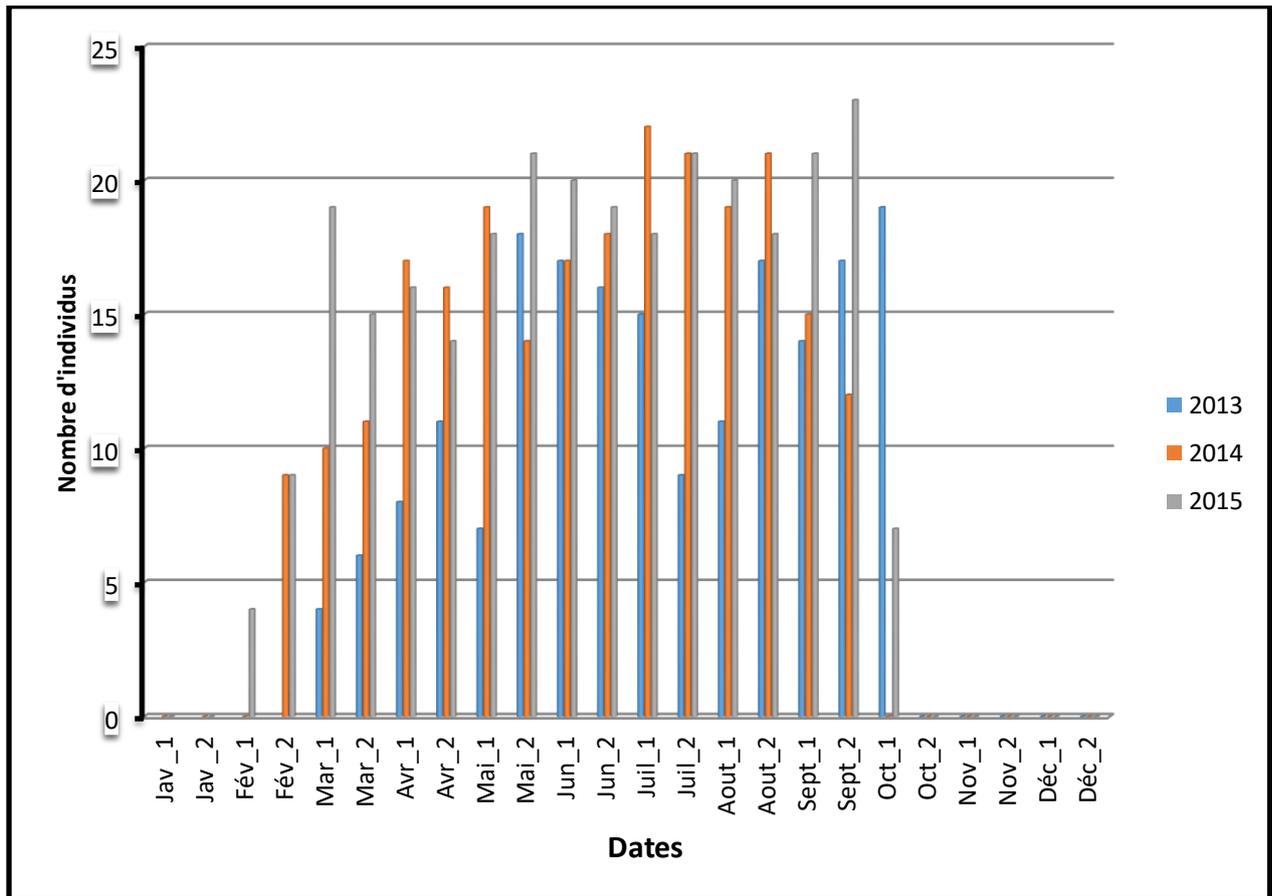


Figure 29 : Evolution des effectifs du Vautour percnoptère au niveau du Massif de chattabah.

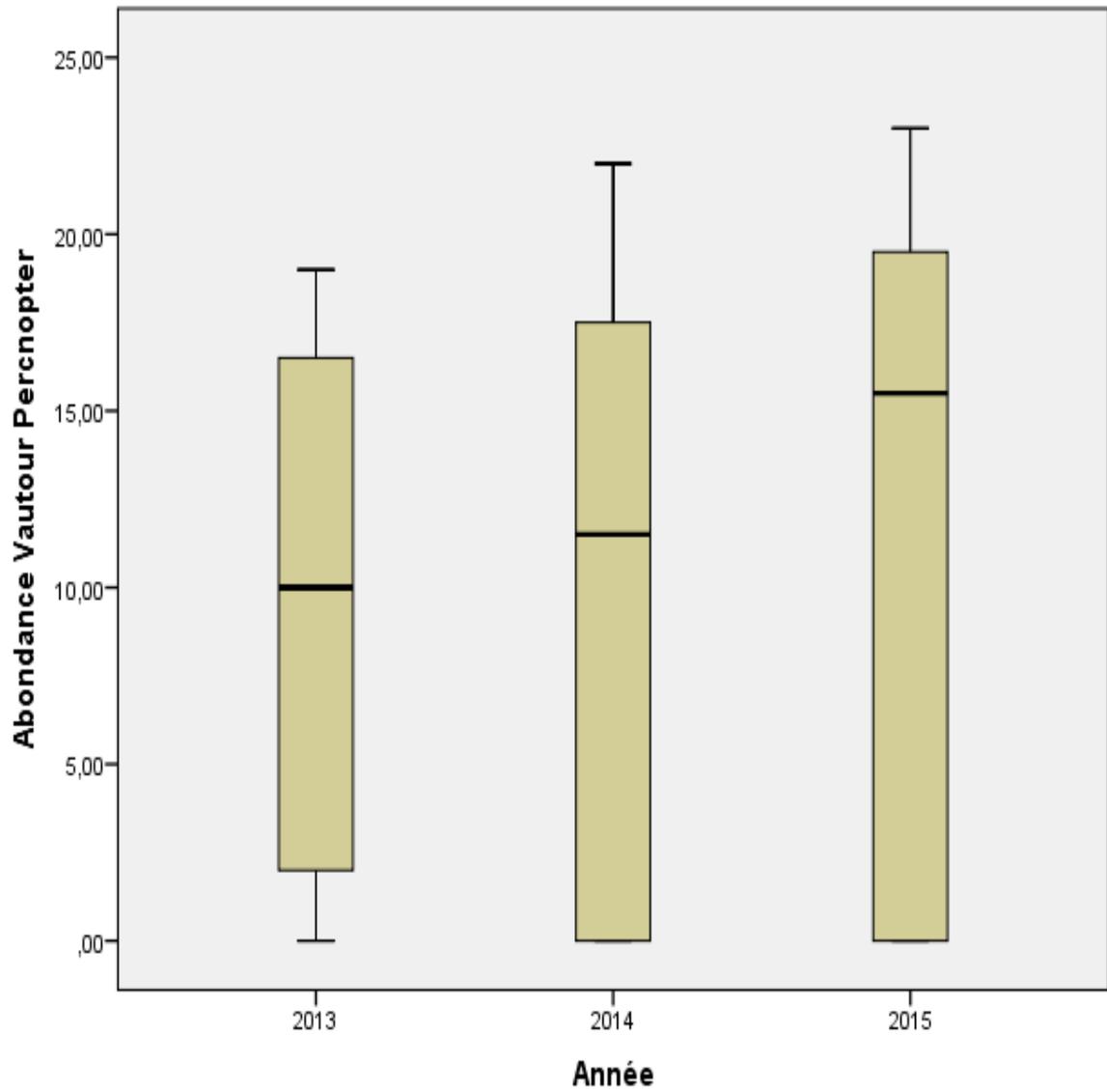


Figure 30 : Variations de l'effectif de Vautour percnoptère durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015

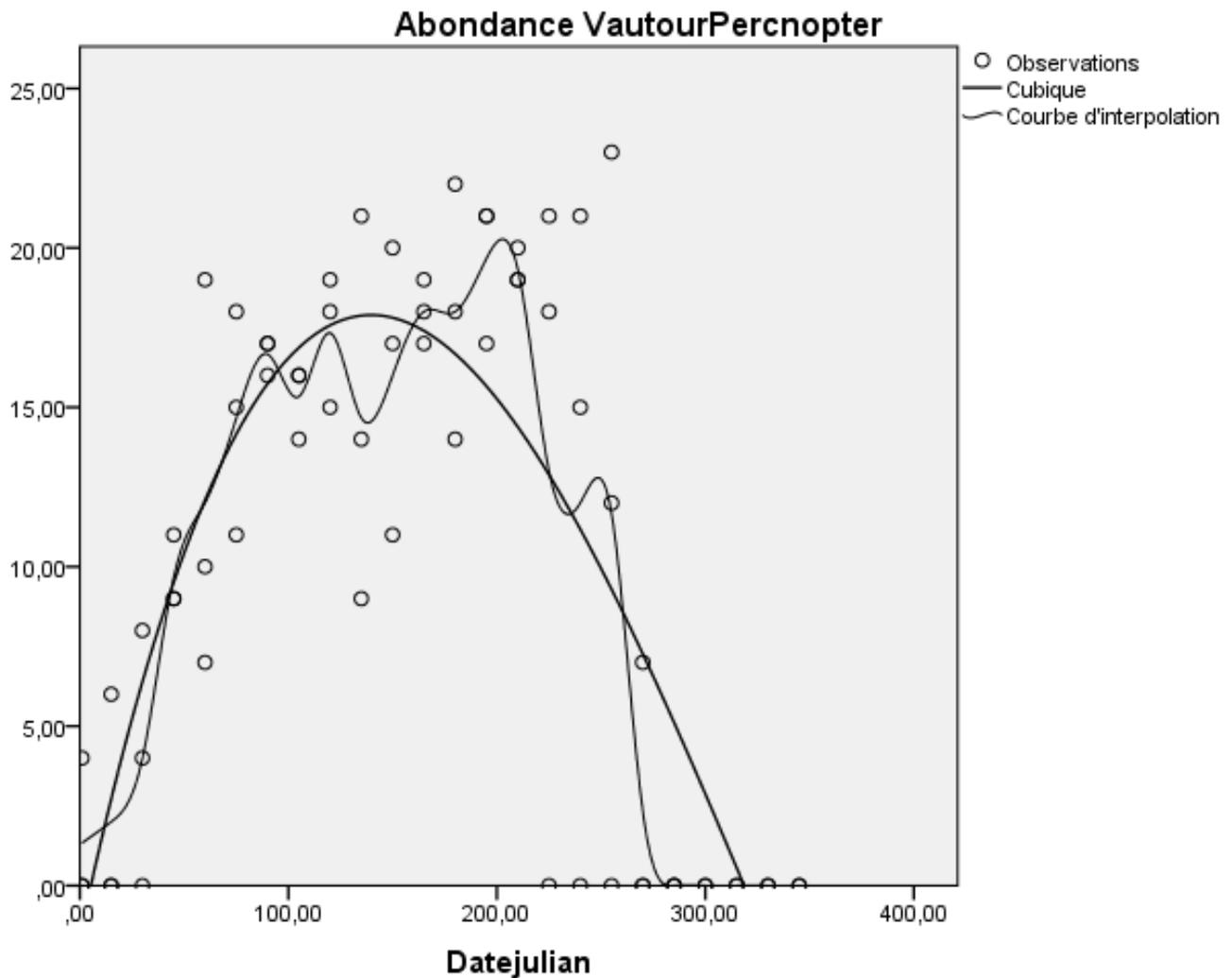


Figure 31 : Evolution des effectifs de Vautour percnoptère durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 (Date sensu Julian) au niveau du massif de Chettabah.

1. 3. 4. L'évolution des effectifs de Buse féroce -Buse du Maghreb (*Buteo rufinus cirtensis*) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.

La Buse féroce *Buteo rufinus cirtensis* occupe le massif forestier du Chettabah durant tout le cycle annuel. Ses effectifs ne connaissent pas de variations remarquables durant les trois années d'étude 2013, 2014 et 2015 (ANOVA, $F = 0.86$, $ddl = 2$, $p = 0.0425$) (Fig 33). Néanmoins, ils varient d'un mois à l'autre (régression Cubique $R^2=0.717$, $p=0.00$). En effet, les individus observés au début de la période de reproduction n'est que le reflet des individus ayant le statut de sédentaire et la moyenne des effectifs durant cette période, varie entre 25 – 56 individus, ou on a noté le premier pic (47 individus pendant à la fin du mois d'avril de l'année 2015), et le deuxième pic (56 individus pendant à la fin du mois d'aout de l'année 2013). La présence de l'espèce est très remarquable par un chiffre dépassant les 50 individus,

qui se stabilise les mois qui suivent, à l'exception des mois de décembre et janvier, où nous distinguons une chute considérable (Fig. 32 & 34).

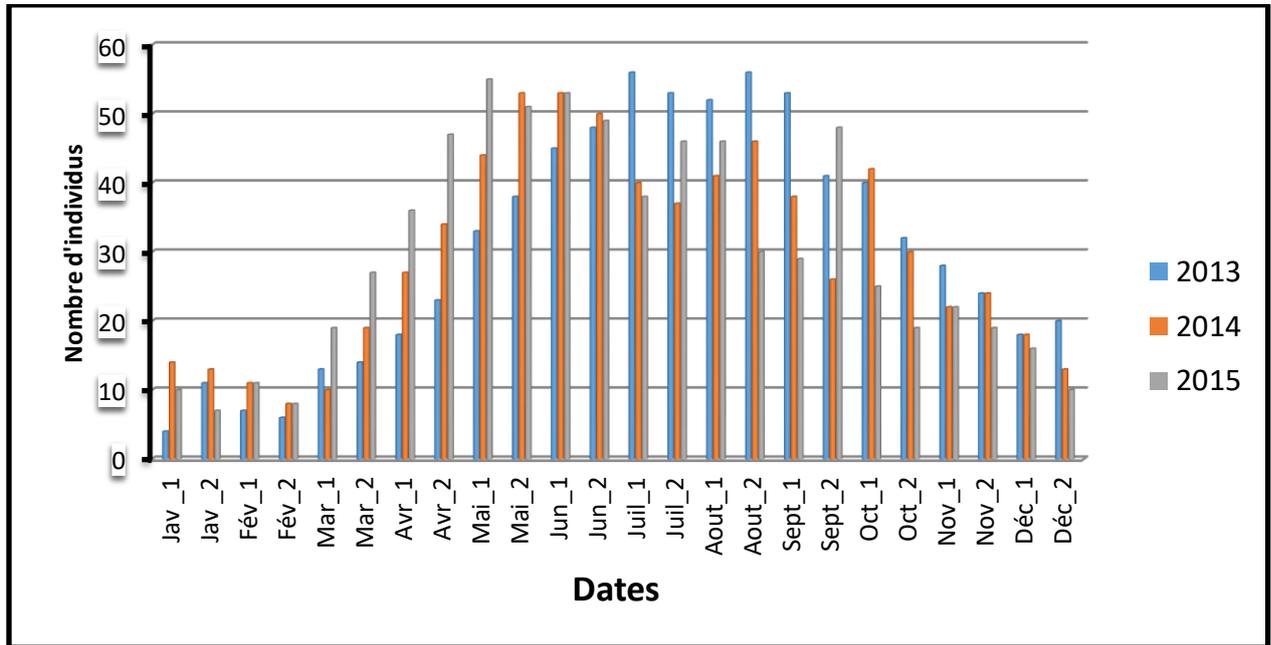


Figure 32 : Evolution des effectifs de la Buse féroce au niveau du Massif de Chettabah.

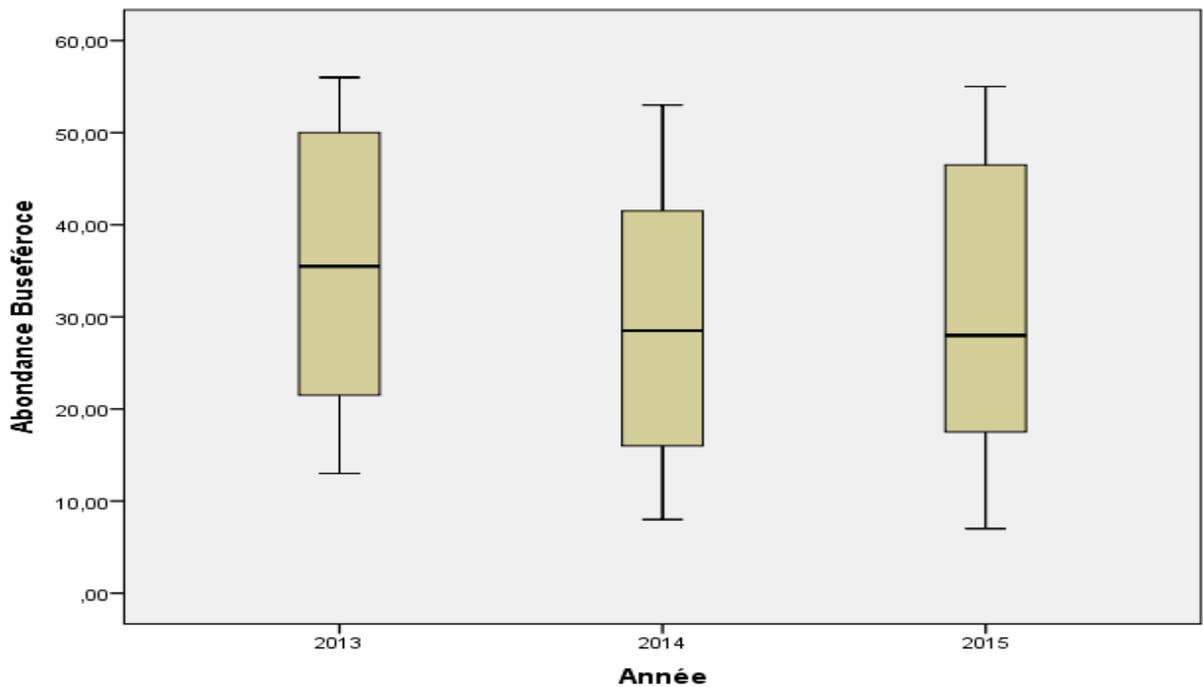


Figure 33 : Variations de l'effectif de la Buse féroce durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015

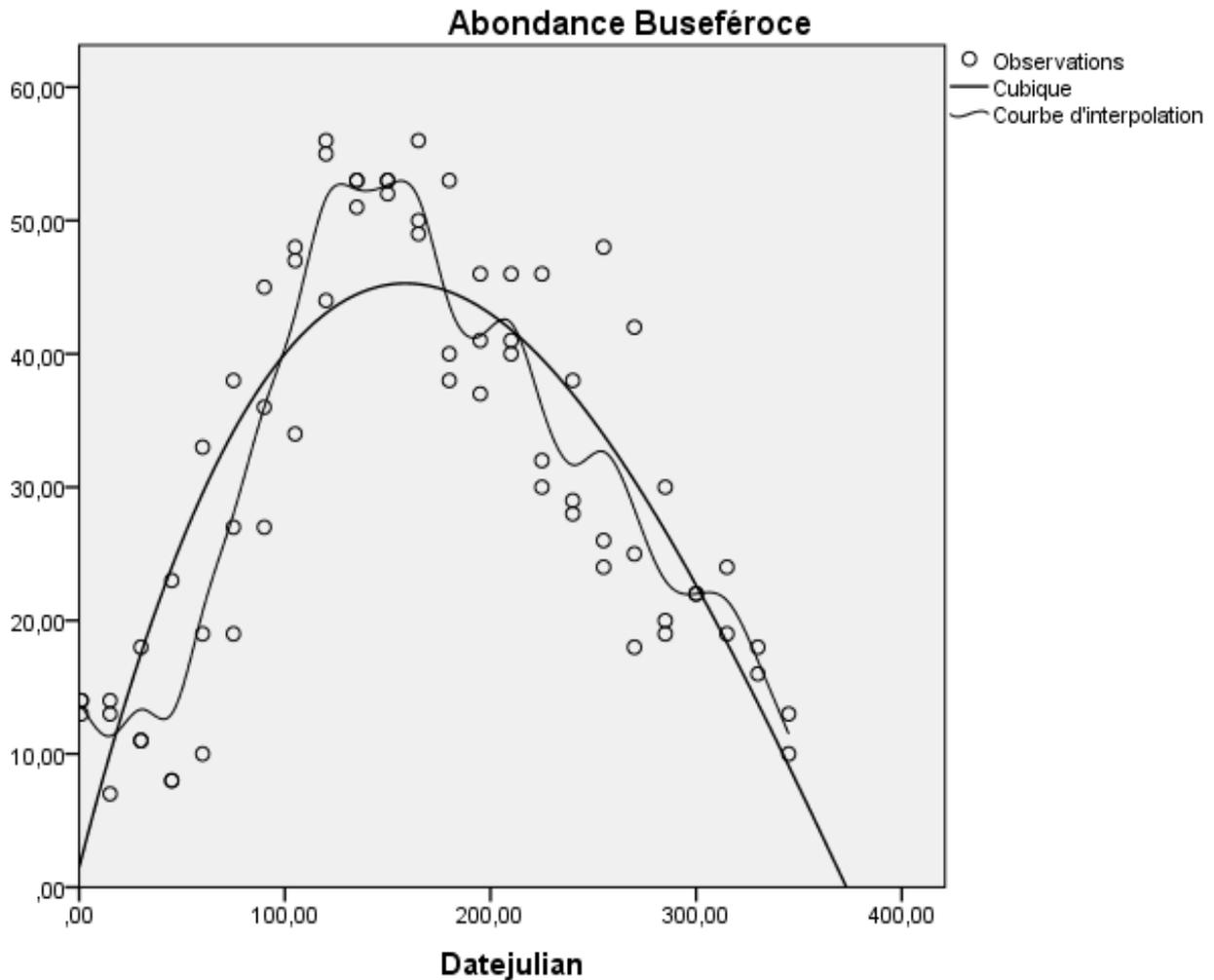


Figure 34 : Evolution des effectifs de la Buse féroce durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 (date sensu Julian) au niveau du massif de Chettabah.

1. 3. 5. Evolution des effectifs du Faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015

Le Faucon crécerelle a un comportement sédentaire au sein de la forêt de Chettabah et ne montre aucune variation de ses effectifs durant les trois années d'étude (Kruskall Wallis, $p = 0.922$), une variation inter mensuelle a été notée durant la période d'étude (régression Cubique $R^2 = 0.615$, $p = 0.00$) montrons la présence de deux période (hivernage /reproduction), Les effectifs minimaux de Faucon crécerelle ont été enregistrés pendant de la période d'hivernage, soit 13 individus en 2013, 05 individus en 2014, et 03 individus en 2015 (Fig 40). Les effectifs maximaux ont alors été enregistrés pendant la période de reproduction, soit 18 individus observés pendant le mois de mars de l'année 2013, 20 individus pendant la première semaine du mois d'avril de l'année 2014, et 17 individus observés pendant le mois de juillet 2015) (Figs 35, 36 & 37).

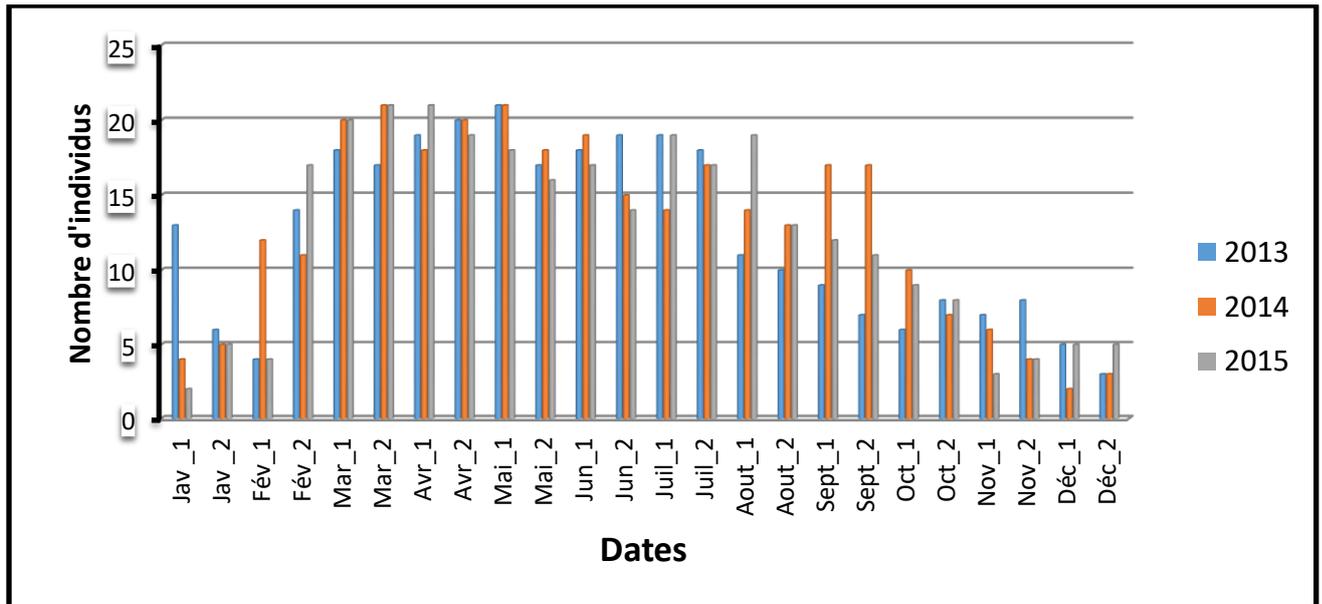


Figure 35 : Evolution des effectifs du Faucon crécerelle au niveau du Massif de Chettabah.

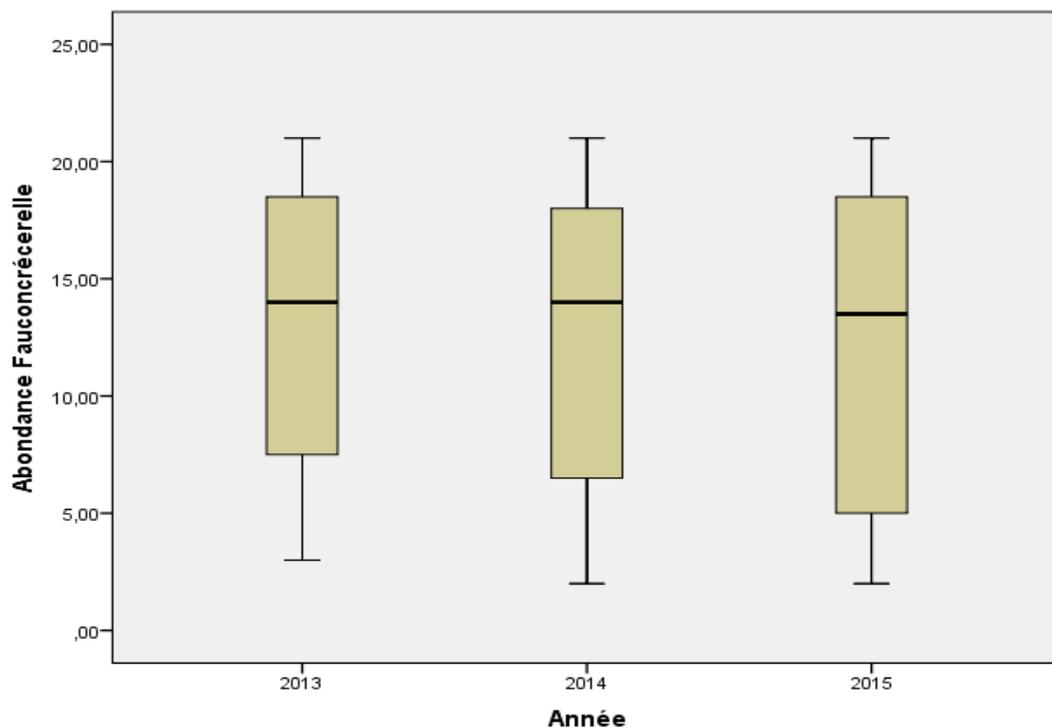


Figure 36 : Variations de l'effectif du Faucon crécerelle durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015

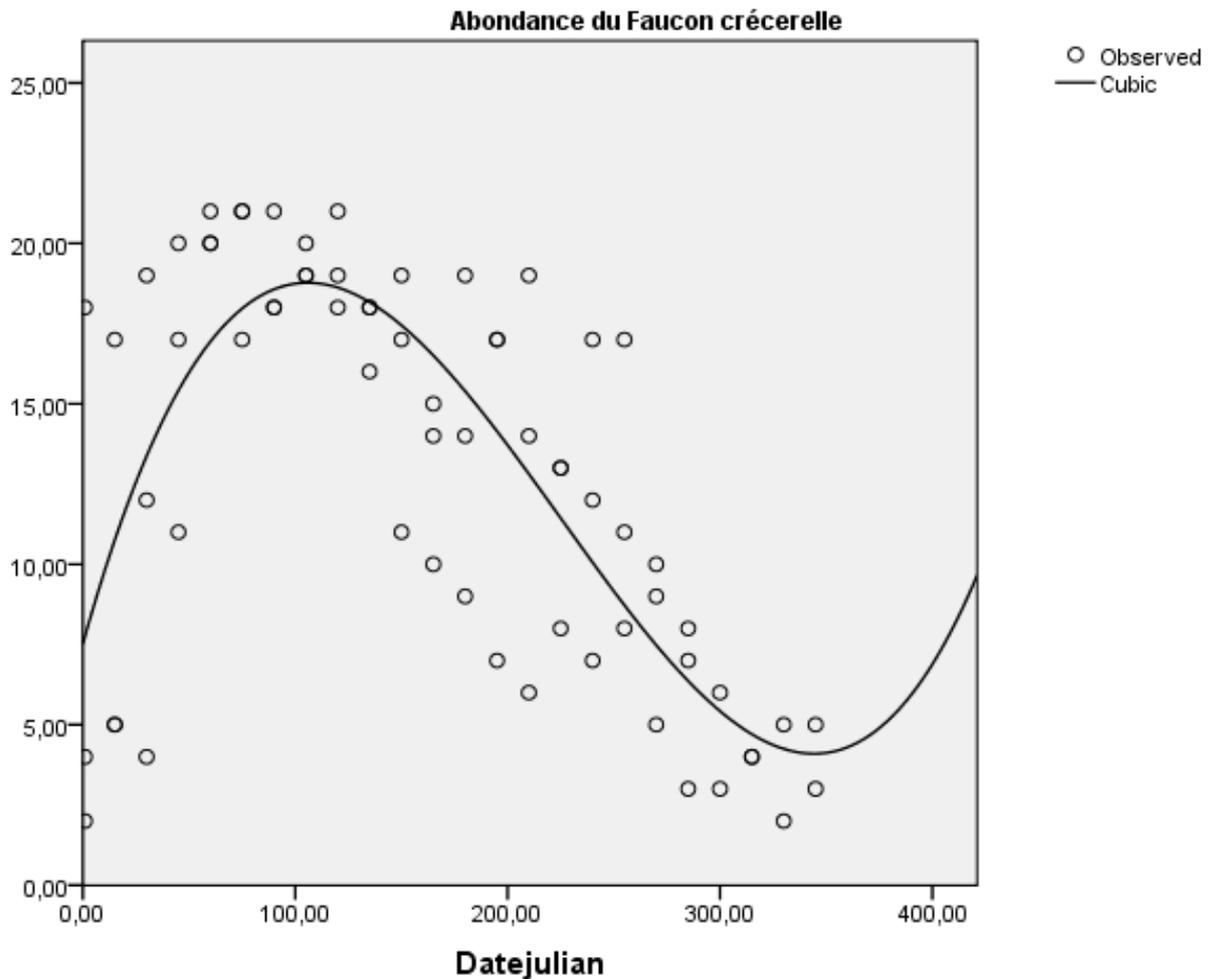


Figure 37 : Evolution des effectifs de Faucon crécerelle durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 (date sensu Julian) au niveau du massif de Chettabah.

1. 3. 6. Evolution des effectifs du Faucon de Barbarie (*Falco pelegrinoides*) durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.

Le Faucon de Barbarie a également un statut phénologique de sédentaire nicheur. Son abondance ne varie pas en fonction des trois années d'étude (ANOVA, $F = 0.536$ ddl = 2, $p = 0.0588$). Elle montre une stabilité de l'effectif (Fig 39). Néanmoins, il a été noté une variation mensuelle de l'abondance (régression cubique $R^2=0.534$, $p=0.00$). En effet, il été enregistré plus de 03 individus en janvier 2013 à travers tout le massif de Chettabah, plus de 15 individus en mars 2013 et environ 24 individus dans le début de mai 2014. La présence du faucon de Barbarie avec des effectifs plus au mois élevés dans le quartier est principalement pendant le printemps et l'été, puis le nombre diminue graduellement et de façon à atteindre le minimum pendant la période d'hivernage 3, 11, et 10 individus en janvier 2013, décembre 2014 et décembre 2015, respectivement. Puis une légère augmentation, a été

observée, pendant la période de reproduction, à partir du mois du février, avec 24, 25 et 28 individus, respectivement en 2013, mai 2014 et juin 2015 (Figs 38 & 40).

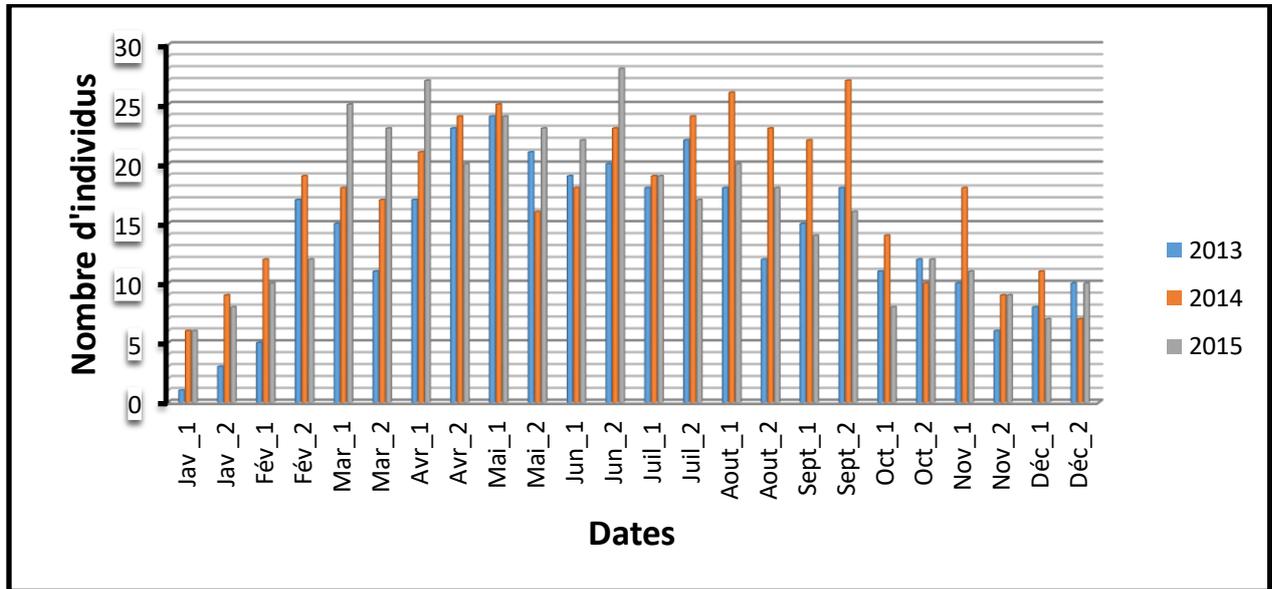


Figure 38 : Evolution des effectifs du Faucon de barbarie au niveau du Massif de Chettabah.

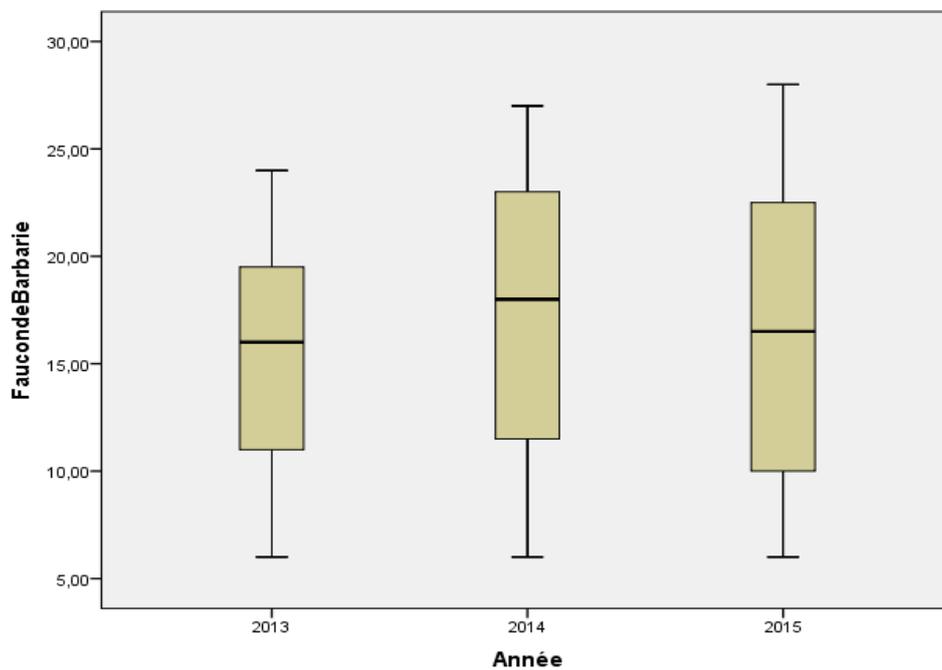


Figure 39 : Variations de l'effectif du Faucon de Barbarie durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015

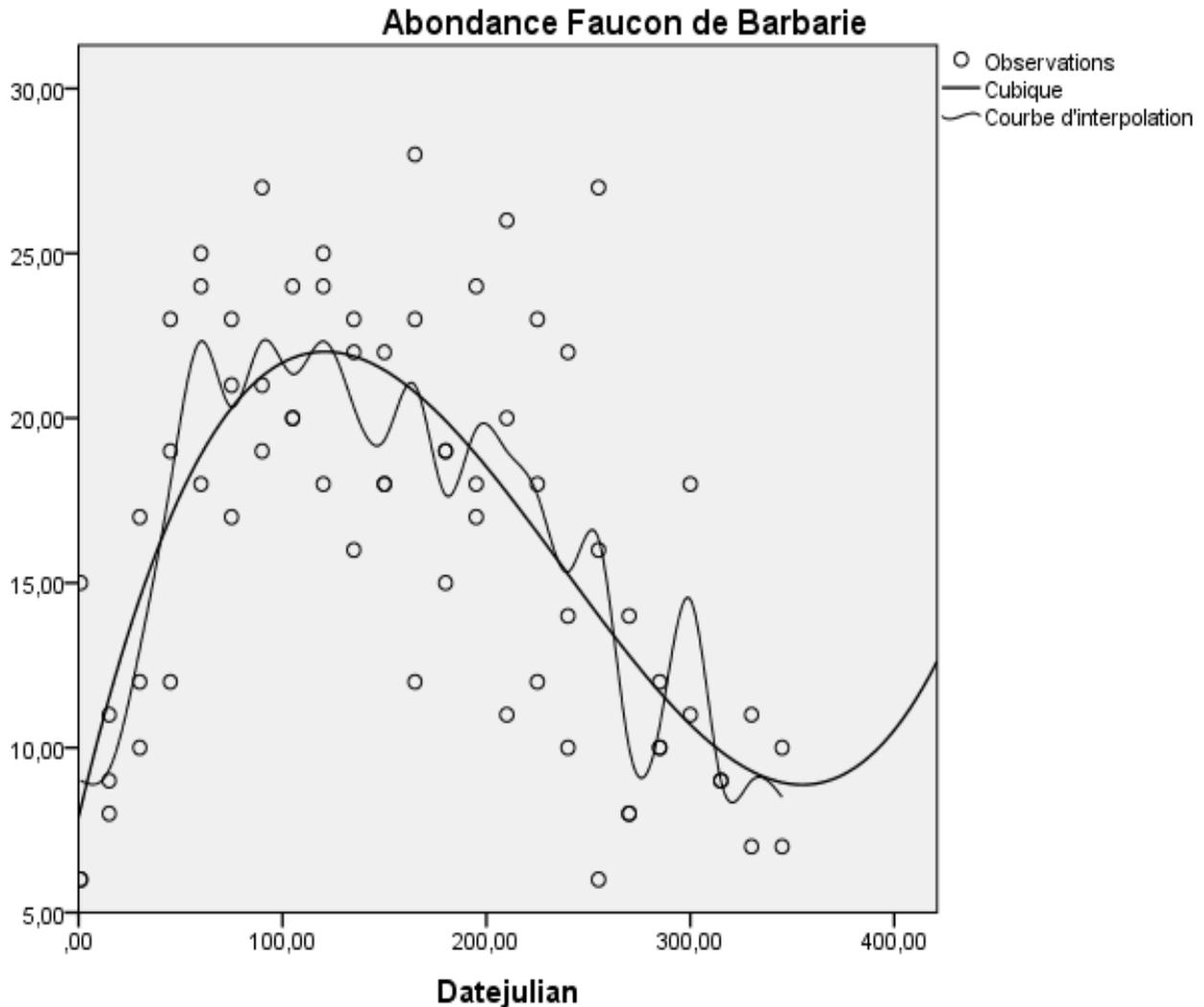


Figure 40 : Evolution des effectifs du Faucon de Barbarie durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015 (Date sensu Julian) au niveau du massif de Chettabah.

2. Application des indices écologiques

2. 1. L'abondance totale

L'allure du graphique de la variation de l'abondance totale des rapaces ayant fréquenté le massif forestier de Chettabah nous montre que le massif n'est jamais déserté, mais toujours occupé par une espèce de rapace diurne donnée (Fig 41). Le minimum observé est de 16 individus toutes espèces confondues, observées durant la première semaine du mois de février 2013 et un maximum de 206 individus toutes espèces confondues, enregistré durant la deuxième quinzaine du mois de juin 2015. Mais d'une manière générale, l'analyse du GLMs binomial négative a montré que l'abondance ne varie pas en fonction des trois années de suivi ($df=2$ $f= 0.27$ $p=0.76$) ni en fonction de l'interaction (l'année *saison) ($df=2$ $f=1.19$ $p= 0.30$), mais elle varie en fonction des saisons ($df=1$ $f= 87.2$ $p=0.00$) (tableau VI).

Nous pouvons dire que le massif forestier du Chettabah est beaucoup plus riche en oiseaux de proie durant la période de reproduction. En réalité, les effectifs les plus élevés sont notés durant la période allant du mois d'avril jusqu'au mois d'octobre, où l'abondance totale a variée de 80 individus jusqu'à 200 individus et qui sont enregistrés durant la période de reproduction, représentant les adultes et les individus juvéniles des rapaces diurnes. À partir du mois de novembre jusqu'à la fin de la saison d'hivernage, les effectifs d'oiseaux de proie ont fluctué entre 16 et 50 individus, enregistrés durant la période hivernale, sauf pour la période des parades nuptiales (mois de mars), où nous avons observé des effectifs dépassant légèrement les 120 individus (Fig. 41, 42, 43 & 44).

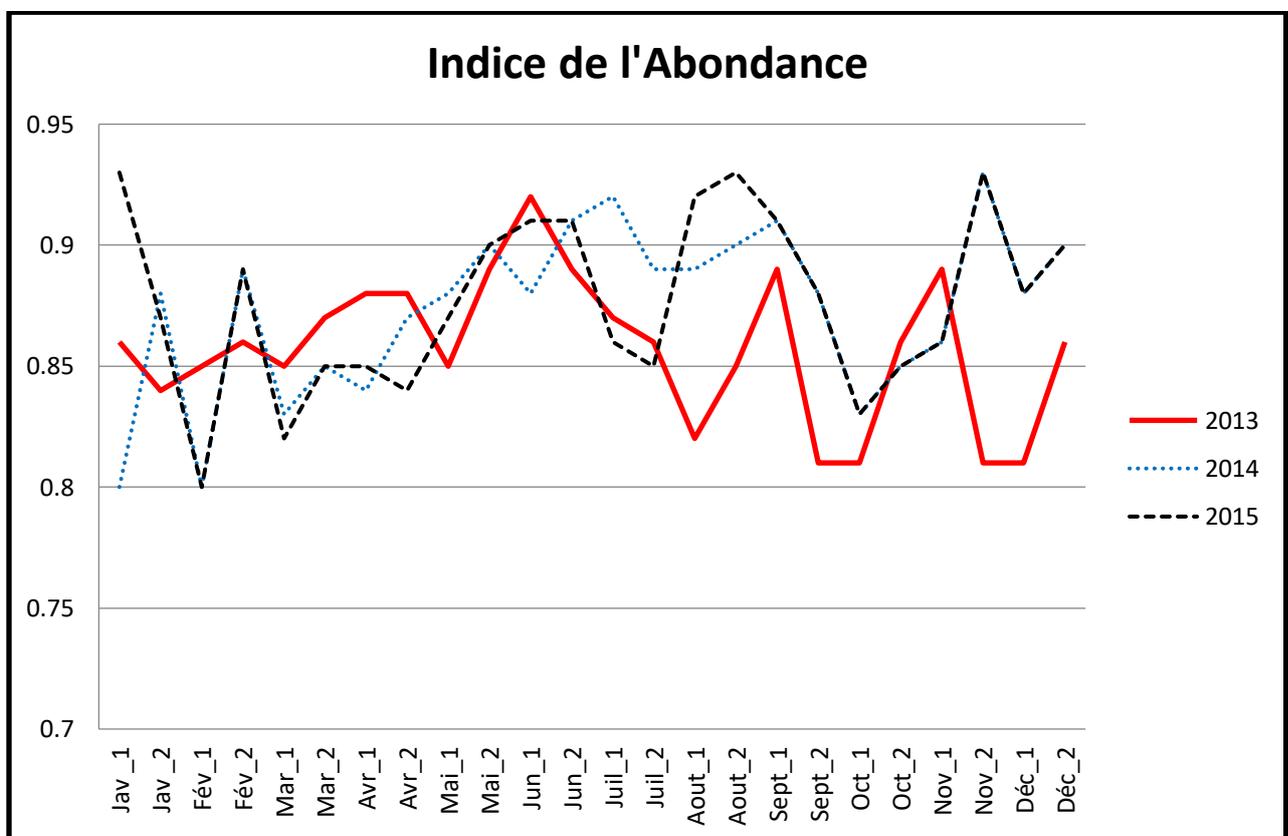


Figure 41 : Evolution saisonnière (mensuelle) des indices de l'Abondance des populations des rapaces diurnes au niveau du massif forestier du Chettabah.

Tableau VI : Valeurs moyennes annuelles d'indice de l'abondance.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
as.factor(année)	2	416	208	0,27	0,764
as.factor(saison)	1	67229	67229	87,2	0.00
as.factor(année):as.factor(saison)	2	1849	925	1,199	0,308

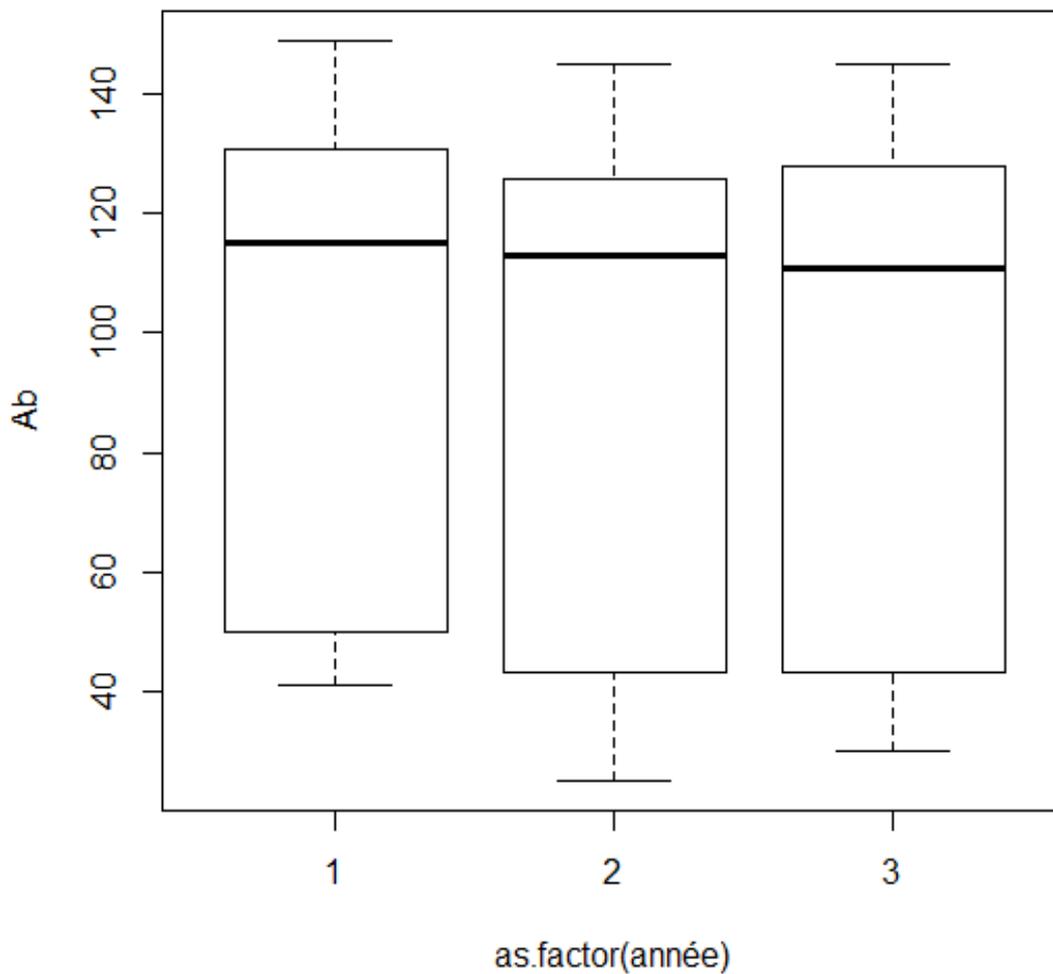


Figure 42 : Box-plot représentant l'indice de l'abondance en fonction des années.

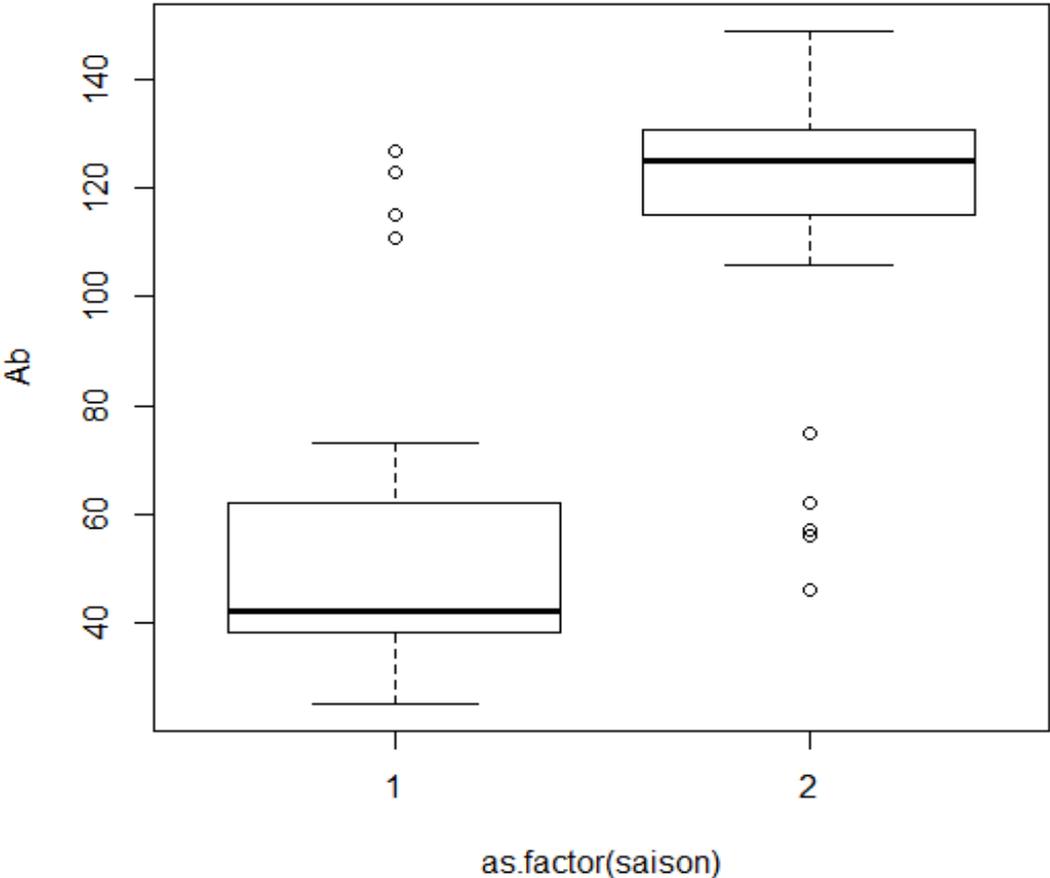


Figure 43 : Box-plot représentant l'indice de l'abondance en fonction des saisons.

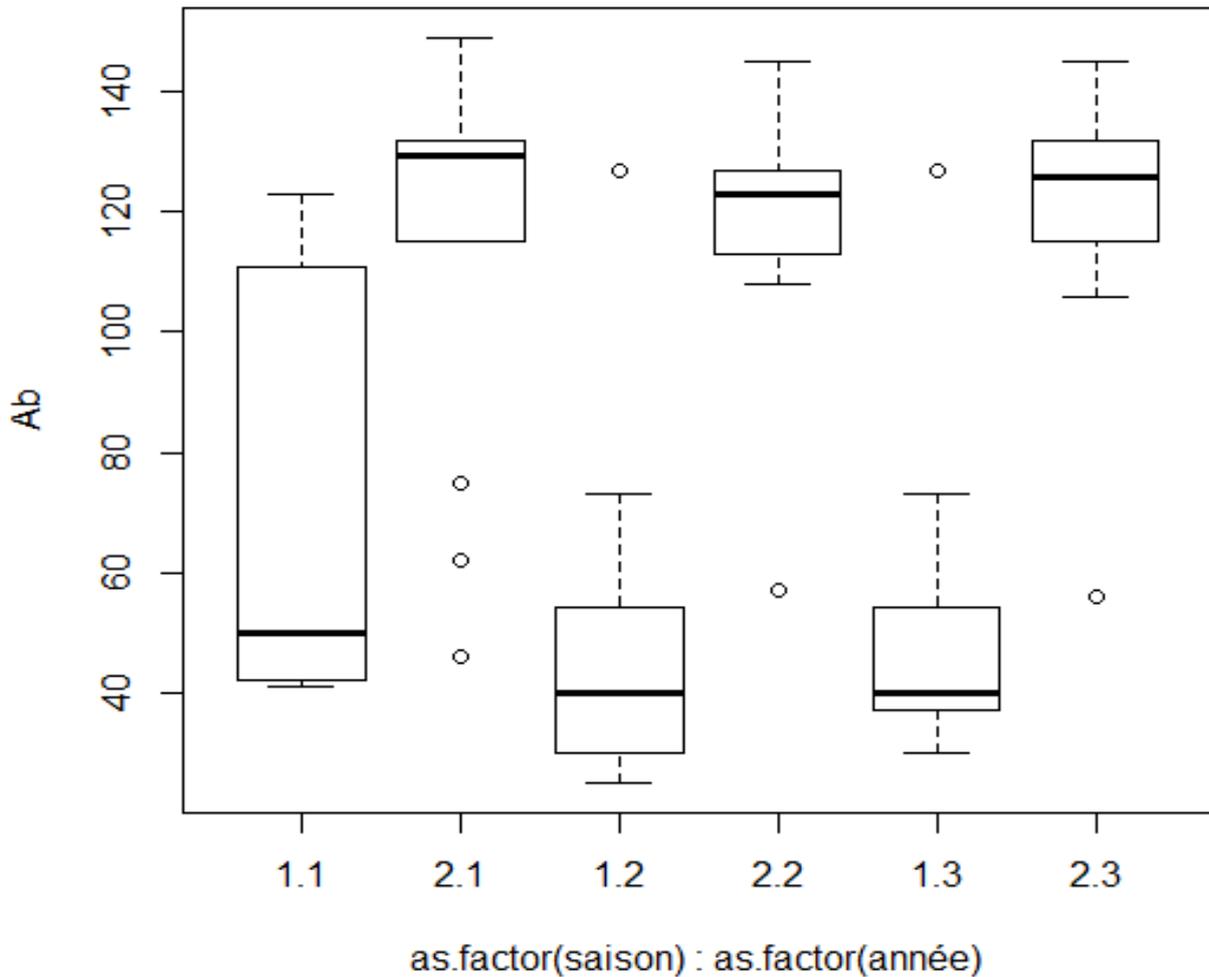


Figure 44 : Box-plot représentant l'indice de l'abondance en fonction de l'interaction (année *saison).

2. 2. La richesse spécifique (RS)

Le graphique de la richesse spécifique des rapaces au sein de la forêt de Chettabah suit à peu près la même allure que celui de l'évolution des abondances. En outre, il montre une corrélation positive entre l'abondance et la richesse des rapaces dans la forêt de Chettabah (Spearman corrélation, $r = 0.752$ $p = 0.00$, Fig 46). L'analyse du GLMs binomial négative a montré que la richesse spécifique totale évolue d'une manière semblable durant les trois années d'étude. Elle montre également qu'il n'y a aucune différence significative durant les trois années d'étude ($df=2$ $f= 0.10$ $p= 0.89$). Elle ne varie pas aussi en fonction l'interaction (année *saison) ($df=2$ $f=2.67$ $p=0.07$). Mais elle varie en fonction des deux saisons ($df=1$ $f= 55.49$ $p= 0.00$) (Tab VII). La valeur minimale notée pour cet indice est de trois rapaces diurnes migrateurs observés durant la première quinzaine du mois de février, et la première quinzaine du mois de novembre. Il s'agit du Milan noir, du vautour percnoptère et de l'Aigle botté durant la période hivernale. Alors que la valeur maximale est enregistrée durant la première quinzaine

du mois de juin. Elle est égale à 6 espèces. Elle correspond à la période de reproduction de nombreuses espèces de rapaces diurnes qui utilisent ce massif des hautes plaines de l’Est algérien comme site de nidification. Tandis que ce graphique indique que les espèces ayant fréquentées ce massif en hiver sont très faibles, elles sont au nombre de 2 à 3 espèces. Alors que, au printemps et en été, la richesse spécifique est plus importante. En effet, nous pouvons observer de 5 à 6 espèces qui utilisent le massif comme terrain de passage et de nidification. À cet effet, de nombreuses espèces de rapaces diurnes fréquentant le massif forestier nichent dans ces arbres et sur ces falaises. (Fig. 45, 47, 48 et 49).

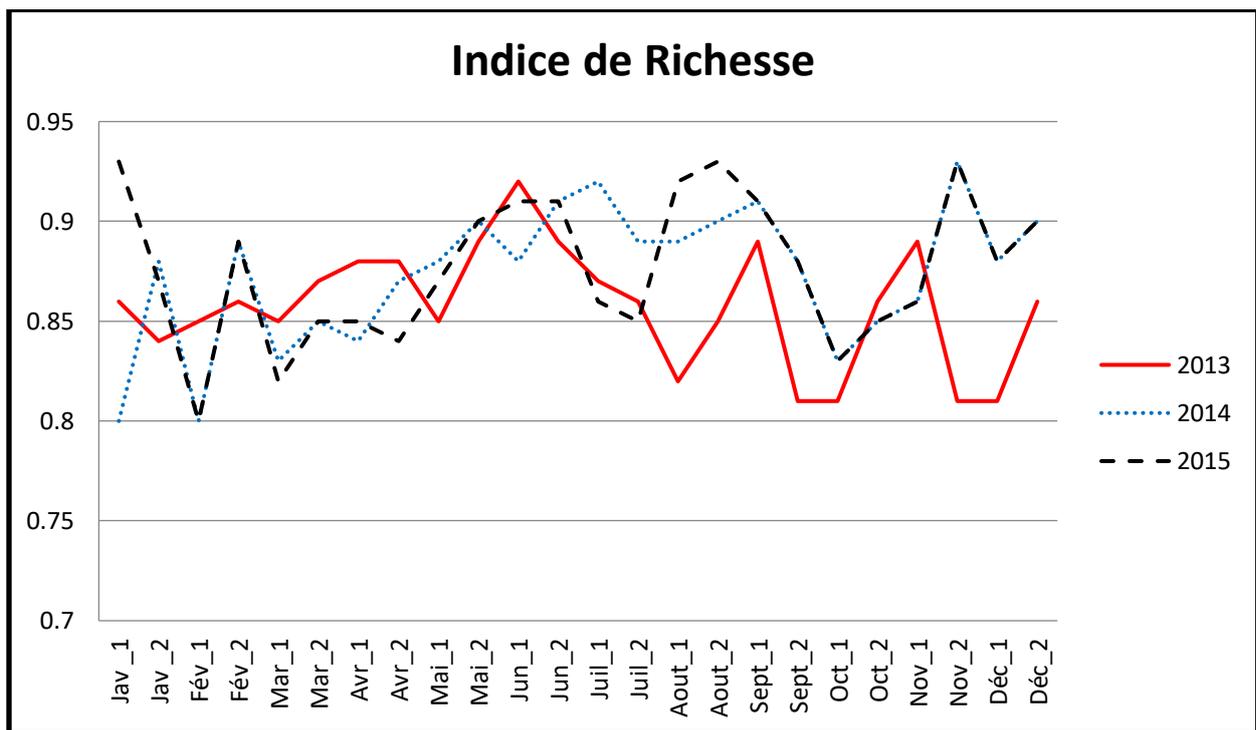


Figure 45 : Evolution saisonnière (mensuelle) des indices de Richesse des populations des rapaces diurnes au niveau du massif forestier de Chettabah.

Tableau VII : Valeurs moyennes annuelles de l’indice de Richesse spécifique.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
As. factor(année)	2	0,78	0,39	0,106	0,8995
As. factor(saison)	1	203,43	203,43	55,495	0.00
As. factor(année):as.factor(saison)	2	19,62	9,81	2,676	0,0763

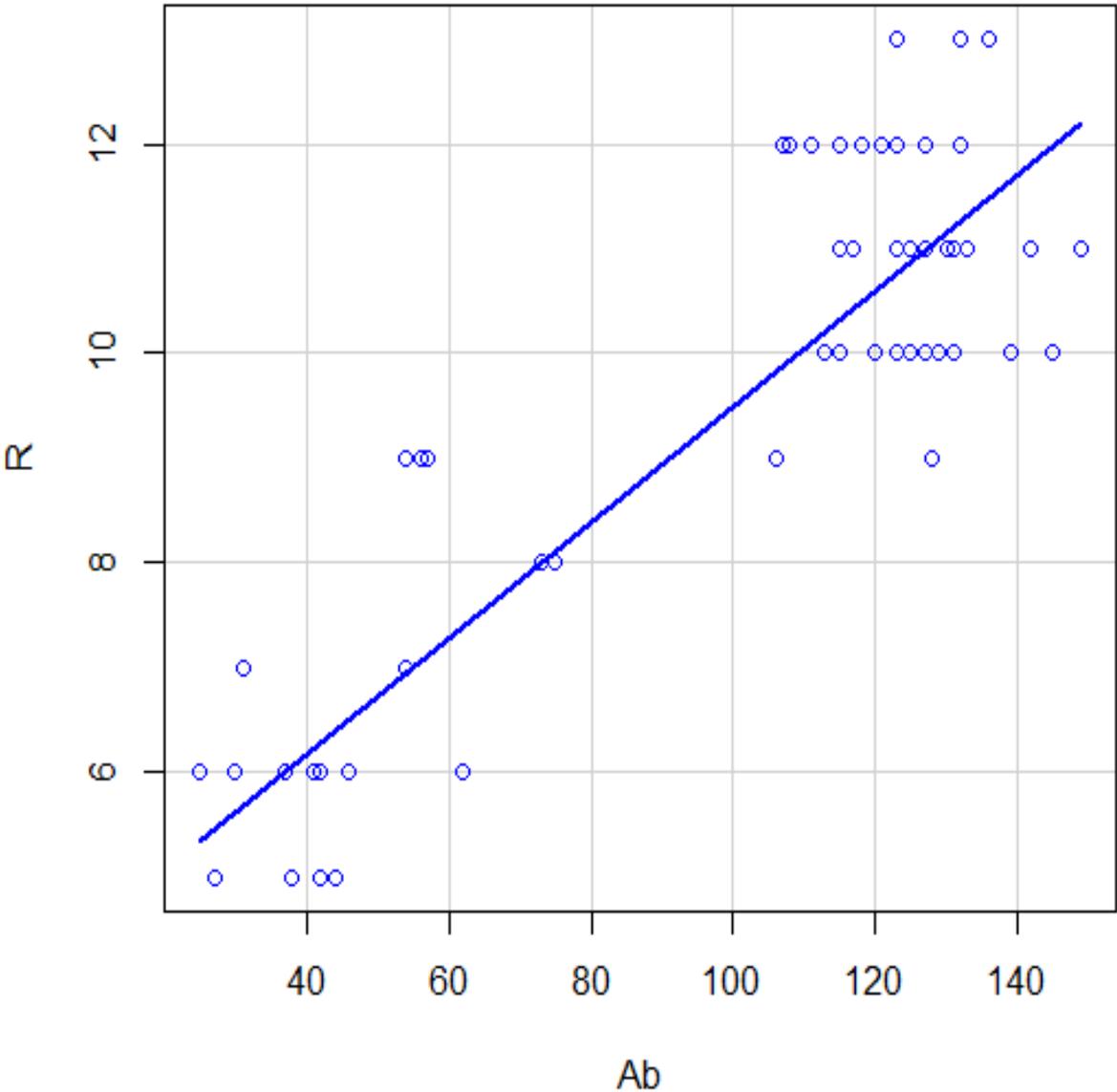


Figure 46 : Relation entre l'Abondance et la Richesse des populations des rapaces diurnes au niveau du massif forestier de Chettabah.

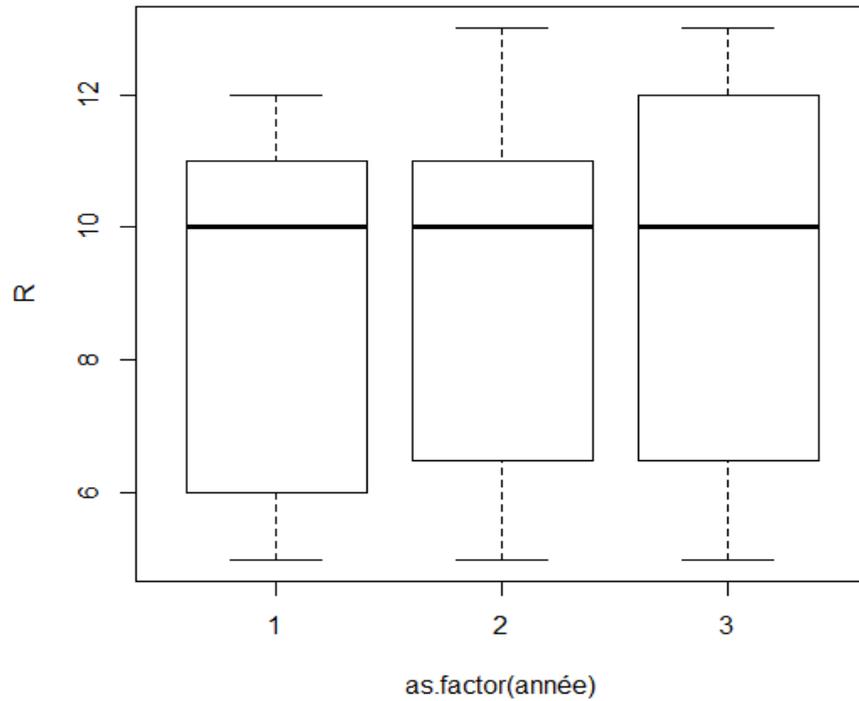


Figure 47 : Box-plot représentant l'indice de Richesse spécifique en fonction des années.

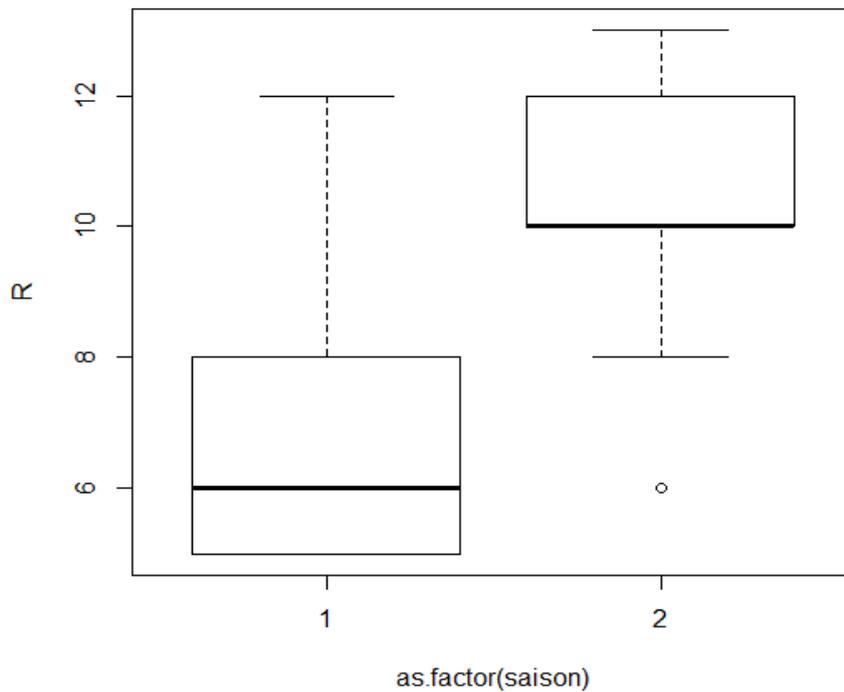


Figure 48 : Box-plot représentant l'indice de la Richesse spécifique en fonction des saisons.

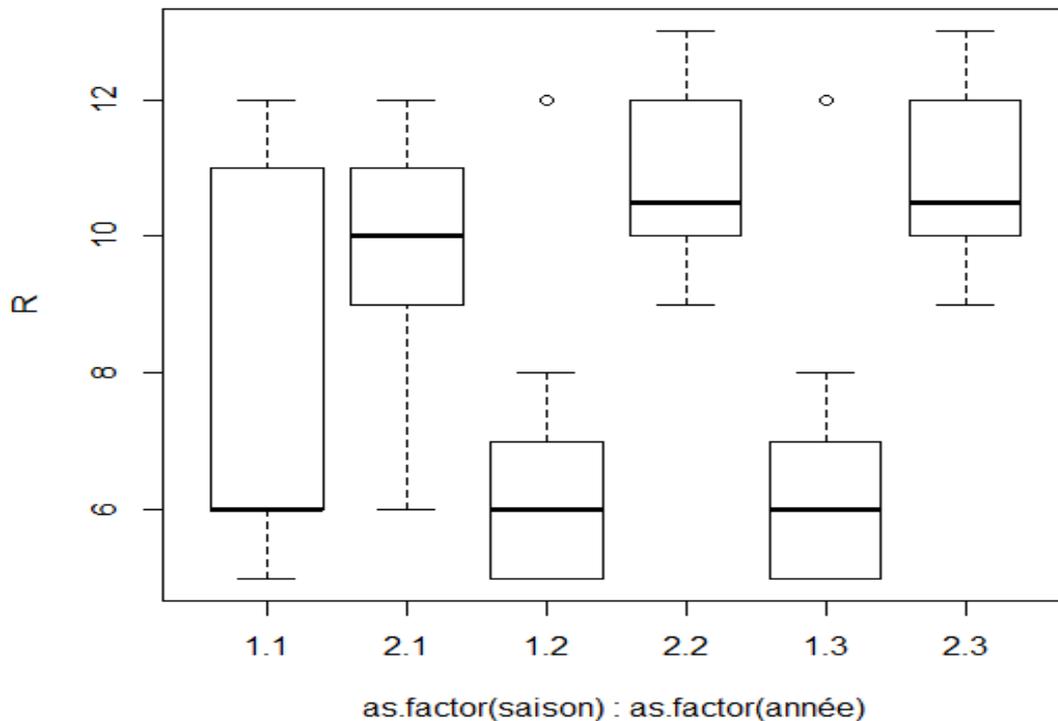


Figure 49 : Box-plot représentant l'indice de la Richesse spécifique en fonction de l'interaction (année *saison).

2. 3. L'indice de diversité de Shannon et Weaver (H')

D'une manière générale, le graphique de l'indice de diversité de Shannon et Weaver montre aussi une allure voisine de celle des deux premiers graphes (Fig 50). L'analyse du GLMs binomial négative a montré que l'indice de diversité total évolue d'une manière similaire durant les trois années d'étude et montre qu'il n'y a aucune différence significative durant cette période ($df=2$ $f= 0.62$ $p= 0.54$). Cet indice ne varie pas aussi en fonction l'interaction (année *saison) ($df= 2$ $f= 2.56$ $p= 0.08$). Mais il varie en fonction des deux saisons ($df= 1$ $f= 79.50$ $p= 0.00$) (Tab VIII). Cette variation saisonnière montre que le minimum est toujours observé en hiver. Il est égal à 2,06 observé toujours pendant la première quinzaine du mois de février alors que le maximum de 2,16 est noté pendant la première quinzaine du mois de mai représentant le pic de la période de reproduction. Idem pour les deux premiers graphiques, nous pouvons aussi observer que les valeurs les plus élevées sont toujours enregistrées durant la période estivale. Ces valeurs traduisent en réalité les équilibres les plus parfaits enregistrés pendant toute notre étude. Entre autres, cette période très riche en rapaces diurnes montre le rôle que peut jouer le massif forestier du Chettabah dans le maintien de l'avifaune forestière. La faible représentativité en rapaces diurnes dans le massif forestier (16 individus) durant le mois de février 2013 est notée durant la période hivernale (Fig. 51, 52 et 53).

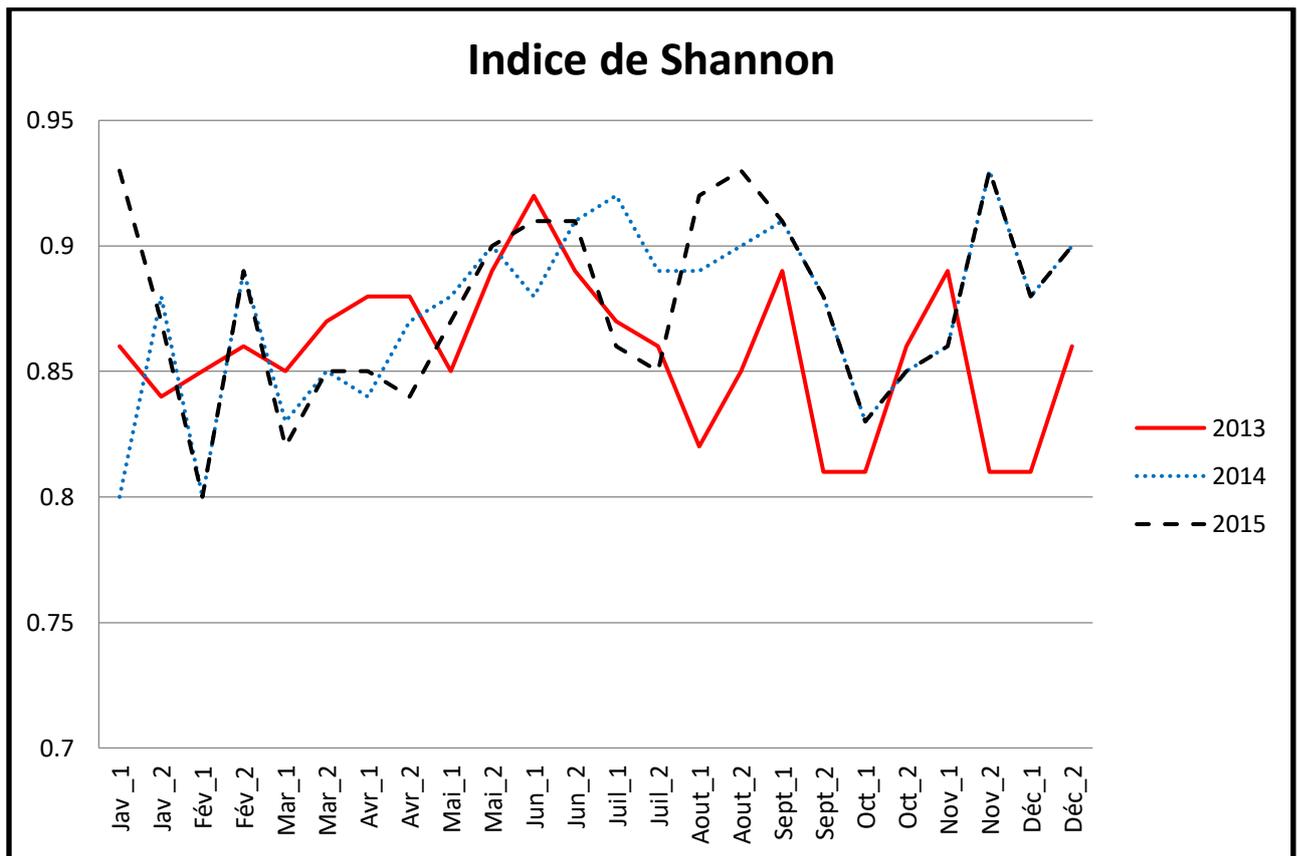


Figure 50 : Evolution saisonnière (mensuelle) de l'indice de Shannon des populations des rapaces diurnes au niveau du massif forestier de Chettabah.

Tableau VIII : Valeurs moyennes annuelles de l'indice de Shannon.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
as.factor(année)	2	0,0458	0,0229	0,622	0,5401
as.factor(saison)	1	2,9254	2,9254	79,508	0.00
as.factor(année):as.factor(saison)	2	0,189	0,0945	2,569	0,0843

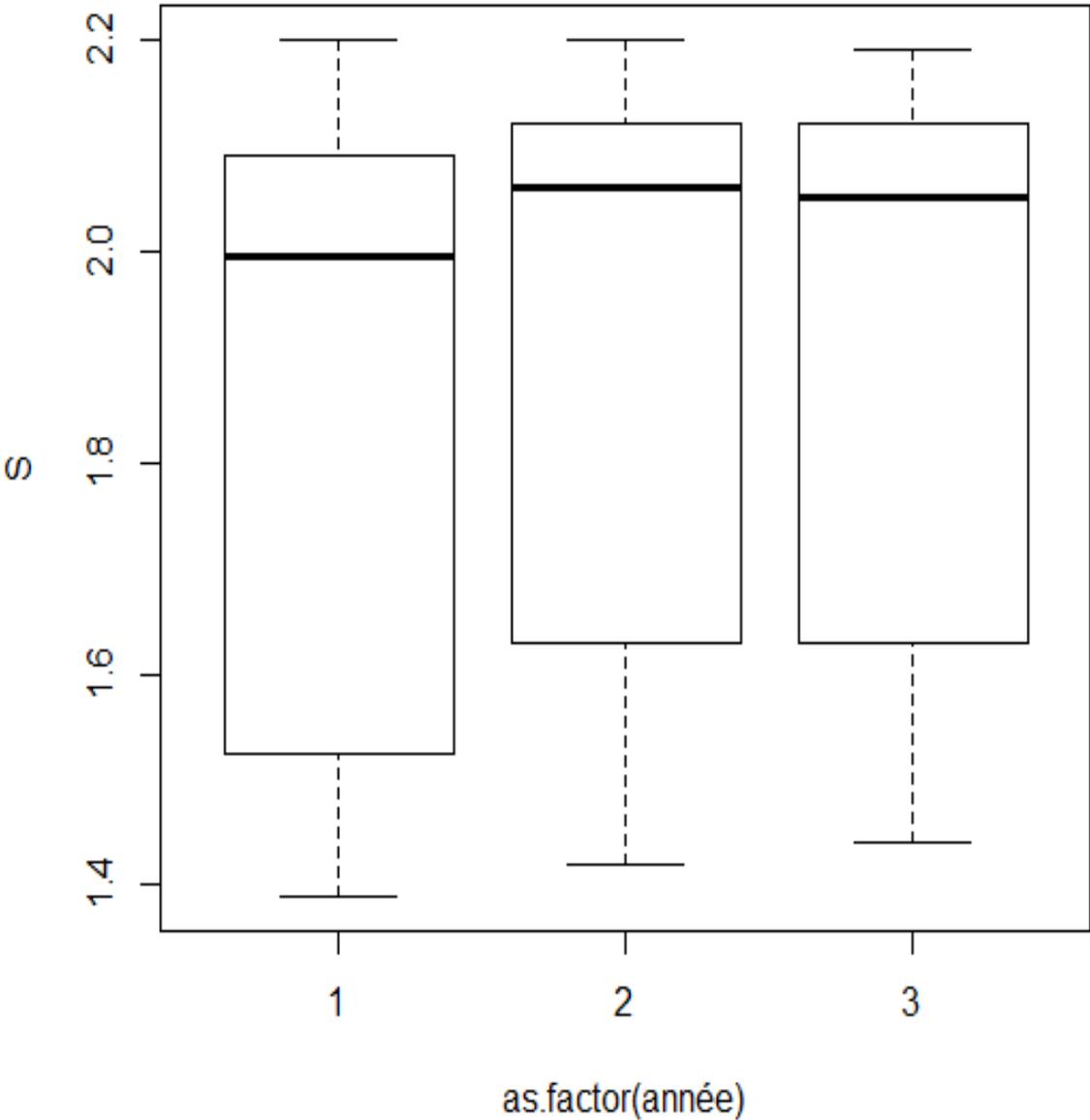


Figure 51 : Box-plot représentant l'indice de Shannon en fonction des années.

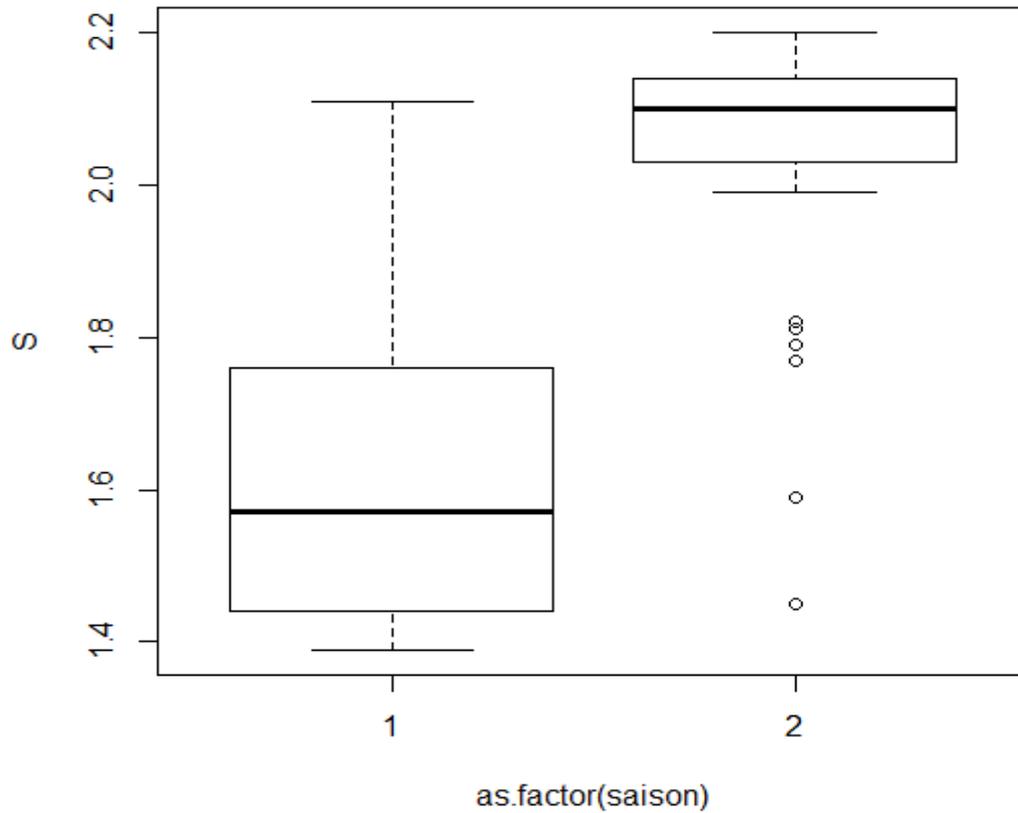


Figure 52 : Box-plot représentant l'indice de Shannon en fonction des saisons.

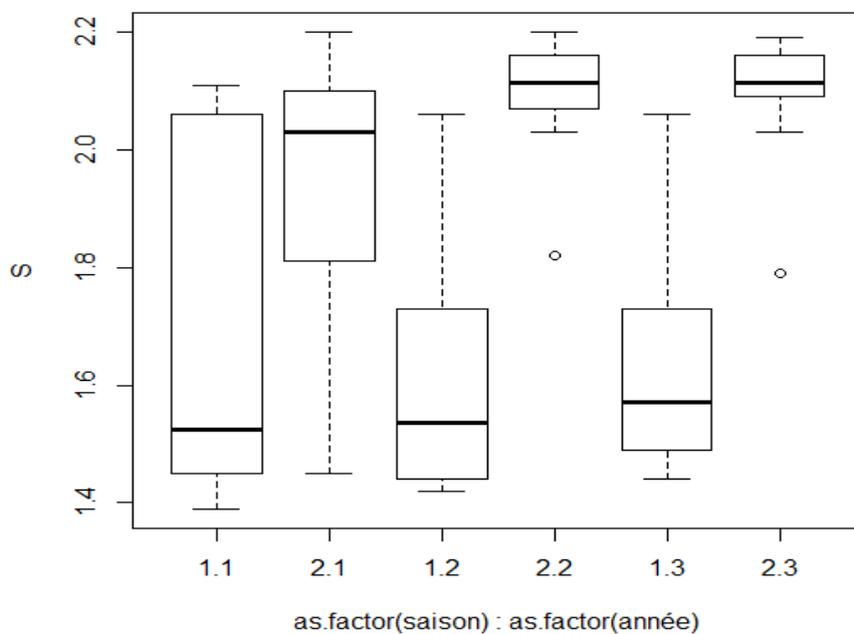


Figure 53 : Box-plot représentant l'indice de Shannon en fonction l'interaction (année *saison).

2. 4. L'indice d'équitabilité (E)

L'analyse du GLMs binomiale négative montre que l'indice d'équitabilité a atteint un équilibre homogène des populations des rapaces diurnes au sein de la forêt du Chettabah durant les trois années d'études ($df=2$ $f= 2.14$ $p= 0.12$). Concernant le rapport les deux saisons études, ($df=1$ $f= 4.59$ $p= 0.03$) un maximum a été enregistré durant la période estivale avec 0.93 et une valeur de 0.9 dans la période hivernale. Il n'existe pas de variation l'indice d'équitabilité en interaction entre (années*saison) ($df=2$ $f= 0.63$ $p= 0.53$) ce qui prouve l'homogénéité du nombre d'individus en fonction des espèces durant les années et les deux saisons d'étude (Tab IX) (Fig. 54, 55 et 56).

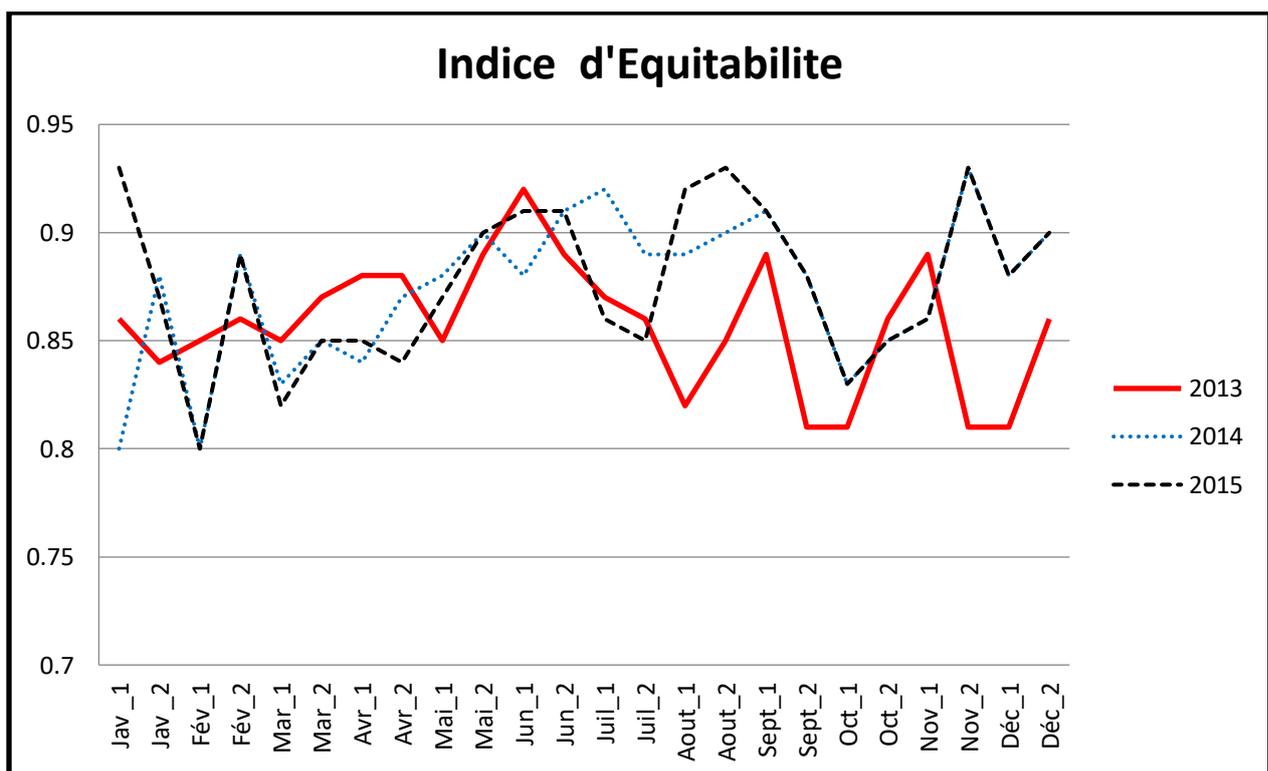


Figure 54 : Evolution saisonnière (mensuelle) des indices d'Equitabilite des populations des rapaces diurnes au niveau du massif forestier de Chettabah.

Tableau IX : Valeurs moyennes annuelles de l'indice d'Equitabilite.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
as.factor(année)	2	0,00474	0,002372	2,144	0,1253
as.factor(saison)	1	0,00509	0,005086	4,596	0.03
as.factor(année):as.factor(saison)	2	0,0014	0,000701	0,634	0,5339

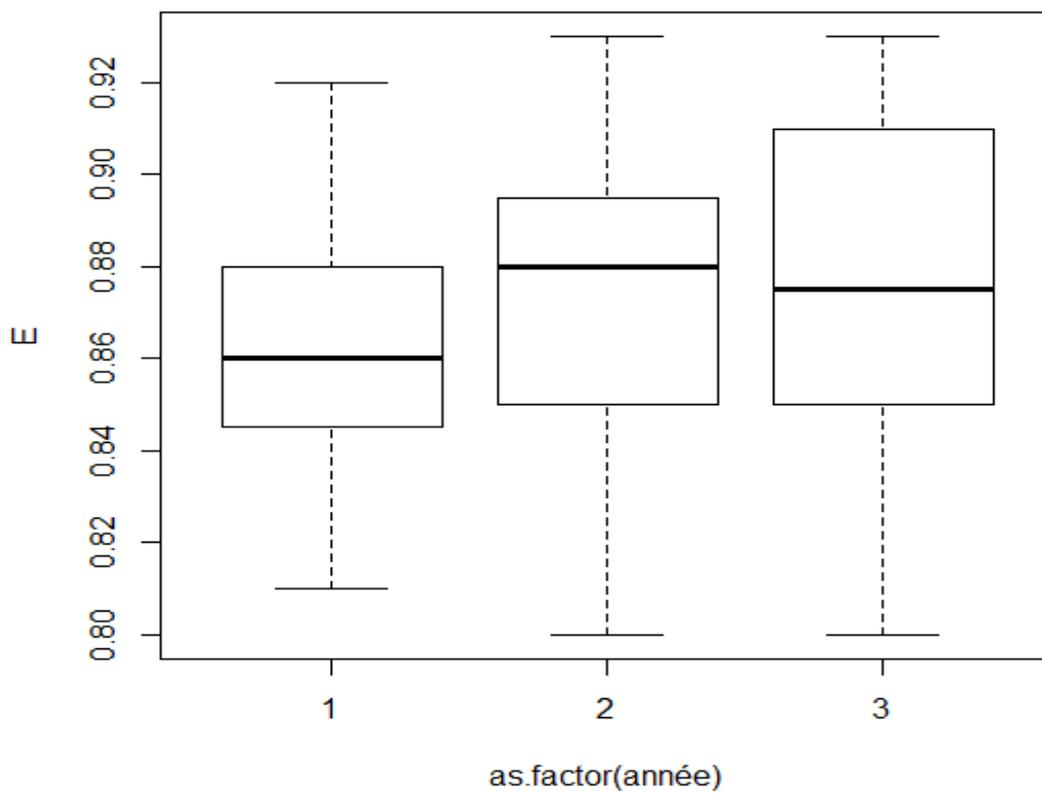


Figure 55 : Box-plot représentant l'indice d'Equitabilite en fonction des années.

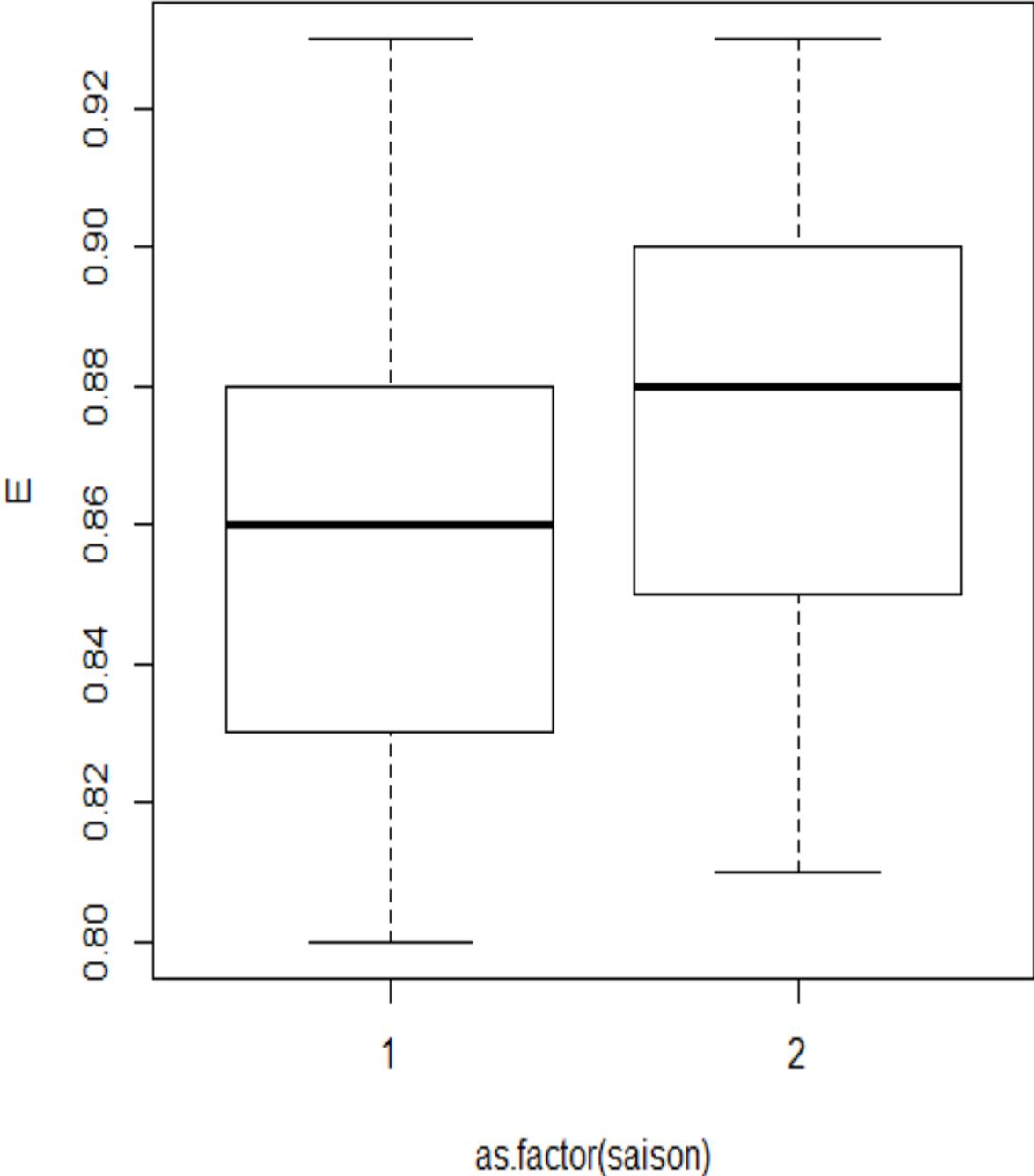


Figure 56 : Box-plot représentant l'indice d'Equitabilite en fonction des saisons.

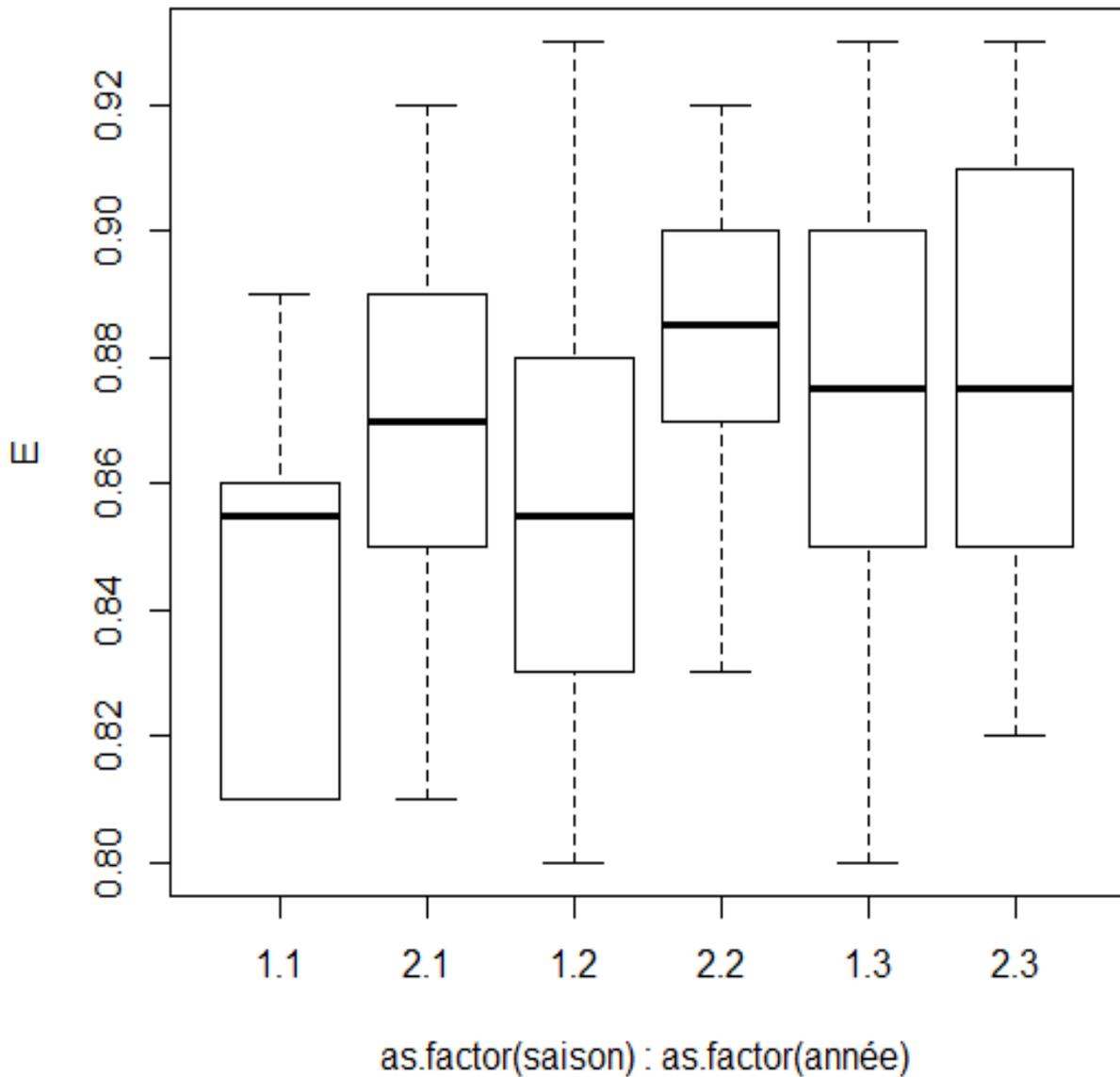


Figure 57 : Box-plot représentant l'indice d'Equitabilite en fonction de l'interaction (Année *saison).

3. Écologie de la reproduction de l'Aigle botté.

3. 1. Phénologie, l'abondance et la densité des couples.

La taille de la population de l'Aigle botté occupant le Massif de Chettabah ne varie pas en fonction des trois années d'étude (ANOVA; $F = 0,551$; $ddl = 2$; $p = 0,05$). (Fig 58).

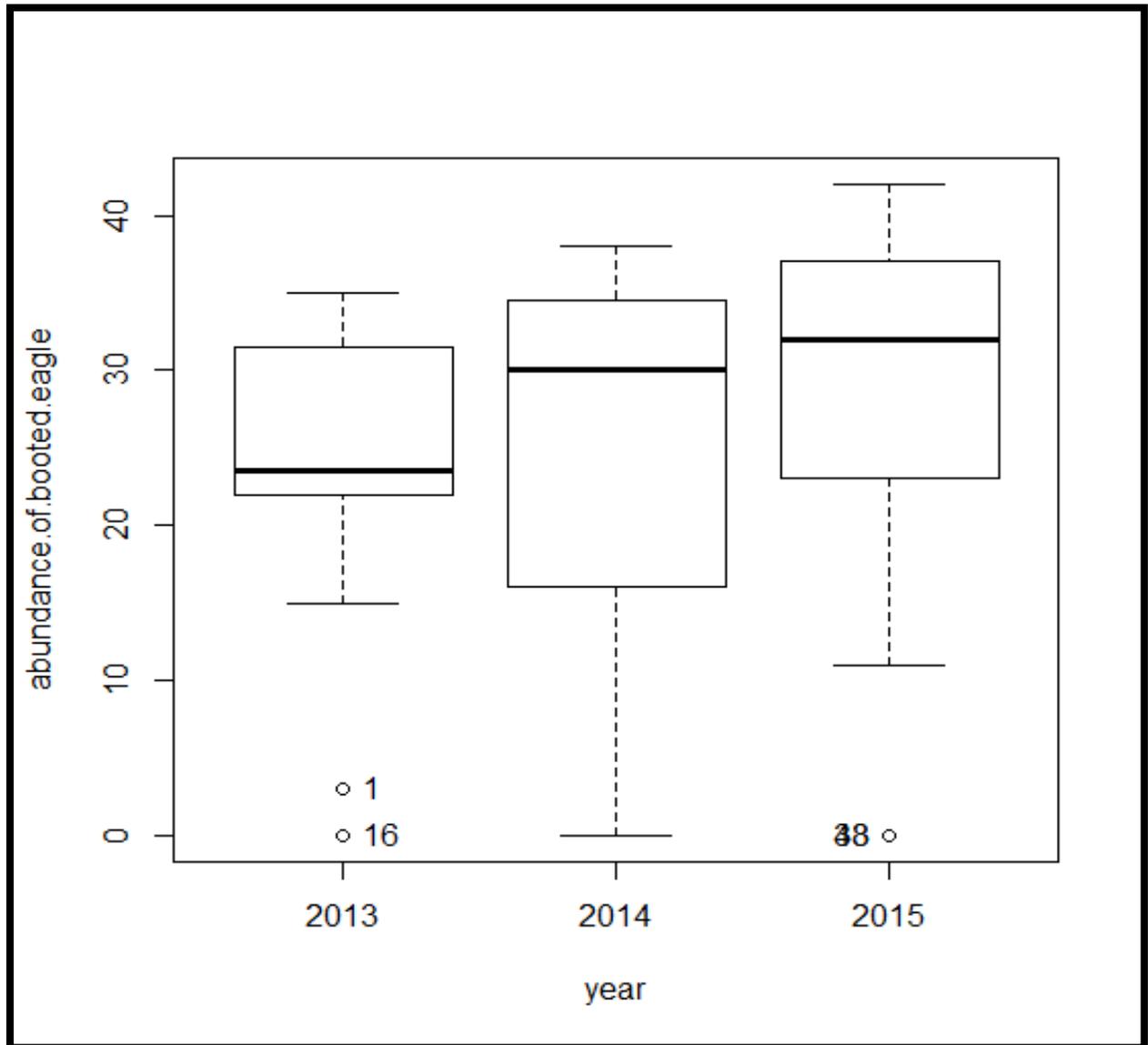


Figure 58 : Box-plot représentant la variation de l'abondance de l'aigle botté au niveau du Massif de chettabah durant les trois années d'étude.

L'Aigle botté est présent dans la forêt de Chettabah approximativement (7 mois) de la fin du mois de mars jusqu'à la fin du mois de septembre. Il commence à occuper les lieux depuis le mois de mars avec un nombre d'individus important, soit 15 en 2013, 12 en 2014 et 11 en 2015. Le premier pic a été enregistré au début du mois de mai avec 28 individus en 2013, 35 en 2014 et 36 en 2015. Le deuxième pic a été atteint à la fin du mois d'août, avec 33 individus en 2013, 38 en 2014 et 42 en 2015 (Fig 58).

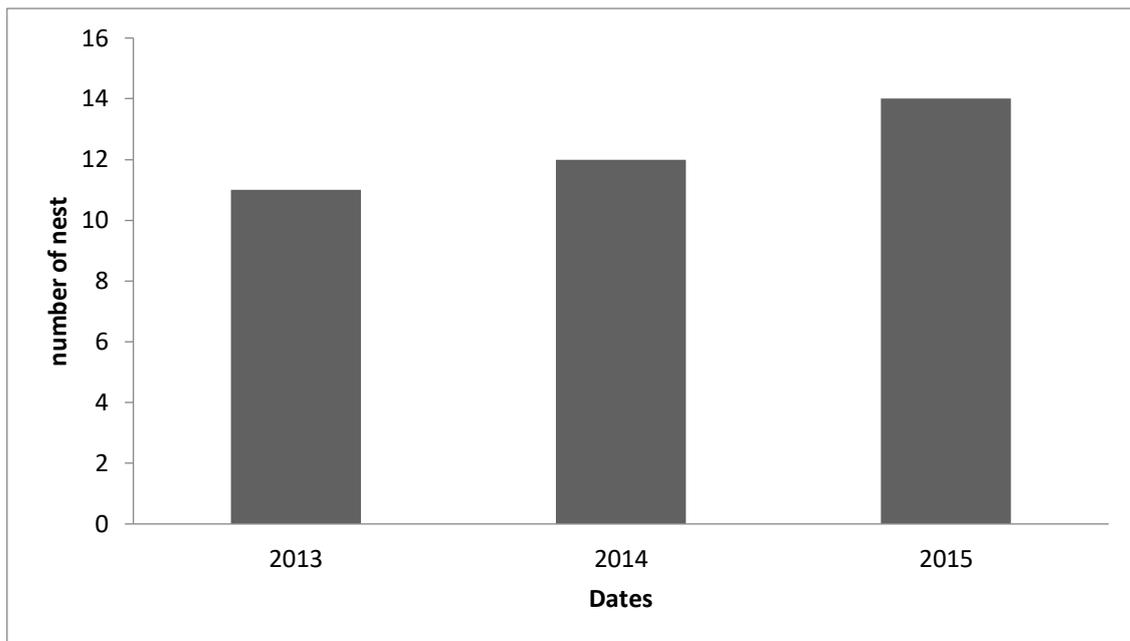


Figure 59 : Nombre de nids de l'aigle botté au niveau du Massif de Chettabah durant les trois années d'études.



Figure 60 : Poussin de l'Aigle botté, massif de Chettabah. (Photo prise par Bouchahdane Issam le 20 juin 2014).

3. 2. Description de l'habitat et mensuration des nids.

Au total 37 nids ont été suivis durant trois années consécutives. 11 nids (8 ont en été mesurés) en 2013, 12 nids (10 ont en été mesurés) en 2014 et 14 nids (10 ont en été mesurés). Un taux de 75.67 % des nids répertoriés ont été mesurés. Les nids sont construits soit sur des branches de pistachier (67,56 %) ou de pin d'Alep (32,43 %). Le diamètre interne du nid varie entre 25 et 46 cm et ne varie pas en fonction des trois années d'étude (ANOVA; $F = 3.171$; $ddl = 2$; $p = 0.055$). Le diamètre externe du nid varie entre 63 et 108 cm et n'est pas significativement différent en fonction des trois années (ANOVA; $F = 2.347$; $ddl = 2$; $p = 0.111$). La hauteur du nid varie entre 125 et 210 cm et ne varie pas en fonction des trois années (ANOVA; $F = 2.311$; $ddl = 2$; $p = 0.115$), (Fig. 58, 59, 60, 61 et 62), (Tab X).



Figure 61 : Nid de l'Aigle botté, construit sur des branches de pistachier, avec deux œufs (Photo prise par Bouchahdane issam le 27 mai 2015)

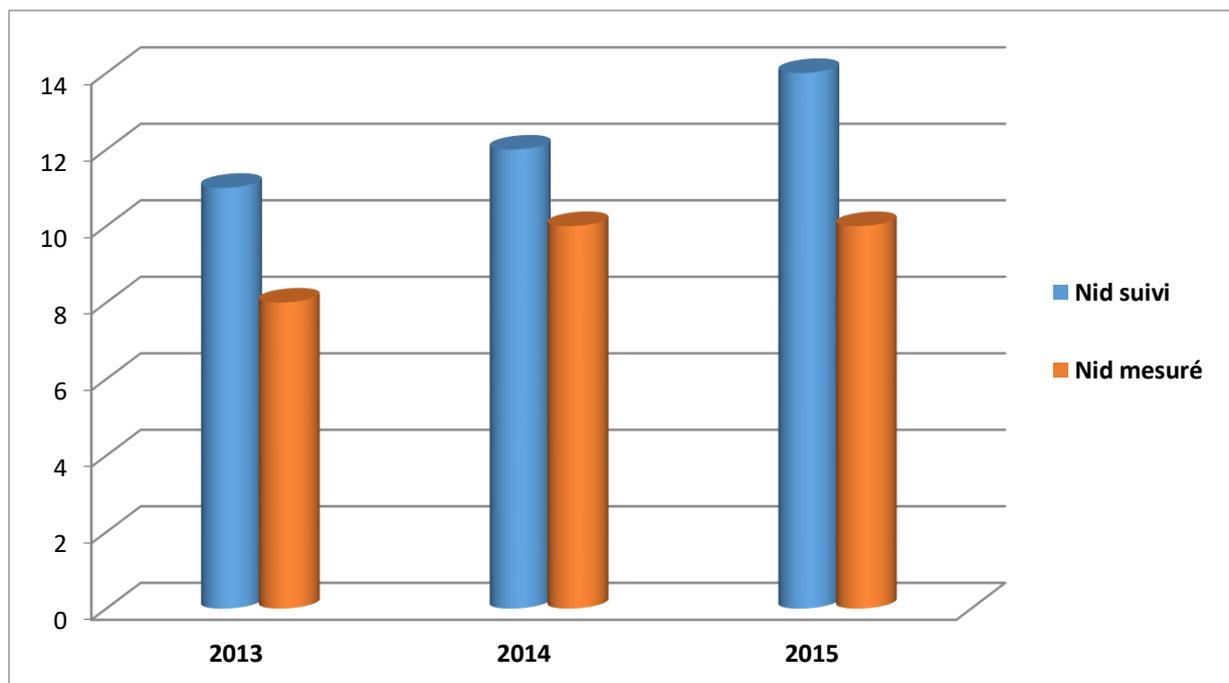


Figure 62 : Nombre des nids suivis et des nids mesurés pendant la période d'étude.

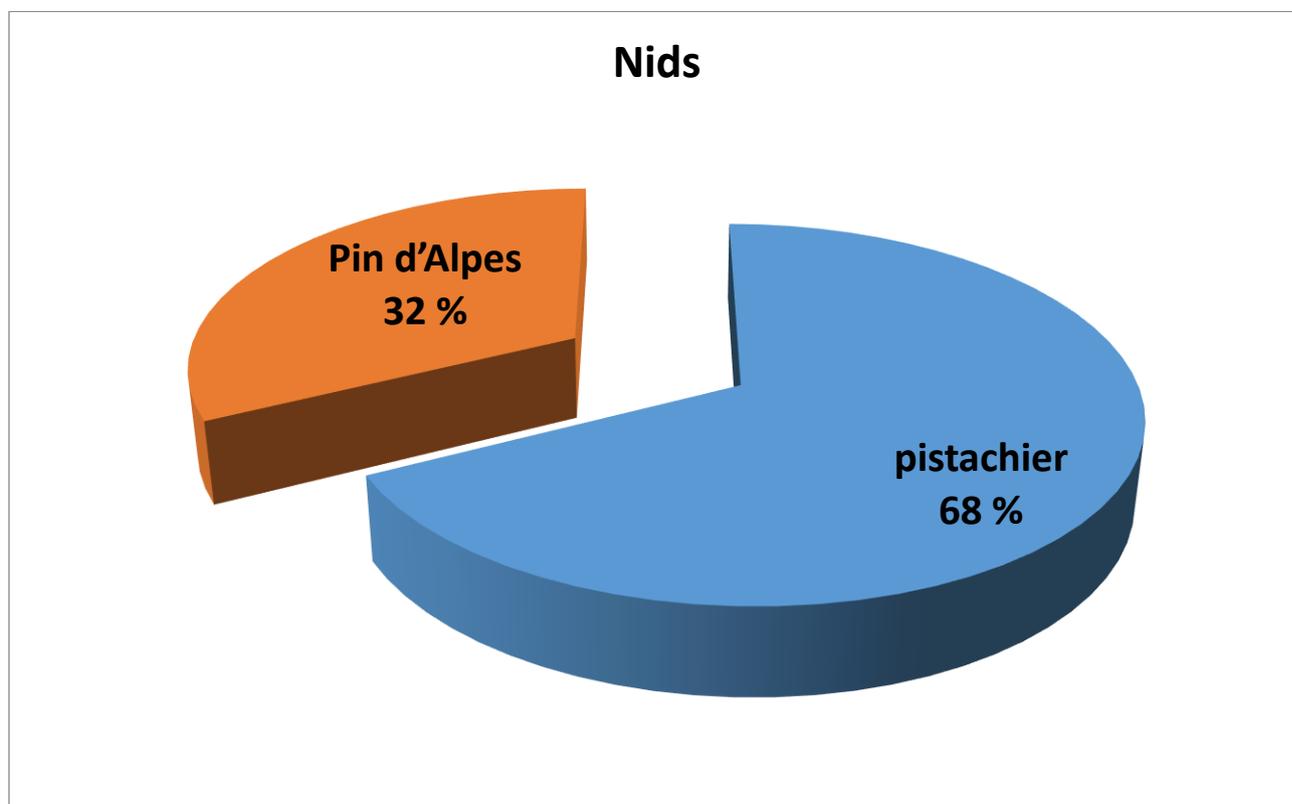


Figure 63 : Proportions des nids construits sur les arbres forestiers.

3. 3. Grandeur de la ponte, mensurations des œufs et période de l'incubation.

La grandeur de la ponte varie de 1 à 3 œufs. Le nombre de nids avec une grandeur de ponte modale est de 2 œufs (67,56 %), 1 œuf (27,02 %) et 3 œufs (5,4 %). La grandeur de la ponte moyenne est de $(2,7 \pm 0,48)$ en 2013 ($2,66 \pm 0,48$) en 2014 et de $(2,6 \pm 0,50)$ en 2015. La distribution de cette grandeur de ponte montre qu'il n'y a pas une différence significative entre les trois années ($X^2 = 1,18$; $ddl = 4$; $p > 0,05$) (Fig. 64, 65 et 66).

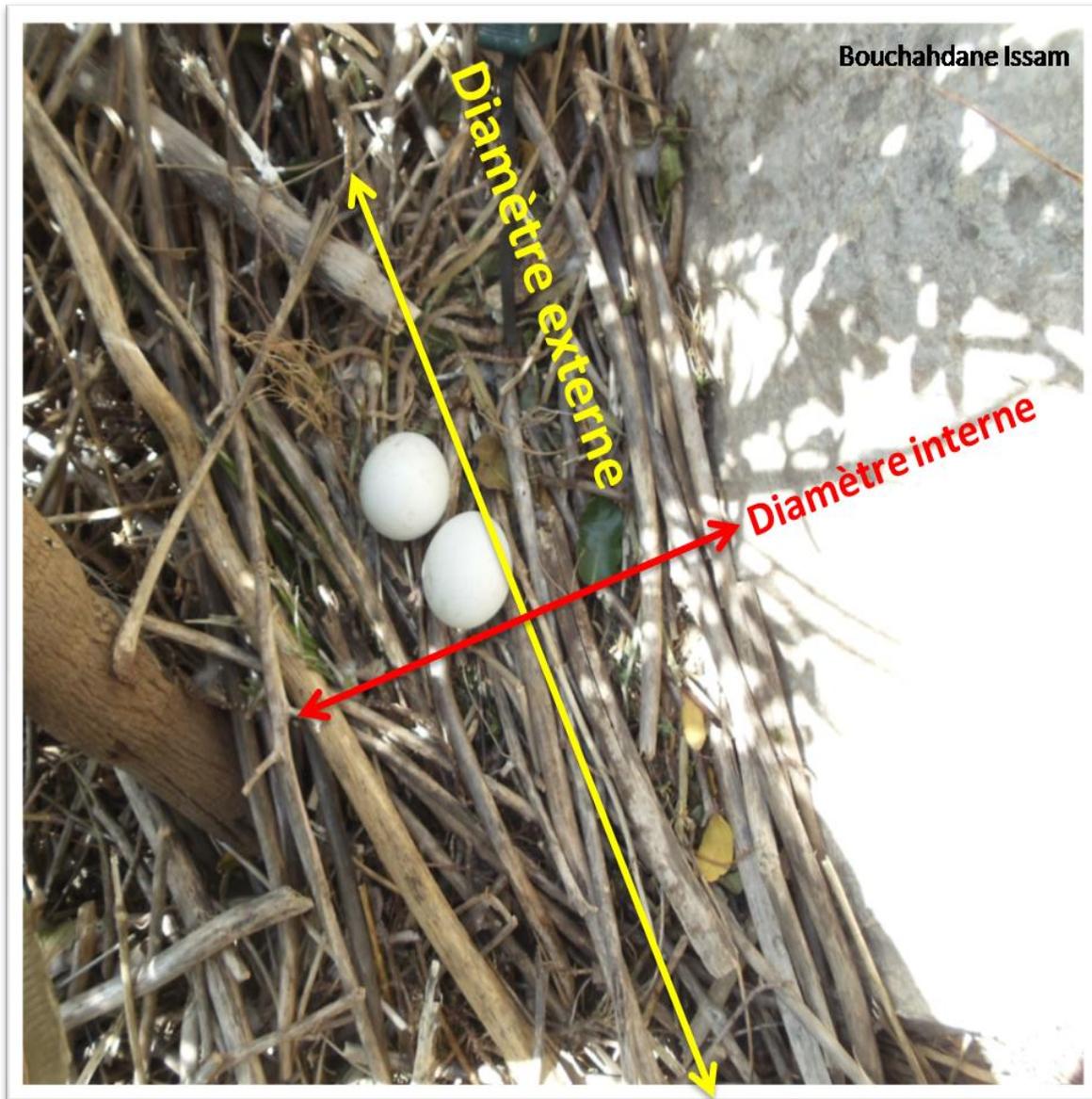


Figure 64 : Diamètre interne et externe d'un nid de l'Aigle botté au niveau du Massif de Chattabah (Photo prise par Bouchahdane issam le 27 mai 2015).

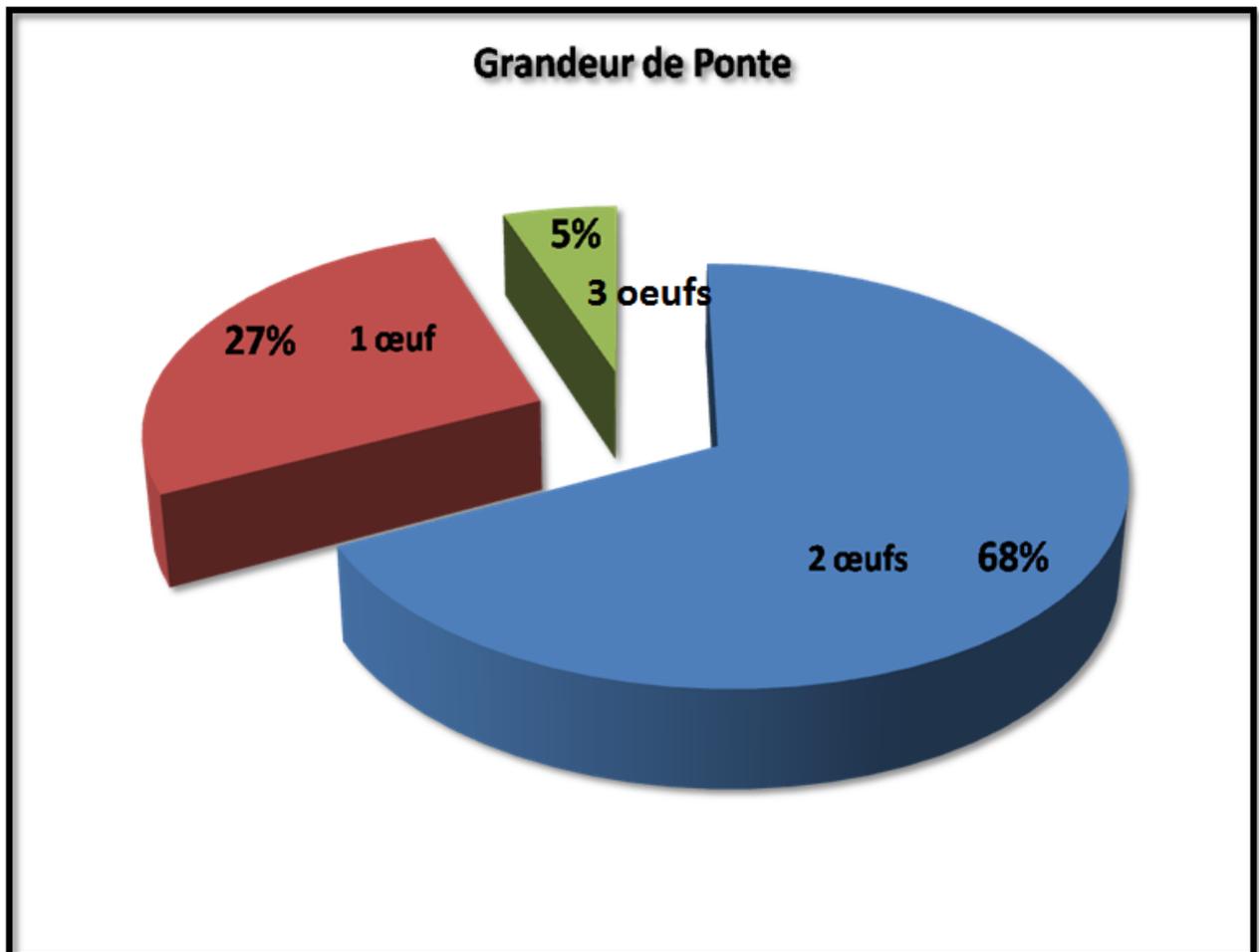


Figure 65: Grandeur de la ponte de l'Aigle botté pendant la période d'étude.

Ce tableau relatif à la comparaison des caractéristiques des nids de l'Aigle botté avec les données de la littérature doit figurer dans le chapitre suivant, celui dédié à la discussion.

Tableau X : Comparaison des caractéristiques des nids de l'Aigle botté de l'Afrique du Nord (présente étude) avec celles de l'Europe du Sud (Espagne)

Caractéristiques des nids		Moy	Min	Max	SD	Coeff. de variation (%)
(Afrique du Nord) Notre étude (n= 37)	diamètre interne (cm)	34,33	20	46	6,52	18,99
	diamètre externe (cm)	82,33	63	108	11,82	14,35
	Hauteur des nids (m)	164,33	125	210	21,45	13,05
(Espagne)Garcia-dios (2014) (n =113)	diamètre interne (cm)	27,5	–	–	–	–
	diamètre externe (cm)	72,5	–	–	–	–
	Hauteur des nids (m)	–	–	–	–	–

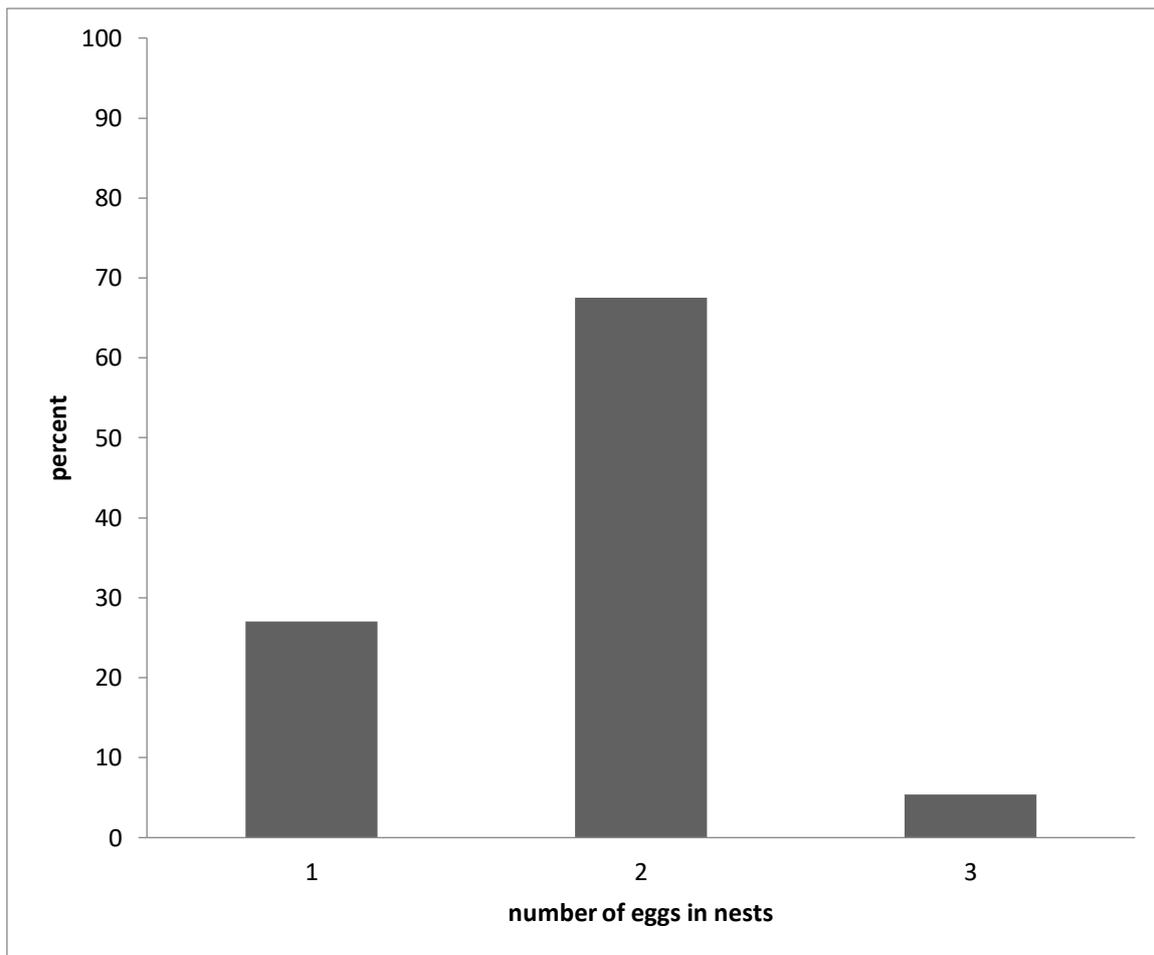


Figure 66 : Grandeur de la ponte moyenne de l'Aigle botté au niveau du Massif de Chattabah durant les trois années d'études.

Sur un total de 63 œufs répertoriés, 49 œufs ont été mesurés. La longueur des œufs ne varie pas significativement entre les trois années de suivi (ANOVA ; $F = 0,148$; $df = 2$, $p = 0,863$ $p > 0.05$). La longueur des œufs varie entre 50,78 et 58,20 mm avec une moyenne en 2013 de $63,60 \pm 2,09$ mm, en 2014 de $54,97 \pm 1,61$ mm et en 2015 de $54,69 \pm 2,36$ mm. Concernant la largeur des œufs, il n'y a pas également de différence significative entre les années d'étude (ANOVA ; $F = 2,016$; $df = 2$, $p > 0.05$). La largeur des œufs varie entre un min de 40,32 et un max de 49,12 mm, avec une moyenne en 2013 ($55,59 \pm 1,86$) 2014 ($54,91 \pm 1,66$) et 2015 ($56,95 \pm 2,43$), le poids des œufs de l'Aigle botté n'est pas différent significativement entre les années (ANOVA ; $F = 0,842$; $ddl = 2$; $p > 0.05$). Le poids des œufs varie entre 54 g et 73,40 g avec une moyenne de $54 \pm 73,40$ g 2013 ($66,51 \pm 4,85$) 2014 ($64,28 \pm 6,30$) 2015 ($66,07 \pm 4,18$). Quant au volume des œufs, il diffère significativement entre les années (Test de Kruskal-Wallis ; $X^2 = 6,53$; $p < 0.05$), (Tab XI). Ce tableau relatif à la comparaison de la biométrie des œufs mesurés de l'Aigle botté de l'Afrique du Nord avec les données de la littérature doit figurer dans le chapitre suivant, celui dédié à la discussion

Tableau XI : Comparaison de la biométrie des œufs mesurés de l'Aigle botté de l'Afrique du Nord avec celles de l'Europe du Sud (Espagne).

Caractéristiques des œufs		Moy	Min.	Max.	SD	Coeff. de variation (%)
(Afrique du Nord) Notre étude (n= 37)	Longueur (mm)	54,7665	50,78	58,2	2,01027	3,67
	Largeur (mm)	44,1763	40,32	49,12	2,06441	4,66
	Masse (g)	65,5898	54	73,4	5,18752	7,89
(Espagne) Garcia Dios 2014 (n =113)	Longueur (mm)	54.73	–	–	–	–
	Largeur (mm)	44.26	–	–	–	–
	Masse (g)	60,5	–	–	–	–

Les œufs sont incubés par la femelle durant une période qui variant entre 33 et 38 jours. La période de l'incubation ne montre aucune différence significative entre les trois années de suivi (ANOVA; $F = 0,200$; $ddl = 2$; $p > 0,05$) (Fig 67).

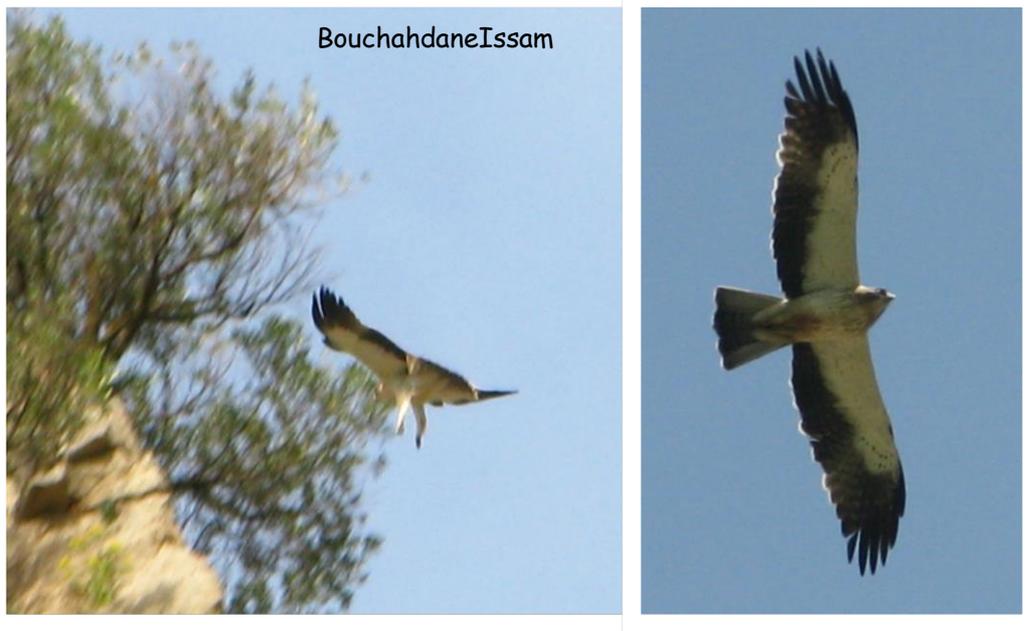


Figure 67 : Adulte reproducteur de l'Aigle botté dans la forêt de Chettabah (Photo prise par Bouchahdane issam le 15 juin 2014).

3. 4. Succès de reproduction et taux de mortalité

Sur un total de 63 œufs répertoriés, 55 œufs ont éclos, soit une moyenne de $54,22 \pm 2,36$ œufs en 2013, représentant un taux d'éclosion de 90 %. En 2014, une moyenne de $54,11 \pm 2,88$ œufs éclos ont été observés, soit un taux de 76,19 %. Tandis qu'en 2015, une valeur moyenne de $51,77 \pm 2,04$ œufs éclos a été relevée, soit un taux de 84 %. Le succès d'éclosion ne montre aucune différence significative en fonction des trois années d'étude (Test de KruskalWaliss ; $X^2 = 0,570$; $p > 0,05$). Le nombre moyen des jeunes à l'envol a été de $52,69 \pm 2,15$ en 2013, soit un succès à l'envol de 88,88 %. En 2014, nombre moyen des jeunes à l'envol a été de $73,38 \pm 2,7$, soit un succès de 87,50 %. En 2015, le nombre moyen des jeunes à l'envol a été de $54,69 \pm 2,36$, soit un succès de 85,71 %. Il est à noter que le succès à l'envol ne s'est pas montré significativement variable entre les années d'étude (Test de Kruskal Waliss ; $X^2 = 0,040$; $p > 0,05$) (Tab XII).



Figure 68 : Poussin de l'Aigle botté trouvé mort, Chettabah (Photo prise par Bouchahdane issam le 29 juin 2014).

Le taux de mortalité a été de 11,11 % en 2013, de 12,50 % en 2014 et de 17,64 % en 2015. La valeur moyenne du taux de mortalité pour les trois années d'étude a été de 13,752 % (Fig 68). Ce tableau relatif à la comparaison du Succès de la reproduction de l'Aigle botté de l'Afrique du Nord avec les données de la littérature doit figurer dans le chapitre suivant, celui dédié à la discussion.

Tableau XII : Comparaison du Succès de la reproduction de l'Aigle botté de l'Afrique du Nord (présente étude) avec celui de l'Europe du Sud (Espagne).

	Année	Nombre d'œufs pondus et suivis	Nombre d'œufs éclos	Productivité des poussins (%)
Afrique du Nord	2013	20	90%	88.88%
présente étude	2014	21	76.19%	87.50%
	2015	25	84%	85.71%
Espagne	2002	24	20(81%)	19(95%)
(Martínez, 2006, 2011)	2003	27	22(81%)	18(82%)
	2004	33	24(73%)	13(54%)
	2005	–	10 (48%)	6 (55%)
	2006	–	23 (100%)	10 (83%)
	2007	–	18(90%)	9(90%)
	2008	–	17(68%)	12(86%)
	2009	–	24(73%)	15(83%)

Chapitre V : Discussion



1. Structure et évolution des effectifs des peuplements de Rapaces diurnes au niveau du Massif forestier de Chettabah.

1. 1. Effectifs de l'Aigle botté, *Hieraaetus pennatus* durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015

L'Aigle botté a été noté dans la forêt de Chettabah durant la période d'étude, allant de 2013 à 2015, avec un effectif de 42 individus. Nos résultats corroborent ceux rapportés, dans le nord-est de l'Algérie, avec 30 individus observés à Oum el Bouaghi par MESSABHIA (2019). Un effectif de moindre importance, soit 8 individus, a été relevé par BOUMAAZA (2017) à Guelma. A l'ouest du pays, 7 individus ont été notés par BENMAMMAR-HASNAOUI & BOUNACER (2019).

L'Aigle botté est une espèce monotypique. Deux phases de décoloration du plumage (une claire et une sombre) sont classiquement décrites, mais certains oiseaux présentent un plumage intermédiaire (FORSMAN, 1999). C'est la plus petite espèce d'aigle. Malgré un dimorphisme sexuel sensible (mâle 78 % de la femelle) (FERGUSON LEES, 2001). Il est difficile de différencier les deux sexes dans la nature, en raison de leur plumage similaire. Sa répartition, discontinue, s'étend sur un étroit bandeau allant du Maghreb et de l'Espagne jusqu'à l'est du lac Baïkal (DEL HOYO et al., 1994). Migrateur transsaharien, ses quartiers d'hivernage vont de l'Afrique occidentale jusqu'en Afrique du Sud. L'Aigle botté n'est pas considéré comme menacé au niveau mondial (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2009). Au niveau européen, cependant, son statut de conservation est jugé défavorable du fait sa rareté (TUCKER et al., 1994).

C'est un rapace forestier qui montre une aire de reproduction capricieusement découpée en Afrique du Nord (ISENMANN et MOALI 2000). (BENNY, 2005) cite que les effectifs mondiaux de cette espèce ont régressé.

1. 2. Effectifs du Milan noir, *Milvus migrans* durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015

Le maximum d'individu du Milan noir observés dans la forêt de Chettabah durant la période d'étude, allant de 2013 à 2015 a été de 58 individus. Nos résultats sont similaires à ceux rapportés, dans le nord-est de l'Algérie, à Oum el Bouaghi, avec 50 individus par MESSABHIA (2019). Un effectif de moindre importance, soit 35 individus, a été relevé, à Guelma, par BOUMAAZA (2017). A l'ouest du pays, un petit effectif de 5 individus a été noté par BENMAMMAR-HASNAOUI & BOUNACER (2019).

Le Milan noir est une espèce poly typique dont on reconnaît généralement 6 sous-espèces (FERGUSON LEES, 2001), bien que 12 aient été décrites. La sous-espèce nominale migrant se reproduit en France. C'est un rapace de taille moyenne dont le dimorphisme sexuel est assez marqué (mâle 86/de la femelle), mais les deux sexes arborent un plumage identique. Son aire de distribution mondiale est vaste, couvrant l'ensemble du paléarctique, de l'Afrique de nord au Japon (DEL HOYO et *al.*, 1994). Le Milan noir n'est pas considéré comme vulnérable au niveau mondiale puisqu'il fait partie des rapaces les plus abondants de la planète, sinon le plus nombreux (FERGUSON LEES, 2001). La population européenne (Russie et Turquie exceptées) est évaluée à 22000 – 17000 couples (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2000), et s'avère stable ou en légère augmentation, à l'exception des pays d'Europe de l'Est vulnérable (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2000). Manœuvrant habilement en vol, il exploite préférentiellement les ripisylves, les plans d'eau douce ou saumâtre et les espaces agricoles ouvertes. Le Milan noir est, d'une façon générale, lié au voisinage de l'eau, et se montre également très anthropophile. Charognard commensal de l'Homme, il se concentre parfois sur les décharges à ciel ouvert, suit la fauche des prairies ou luzerne, et explore le bord des routes pour récupérer les animaux écrasés. Le Milan noir selon HASNAOUI (2008), niche dans toute la région de Tlemcen. Au niveau du nord-est, le Milan noir est un nicheur migrateur (ISENMAANN et MOALI, 2000).

1. 3. Effectifs de Vautour percnoptère, *Neophron percnopterus* durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015

Le Vautour percnoptère a été observé dans la forêt de Chettabah durant la période d'étude, allant de 2013 à 2015 avec un nombre de 25 individus. Ceci est proche de ce qui a été rapporté, dans le nord-est de l'Algérie, à Oum el Bouaghi, avec 30 individus par MESSABHIA (2019). Il demeure très important par rapport aux 8 individus enregistrés, à Guelma par BOUMAAZA (2017).

Le percnoptère est le plus petit des Vautours, et ne montre pas de dimorphisme sexuel (mâle 98% de la femelle) (FERGUSON LEES, 2001). L'aire de distribution comprend le sud de l'Europe, le nord de l'Afrique méridionale, l'Asie mineure et le sud de l'Asie, jusqu'au sous-continent indien. L'aire de répartition du Vautour percnoptère est actuellement très fragmentée : quasiment disparu d'Afrique de sud et considérablement raréfié ailleurs sur ce continent, sa régression en Europe est impressionnante, surtout dans le Sud-est (Bulgarie, Grèce, Italie, Roumanie, Yougoslavie). L'effectif de la population mondiale est très mal connu (de l'ordre 100000 individus), une part importante inconnue, en Inde et au Pakistan (FERGUSON LEES, 2001). Les estimations pour l'Europe 1800- 2050 couples, dont 1350 couples pour l'Espagne

(BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2000). Le percnoptère est inscrit sur la liste rouge des oiseaux d'Europe comme espèce vulnérable, considérée comme en danger à l'échelle européenne, mais non menacé au niveau mondial (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2000). Aucune monographie n'est consacrée à cette espèce, mais une monographie sur le Vautour africain (Mundy P.J) traite également le percnoptère. Le Vautour percnoptère d'après ISENMANN et MOALI (2000) et ESTRADA et *al.*, (2004) est nicheur depuis la côte jusqu'à l'Atlas saharien, avec des prolongements jusqu'à Beni Ounif et Béchar, et peut être à Tindouf. Il est notamment fréquent en Kabylie, et également dans l'Ouarsenis.

En Algérie, il été signalé entre 73 à 84 couples, répartis en 7 colonies, dans l'Atlas tellien entre Blida et Oued Rhiou (surtout dans l'Ouarsenis et les Dahra), et 42 couples en 2 colonies dans le Djurdjura, en Kabylie. Dans l'Ouest, une colonie en 1961 dans les monts de Tlemcen, à Béni Bahdel, qui semble avoir disparu (ISENMANN et MOALI, 2000). Le Vautour fauve est le charognard le plus répandu en Catalogne, et sa distribution est liée à la présence de cadavres du bétail domestique et des Ongulés sauvages, pour la nourriture, et à la présence de falaises favorables à la nidification (ESTRADA et *al.*, 2004). C'est une espèce nicheuse migrateur est observée durant la saison de reproduction dans tout le Nord-est de l'Algérie, se distribue dans les milieux ouverts et aussi dans les décharges publics.

1. 4. Evolution des effectifs de la Buse féroce -Buse du Maghreb, *Buteo rufinus cirtensis* durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.

Dans notre site d'étude la Buse féroce, occupe toute la région (le Nord-est de l'Algérie), pendant toute la période d'étude, de 2013, 2014 et 2015. Elle est fréquente dans les milieux ouverts, agricoles et forestiers. Ses nids se trouvent dans les ravins et parfois sur les arbres forestiers de la fin février à mai (ISENMANN et MOALI, 2000).

La Buse féroce a été remarquée avec un nombre très important de 56 individus par rapport à ce qui a été rapporté dans le nord-est d'Algérie, avec 12 individus, à Oum el Bouaghi par MESSABHIA (2019). BOUMAAZA (2017) a noté 6 individus à Guelma. A l'ouest du pays, 3 individus ont été repertoriés (BENMAMMAR-HASNAOUI & BOUNACER, 2019).

La Buse féroce est constituée de deux sous-espèces reconnues : *Buteo rufinus cirtensis* (J. Levaillant, 1850) et *Buteo rufinus rufinus* (Cretzschmar, 1829). La Buse féroce a une taille plus grande et des pattes plus longues que la buse variable et la buse pattue, mais c'est la plus petite buse d'Afrique du Nord. Elle présente plusieurs formes de plumage. L'aire de répartition principale est asiatique, du Proche-Orient à la Mongolie et à l'Inde. Elle est également présente en Russie d'Europe, en Ukraine et dans les Balkans, et sa population sur notre continent était comprise en 2006 entre 2 304 et 3 497 couples. Cette espèce est d'ailleurs

en expansion vers l'Ouest et elle se reproduit désormais en Slovaquie et en Hongrie. Des oiseaux isolés ont déjà été observés dans quasiment tous les pays européens, y compris en France (37 données entre 1994 et 2010 selon le Comité d'Homologation National). Elle habite les steppes sèches, les semi-déserts et les montagnes rocheuses. La Buse féroce se nourrit de mammifères d'une taille petite à moyenne, de lézards, de serpents ainsi que de petits insectes (criquets, sauterelles) en été. La Buse féroce En Algérie est un rapace sédentaire qui niche de la côte jusqu' à 500 m d'altitude dans le Djurjura (MOALI et GACI, 1992) et jusqu'au Sahara : Erg occidental, dunes près de Béni Abbés, et probablement Tassili (LAFERRERE, 1968).

1. 5. Evolution des effectifs du Faucon crécerelle, *Falco tinnunculus* durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.

Le Faucon crécerelle a été observé dans la forêt de Chettabah durant la période d'étude, avec un nombre de 22 individus. Ceci est plus important par rapport à ce qui a été rapporté, dans le nord-est de l'Algérie, à Oum el Bouaghi, avec 7 individus par MESSABHIA (2019). Il demeure également très important par rapport aux 11 individus enregistrés, à Guelma (BENMAMMAR-HASNAOUI & BOUNACER, 2019).

Espèce polytypique, 11 sous-espèces habitant les continents européen, asiatique et africain. La sous-espèce nominale *tinnunculus* niche sur l'ensemble du Paléarctique occidental et jusqu'à la Mongolie (DEL-HOYO et *al.*, 1994 ; FERGUSON-LEES, 2001). La crécerelle n'est absente, en Europe, que de l'Islande et de l'extrême nord de la Russie (HAGEMEIJER et *al.*, 1997). Ce petit rapace est assez fortement dimorphique (mâle 87% de la femelle). La population mondiale excède certainement le million de couples ((FERGUSON LEES, 2001). Malgré cet effectif important, le statut de conservation est jugé défavorable en Europe, suite au déclin modéré constaté dans de nombreux pays (ROCAMORA et *al.*, 1999 ; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2000). La crécerelle est un rapace typique des milieux ouverts, volontiers anthropophile et qui se signale par sa technique de chasse particulière : le vol sur place ou en Saint- Esprit, exécuté parfois à des altitudes élevées (YEATMAN- BERTHELOT, 1991). En Algérie, le faucon crécerelle est présent sur tout le territoire (ISENMANN et MOALI, 2000). Dans le Nord-est se rencontre sur tout le territoire et presque dans tous les biotopes. C'est une espèce nicheuse sédentaire niche sur les crevasses des ravins et aussi sur les immeubles.

1. 6. Evolution des effectifs du Faucon de barbarie, *Falco pelegrinoides* durant les cycles annuels de 2013, 2014 et 2015.

Le Faucon de barbarie a été observé dans la forêt de Chettabah durant la période d'étude, avec un nombre de 22 individus. Ceci est proche important de ce qui a été rapporté, à Oum el Bouaghi, avec 20 individus par MESSABHIA (2019). Il demeure très important par rapport aux 6 individus enregistrés, à Guelma (BOUMAAZA, 2017).

C'est le plus petit des grands faucons et son aspect général est assez proche de celui du faucon pèlerin notamment de la sous-espèce méridionale de Brooke. Il n'y a pas de différences entre les sexes. C'est un oiseau peu commun. Il fréquente les collines rocheuses, les gorges et les montagnes en milieu semi-désertique. On le trouve également localement sur le même type de terrain mais en milieu désertique et le long des falaises maritimes bordant les déserts et les semi-déserts. Il déborde sur les plaines et les vallées voisines lors des expéditions de chasse. En Afrique du Nord, du Maroc jusqu'en Egypte ; au Moyen-Orient jusqu'au sud de l'Iraq (DONSKER, 2014).

2. Application des indices écologiques

Dans le but d'élaborer des prescriptions de conservation pour la population de rapaces diurnes répertoriée dans le nord-est d'Algérie et définir le rôle joué par les forêts algériennes dans la dynamique de la métapopulation de rapaces, nous avons étudié la dynamique des populations de rapaces diurnes du massif forestier du Chettabah.

Pour une meilleure maîtrise de la gestion et de la conservation de l'espace, il est important de suivre régulièrement l'évolution des populations de rapaces en relation avec les changements des milieux naturels et anthropiques d'une part, et, avec l'évolution des peuplements de rapaces, d'autre part. Des chevauchements de niches écologiques pourraient survenir avec d'autres populations aviaires (MARTINEZ et al., 2011). L'Algérie abrite de nombreux oiseaux hivernants et les nombreuses forêts du pays sont d'importants sites d'hivernage et de reproduction pour de nombreuses espèces d'oiseaux (ISENMANN et MOALI, 2000). La forêt du Chettabah abrite une guildes importante et diversifiée de rapaces diurnes durant les trois années d'étude. Leur abondance totale a été très importante (maximum total N = 206 individus ; Milan noir, n = 58 individus ; Buse féroce, n = 56 ; Aigle botté, n = 42 ; Faucon de barbarie, n = 27 ; Vautour percnoptère, n = 23 ; Faucon crécerelle, n = 21 individus). Nos résultats sont proches ce qui a été rapporté, dans le nord-est d'Algérie, à Oum el Bouaghi, avec 220 individus, toutes espèces confondues, par MESSABHIA (2019). BOUMAAZA

(2017), à Guelma a répertorié 49 individus. A Tlemcen, à l'ouest du pays, 45 individus ont été observés (BENMAMMAR-HASNAOUI & BOUNACER, 2019).

Ailleurs, aux États-Unis (Virginie) 224 individus ont été répertoriés (REBECCA, 2003). En Argentine, 220 individus ont été notés (BLENDINGER et *al.*, 2004). En France 68 individus ont été observés (GALLARDO et *al.*, 1987). Au Brésil 118 individus ont été notés (FELIPE ZILIO et *al.*, 2013).

La richesse totale en rapaces diurnes relevé dans la forêt de Chettabah a été de 6 espèces. A Guelma, dans le nord-est du pays, 4 espèces ont été observées par BOUMAAZA (2017). Tandis qu'à Oum el Bouaghi et à Tlemcen une richesse importante de 8 espèces a été notée respectivement par MESSABHIA (2019) et BENMAMMAR-HASNAOUI et BOUNACER (2019).

En France, une richesse de 3 espèces a été notée (REBECCA, 2003). Au Brésil avec 4 espèces ont été notés (FELIPE ZILIO et *al.*, 2013). Aux États-Unis (Virginie), 3 espèces ont été observées (REBECCA, 2003). En Argentine, 5 espèces ont été répertoriées (BLENDINGER et *al.*, 2004).

L'indice de shannon enregistré dans la forêt du Chettabah a été d'une valeur de max 2,16 durant la période de reproduction et 2,06 durant la période d'hivernage, ce qui montre que la forêt du Chettabah est plus diversifiée par rapport à ce qui a été enregistré dans l'ouest d'Algérie ou le maximum a été de 1,72 (BENMAMMAR-HASNAOUI et BOUNACER, 2019). L'équitabilité maximale observée dans la région d'étude a été d'une valeur de 0,91 durant la période hivernale et de 0,93 durant la période reproduction. Ceci montre l'homogénéité du nombre d'individus entre les espèces dans la présente étude, qui est proche ce qui a été enregistré dans l'ouest du pays, soit une valeur maximale 0,96 (BENMAMMAR-HASNAOUI et BOUNACER, 2019).

L'abondance et la répartition des rapaces dépendent des conditions locales et des exigences écologiques particulières de chaque espèce (SORLEY et ANDERSEN 1994 ; RODRIGUEZ-ESTRELLA et *al.*, 1998 ; SANCHEZ-ZAPATA et *al.*, 2003). Ces facteurs peuvent influencer la composition et la structure des regroupements des rapaces (FELIPE ZILIO et *al.*, 2013). Un suivi approfondi des regroupements des rapaces est important pour comprendre comment la composition des espèces change entre les habitats et les saisons (PALOMINO et CARRASCAL 2007 ; TUULE et *al.*, 2011). Dans la présente étude, les indices écologiques ne varient pas en fonction des trois années d'étude ce qui montre l'importance et la meilleure qualité du massif forestier de Chettabah en matière de capacités d'accueil et de maintien de l'équilibre, ce qui a pour corollaire, de regrouper ce genre de rapaces diurnes. Par contre, une

variation saisonnière des indices écologiques a été observée durant cette étude. Elle a été meilleure durant la période de reproduction. Cette variation est due aux dates d'arrivée et de départ des rapaces ou à leur statut phénologique (sédentaire/nicheur migratrice, etc.) qui gère cette variation saisonnière (ISENMANN et MOALI 2000 ; BOUMAAZA 2017 ; MESSABHIA 2019).

3. Écologie de la reproduction de l'Aigle botté.

3. 1. Phénologie, l'abondance et densité des couples de l'Aigle botté.

Selon ISENMANN et MOALI (2000), l'Aigle botté arrive dans le pays, la mi-mars et repart la fin du mois de septembre. Nos résultats sont similaires ce qui a été signalé dans le sud-ouest de la méditerranée (en Espagne) (MARTINEZ et *al.*, 2006b ; JIMENEZ-FRANCO et *al.*, 2014a). Le nombre de couples occupant le ravin de Chettabah varie de 11 à 14 couples durant les trois années d'étude. La densité moyenne de l'Aigle botté a été de $1,23 \pm 0,153$ couples /km². Nos résultats sont très importants par rapport à ce qui a été rapporté dans le sud de l'Espagne, à Murcia, soit $1,29 \pm 0,3$ couples/10km² (MARTINEZ et *al.*, 2006b ; MARTINEZ et *al.*, 2011). GARZON (1974) a trouvé 0,67/km. Tandis que DIAZ ROBLEDO (DANS MARTI & DEL MORAL (2003) une valeur de 11/35 km² dans la partie ouest de Málaga- Grande. HIRALDO & GONZALEZ (1987) ont noté 1 couple /15 km² (maximum). Pour BOSCH (2003), cette valeur a été de 1 couple /3,20 km² (à Candeleda, Ávila) et 1 couple / 2,03 km² (dans la vallée du Tietar). En Mallorca 0.048 paire / km² et 0,130 couple à Minorque / km² (VIADA et PAUL, 2009) ont été observés.

3. 2. Description de l'habitat et mensurations des nids de l'Aigle botté.

En Europe, l'Aigle botté construit son nid sur plusieurs types de support (*eg.* Pin sylvestre *Pinus sylvestris* (DIAZ, 2005). Des nids ont été notés également sur des pins de résine (GARCIA DIEU et VIÑUELA, 2000), sur des pins noirs *Pinus nigra* (DIAZ et *al.*, 1994), sur le chêne-liège *Quercus suber* (URIOS et *al.*, 1991), sur le hêtre mixte (IRIBARREN et RODRIGUEZ ARBELOA, 1988) et sur l'Eucalyptus *Eucalyptus* (SUAREZ et *al.*, 2000). Nos observations sont approximativement similaires à celles effectuées à Murcia (MARTINEZ, 2002). En Catalogne, selon BOSCH (2011), le Pin d'Alep *Pinus halepensis*, constitue le support des nids de prédilection de cette espèce. Dans la présente étude, la valeur du diamètre interne du nid de l'Aigle botté, varie entre 25 cm et 46 cm, le diamètre externe varie entre 63 cm et 108 cm. La hauteur du nid varie entre 125cm et 210 cm. Nos résultats corroborent ce qui a été rapporté en Espagne, à Bizakaia (ZUBEROGOITIA et *al.*, 2011).

3. 3. Grandeur de la ponte, mensurations des œufs et période d'incubation.

La construction du nid implique un investissement considérable de temps et d'énergie qui pourrait être réaffecté directement à la reproduction si les nids étaient réutilisés, ce qui pourrait augmenter la grandeur de la ponte (REDMOND et *al.* 2007). La grandeur de la ponte de l'Aigle botté varie entre 1 et 2 œufs et rarement 3 (MARTINEZ, 2002, 2007). Nos résultats sont similaires à ceux trouvés à Sierra de Guadarrama (Espagne) où la ponte modale est de 2 œufs (67 %), 1 œuf (25 %) et 3 œufs (8%) (DIAZ-RUIZ et CEBOLLADA BARATAS, 2011). De nombreuses études ont montré que la taille de l'œuf est une variable importante de l'histoire de la vie et qui influence, la survie et le succès de la reproduction (THOMAS 1983 ; STOKLAND et AMUNDSEN, 1988; RUTKOWSKA et CICHON 2005). Nos dimensions biométriques des œufs sont similaires à ce qui a été confirmé en Espagne (GARCIA-DIEU, *in press*).

L'incubation est une partie essentielle de la reproduction des oiseaux (DEEMING, 2002). Elle est une étape énergétiquement coûteuse et prend du temps dans le cycle de reproduction (VLECK 1981, 1982 ; REID et *al.*, 2002). Nos résultats confirment ce qui a été prouvé par les études que la période de l'incubation des œufs chez l'Aigle botté varie de 35 à 38 jours (CRAMP et SIMMONS 1980 ; BEZZEL 1985 ; PERRINS 1987 ; IRIBARREN et RODRIGUEZ ARBEOLA 1988 ; DEL HOYO et *al.*, 1994; MARTINEZ et *al.*, 2005)

3. 4. Succès de la reproduction et taux de mortalité de l'Aigle botté.

Nos résultats relatifs au succès à l'éclosion et au succès à l'envol sont proches de ce qui a été rapporté en Espagne, par MARTINEZ (2006a, 2011). Le taux de poussins à l'envol/nombre de nids a été de 1,297 poussins (n=37). Il est proche de celui relevé à Guadarrama, soit 1,20 poussins (DIAZ, 2006). Il est important par rapport à celui de la vallée delTiétar, soit 1,02 poussins (GARCIA-DIEU et VIÑUELA, 2000). Il est moins important dans le sud de l'Espagne et le nord-est de l'Espagne, Madrid: 1,46 (DIAZ, 2006), Murcia: 1,57 poussins (SANCHEZ et *al.*, 1995), 1,65 poussins (MARTINEZ et *al.*, 2006a), Alto Tajo: 1,70 poussins. (ARROYO, 2003). En Catalogne centrale: 1,82 poussin (BOSCH, 2003).

En Espagne, MARTINEZ et *al.*, (2006a) suggère que, la principale cause de mortalité est la prédation par les carnivores et les hiboux. Dans la présente étude également, des indices de présence de chouettes et hiboux ont été observés (pelotes de rejection). Des cris (hululements) nocturnes de ces rapaces nocturnes ont été souvent entendus. Ils peuvent être l'une des causes de perte des poussins durant toute la période d'étude. Nos résultats sont importants par

rapport à ceux enregistrés à TiétarValley, soit 30,3 % de pertes (GARCIA-DIEU et VIÑUELA, 2000).

Conclusion

Conclusion

Conclusion

La perturbation des milieux naturels par l'homme demeure une menace importante. Le paysage exploité et transformé pendant des milliers d'années a appauvri la nature. Les forêts sont de plus en plus réduites et fragmentées. L'expansion des champs cultivés, notamment des surfaces irriguées aux dépend de zones humides naturelles et bien fonctionnelles sont les principaux facteurs ayant entraîné non seulement les actuels changements climatiques, mais sont également à l'origine des changements constatés dans la composante biotique des écosystèmes, dont l'expansion des rapaces.

Au terme de cette étude, nous pouvons dire que les résultats acquis ont permis d'une part de lever certaines ambiguïtés sur la population des rapaces nichant au Nord-est de l'Algérie. Ils ont permis d'autre part d'améliorer nos connaissances par de nouveaux enseignements sur la biologie et l'écologie de reproduction de ces espèces : densité des nids, chronologie de reproduction, succès de la reproduction, facteurs d'échecs et évolution des populations nicheuses. L'étude de l'avifaune de la région d'étude a permis de caractériser le peuplement avien, en ce qui concerne sa structure et sa composition. En effet, l'avifaune de notre région d'étude est composée de 17 espèces structurées en 4 familles, dominées par les Accipitridés, Falconidés, Tytonidés et Strigidés. Du point de vue répartition, les espèces partagent les différents habitats échantillonnés dans la région d'étude selon leurs affinités écologiques. Cette avifaune montre un taux élevé de sédentarité et nous avons recensé 11 espèces sédentaires, qui représentent 64,70 % du peuplement. Ces dernières ont trouvé les facteurs optimaux pour coloniser la région. Notre région révèle une richesse biogéographique considérable. Les espèces recensées sont subdivisées en 13 types fauniques selon la nomenclature de VOOUS (1960). Les plus importantes sont les espèces du Paléarctique, qui représentent 28,9 % du total de l'avifaune recensée. Ils ont en outre confirmé l'importance que revêtent les ravins et les forêts pour la nidification des espèces à travers une analyse des paramètres de la structure du micro-habitat du nid dans la région d'étude.

Cette étude a mis en avance le statut et quelques aspects de l'écologie des rapaces diurnes en Algérie. Dans un premier lieu, une étude sur Le dénombrement des rapaces diurnes, et l'écologie de la reproduction de l'Aigle botté au cours de trois saisons successives (2013-2014-2015) au niveau de massif forestier de Chettabah (Nord-est de l'Algérie).

Les indices écologiques (richesse spécifique, indice de diversité de Shannon et indice d'équitabilité) sont élevés pendant la période estivale, montrant que le massif forestier du

Conclusion

chettabah joue aussi un rôle important pour l'avifaune estivante dont la majorité est des nicheurs réguliers dans le forêt. Cependant, l'analyse multivariée (analyse factorielle des correspondances) réalisée sur ces mêmes données nous a renseigné que le massif forestier du chettabah est fréquenté d'une manière générale par deux peuplements des rapaces différents, rapaces sédentaires nicheurs et rapaces nicheurs migrateurs.

Nous avons trouvé que l'Aigle botté pond généralement 2 œufs ce qui est connu pour être la ponte modèle chez l'espèce et chez les Accipitridés d'une manière générale. Pour le succès d'éclosion et de l'envol de l'espèce, il était plus ou moins faible durant les deux premières années d'étude, avec la moitié des œufs qui éclosent et le tiers des poussins qui s'envolent.

En Algérie, l'Aigle botté reste une espèce à surveiller vu sa croissance alarmante. Des prospections et des suivis continus des sites de reproduction, comme il a été fait dans cette étude, comptent parmi les mesures les plus importantes. La distribution des colonies ne se fait pas d'une manière aléatoire, car elle dépend de l'étendue et de la qualité des zones propices à l'alimentation et la reproduction de l'espèce.

Pour une meilleure maîtrise de la gestion et de la conservation de l'espèce, il est important de suivre régulièrement l'évolution des populations des rapaces en relation avec les changements des milieux naturels et anthropiques d'une part et d'autre part avec l'évolution des peuplements des rapaces. Des chevauchements de niches écologiques pourraient survenir avec d'autres populations aviaires.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Références bibliographiques

ANDERSEN D. E. 2007. *Survey techniques*. 89-100 in David M. Bird and Keith L. Bildstein. Raptor Research and Management Techniques. 2nd Edition. Raptor research foundation.

ANDERSEN D. E. RONGSTAD O.J. AND MYTTON W.R. 1985. Lines transect analysis of raptor abundance along roads. *Wildl. Soc. Bull.* 13:533–539.

ANDRADE B. et PEÑA H. 1993. Chilean geomorphology and hydrology: response to global change. In "Earth system responses to global change". MOONEY, H. A., E. FUENTES et B. KRONBERG (Eds). Academic Press, San Diego, EEUU, 365 p.

ARCHAUX F. 2002 Avifaune et changement global : aspects méthodologiques et changements à long terme des communautés d'oiseaux dans les Alpes françaises, Thèse de doctorat, Université Montpellier II.

ARROYO B. 2003. Censo de rapaces forestales en el Parque Natural del Alto Tajo. Bioma TBC y Consejería de Medio Ambiente de Castilla-La Mancha. Informe inedito.

AUBOUIN J. et M. DURAND-DELGA M. 1971. Aire méditerranéenne. In *Encyclopaedia Universalis*, 10, p. 743-745. Paris

AUER I. BÖHM R. JURKOVIC A. LIPA W. ORLIK, A. POTZMANN R. SCHÖNER, W. UNGERSBÖCK M. MATULLA C. BRIFFA K. JONES P.D. EFTHYMIADIS D. BRUNETTI M. NANNI T. MAUGERI M. MERCALLI L. MESTRE O. MOISSELIN J.M. BEGERT M. MÜLLERWESTERMEIER G. KVETON V. BOCHNICEK O. STASTNY P. LAPIN M. SZALAI S. SZENTIMREY T. CEGNAR T. DOLINAR M. GAJIC-CAPKA M. ZANINOVIC K. MAJSTOROVIC Z. et NIEPLOVA E. 2007. HISTALP – Historical instrumental climatological surface time series of the greater Alpine region 1760-2003. *International Journal of Climatology*, Vol. 27, 17–46.

AYERS L.W. AND ANDERSON S.H. 1999. An aerial sightability model for estimating Ferruginous Hawk population size. *J. Wildl. Manage.* 63:85–97.

BAGNOULS F. et GAUSSEN H. 1953. Saison sèche et indice xérothermique. *Bull. Soc. Hist. Faculté des sciences, Université De Toulouse*, Vol. 88, pp. 193-240.

BAGNOULS F. GAUSSEN H. 1957. Les climats biologiques et leur classification. *Ann. Géogr. Fr.* LXVI., 335, 193-220.

BAK J. M. BOYKIN K.G. THOMPSON B.C. AND DANIEL D. L. 2001. Distribution of wintering Ferruginous Hawks (*Buteo regalis*) in relation to black-tailed prairie dog (*Cynomys ludovicianus*) colonies in southern New Mexico and northern Chihuahua. *J. Raptor Res.* 35:124–129.

BARBERO M. et QUÉZEL P. 1995. Desertification, desertisation, aridification in the Mediterranean region and "global change". - Pp. 549-569 in: D. Bellan, G. Bonin & C. Emig (eds.), *Functioning and dynamics of natural and perturbed ecosystems*.

Références bibliographiques

- BELDA E. J. FERRANDIS P. and Gil-Delgado J. A. 1995. Clutch size variation and nest failure of the serin *Serinus serinus* in oranges groves. /*Ardeola* 42: 1/10.
- BENDERRADJI M. H. ALATOU D. ARFA A T. BENACHOUR K. 2006. Problèmes de dégradation de l'environnement par la désertification et la déforestation Impact du phénomène en Algérie *NEW MEDIT N.* 4/2006, pp 15-22.
- BENISTON M. 2003. "Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts". *Climatic Change* 59:5-31.
- BENISTON M. DIAZ H. et BRADLEY, R. 1997. "Climatic change at high elevation sites: and overview". *Climatic Change* 36:233
- BENMAMMAR-HASNAOUI H. et BOUNACEUR F. 2019. Inventaire des rapaces diurnes de deux plaines de l'extrême ouest Algérien (Tlemcen). *Revue Agrobiologia* (2019) 9(1): 1360-1371.
- BENNY G. 2005. Guide des rapaces diurnes Europe, Afrique du nord et Moyen Orient, Paris.
- BENSOUILAH T. BRAHMIA H. ZERAOULA A. BOUSLAMA Z. HOUHAMDI M. 2014. Breeding biology of the European Greenfinch *Chloris chloris* in the loquat orchards of Algeria (North Africa). *Zoology and Ecology*, 2014. 9 p.
- BEZZEL E. 1985. *Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Nonpasseriformes*. Wiesbaden: Aula-Verlag.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2000. *Threatened Birds of the World*. Lynx Edicions /Birdlife international, Barcelone /Cambridge
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2009. *Hieraetus pennatus*. En: *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2*. <www.iucnredlist.org>.
- BLENDINGER PEDRO G. CAPLLONCH PATRICIA et EVA ALVAREZ M. 2004. ABUNDANCE AND DISTRIBUTION OF RAPTORS IN THE SIERRA DE SAN JAVIER BIOLOGICAL PARK, NORTHWESTERN ARGENTINA. CC 34, 4107 Yerba Buena, Tucumán, Argentina. *ORNITOLOGIA NEOTROPICAL* 15: 501–512, 2004.
- BLONDEL J. 1975. *À l'analyse des peuplements d'oiseaux À élément d'un diagnostic écologique : la méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (E.F.P.)*. *Rev. écol. Terre et vie*, Vol. 29, (4) : 533 - 589.
- BLONDEL J. FERRY C. ET FROCHOT B. 1981. Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology* 6: 414–420.
- BLOTZHEIM GLUTZ VON U. BAUER K.M. BEZZEL E. 1971. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 4 Falconiformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden p.711-742.
- BOSCH J. 2003. Fenología y parametros reproductivos del Aguila Calzada *Hieraetus pennatus* en Cataluna central (España). *Ardeola*, 50(2), 181–189.
- BOSCH J. 2011. Population and breeding ecology of booted eagle in Catalonia. In I. Zuberogoitia & J.E. Martinez (Eds.), *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors* (pp. 87–92). Bilbao : Diputacion Foral de Bizkaia.

Références bibliographiques

- BOUMAAZA O. 2017. Inventaire et écologie des oiseaux nicheurs dans les Djebels des hauts plateaux de l'Est de l'Algérie Mémoire (doctorat de biologie) UNIVERSITE BADJI MOKHTAR – ANNABA.
- BRIDGEFORD P. AND BRIDGEFORD M. 2003. Ten years of monitoring breeding Lappetfaced Vultures *Torgos tracheliotos* in the Namib-Naukluft Park, Namibia. *Vulture News* 48:3–11.
- BROWN L. H. URBAN E. K. et NEWMAN K. 1982. *The birds of Africa*, Vol. I. Academic Press, London.
- CHAUMONT M. PAQUIN C. 1971. Carte pluviométrique de l'Algérie au 1/500 000, Alger, Société Histoire Afrique Nord, 4 feuilles.
- CLOUGH L. 2001. Nesting habitat selection and productivity of Northern Goshawks in westcentral Montana. *Intermountain J. Sci.* 7:129.
- CRAIGHEAD J.J. AND CRAIGHEAD F.C. 1956. *Hawks, owls, and wildlife*. Stackpole Co., Harrisburg, U.S.A.
- CRAMP S. et PERRINS C.M. 1994. *The Birds of the Western Palearctic Volume VIII*. Oxford University Press, Oxford, New York, 899 p.
- CRAMP S. et SIMMONS K.E.L. 1980. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 2. Hawks to Bustards. Oxford: Oxford University Press.
- DAGET P. 1977. Le bioclimat méditerranéen : caractères généraux, mode de caractérisation. *Vegetatio*, Vol. 34, No. 2, pp. 1 – 20.
- DAJOZ R. 2003. *Précis d'écologie*. Dunod, Paris, 615 p.
- DAJOZ. R. 2006. *Précis d'écologie 8th edn*. Dunod, Paris Numéro 4152 d'Écologie Fondamentale et Appliquée. Gauthier-Villars.
- DARMANGEAT P. 2000. OISEAUX DE MER ET DE RIVAGE, Faune de France, Découverte Nature, ed. Artémis, 127 p.
- DEEMING D.C. 2002. Patterns and significance of egg turning. In D.C. Deeming (Ed.), *Avian incubation: behaviour, environment and evolution* (pp. 161–178). Oxford: Oxford University Press.
- DEKKER D. 1995. Prey capture by Peregrine Falcons wintering on southern Vancouver Island, British Columbia. *J. Raptor Res.* 29:26–29.
- DEL-HOYO J. ELLIOT A et SARGATAL J. (Eds.). 1994. *Handbook of the birds of the World*. Vol. 2. New World Vultures to Guinea-fowl. Spain: Lynx Edicions.
- DIAZ J. 2005. La vida privada del aguila calzada. *Quercus*, 227, 14–21.

Références bibliographiques

- DIAZ J. 2006. El Águila Calzada y su conservación en la Comunidad de Madrid. Fondo para la Investigación y Conservación de los Animales Salvajes y su Habitat FICAS. Madrid.
- DIAZ M. MARTI R. GOMEZ-MANZANEQUE A. et SANCHEZ A. EDS. 1994. Atlas de las Aves nidificantes en Madrid. Sociedad Española de Ornitología y Agencia de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid.
- DIAZ-RUIZ, J. et CEBOLLADA BARATAS F. 2011. Monitoring and conservation of the booted eagle *Aquila pennata* in the Sierra de Guadarrama (central España). In I. Zuberogoitia & J.E. Martínez (Eds.), *Ecología y Conservación de las Rapaces Forestales Europeas* (pp. 93–98). Bilbao : Diputación Foral de Bizkaia.
- Donsker D et Gill F. 2014. IOC World Bird List (v4.3), (Eds).
- EMBERGER L. 1942. Un projet d'une classification des climats du point phytogéographique. *Bull. Soc. D'Hist. Nat. Toulouse*, Vol. 11, p. 97-124.
- EMBERGER L. 1955. Une classification biogéographique des climats. *Rev. Trac. Bot. Géol. Zool. Fase. Sci. Montpellier*, série botanique: 343p.
- ESTRADA J. PEDROCCHI V. BROTONS L. et HERRANDO S. 2004. Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002. Institut català d'ornitologia et Lynx Edicions : 160-183.
- FELIPE ZILIO. ALAN BOLZAN. ANDRE DE MENDONÇA-LIMA. CRISTIANE OLIVEIRA DA SILVA. LAURA VERRASTRO AND MARCIO BORGES-MARTINS. 2013. Raptor assemblages in grasslands of Southern Brazil: species richness and abundance and the influence of the survey method. 91501–970 Rio Grande do Sul, Brazil *Zoological Studies* 2013, 52:27.
- FERGUSON-LEES J et CHRISTIE DAVID A. 2001. *Raptors of the world*. Christopher Helm, London, U.K.
- FERGUSON-LEES J. AND CHRISTIE D. 2014. *Rapaces diurnes du monde*. Ed. Delachaux et Niestlé SA, Paris. 320 p.
- FERRY C. FROCHOT B. 1970. L'avifaune nidificatrice d'une forêt de chênes pédonculés en Bourgogne : étude de deux successions écologiques. *Terre et Vie*, 24 : 153-250.
- FORSMAN D .1999. *THE Raptors of Europe and the Middle East* .T et A .D.oyser; London.
- FRONTIER S. PICHOD-VIALE D. LEPRETRE A. DAVOULT D. et LUCZAK CH. 2004. *Ecosystèmes. Structure, Fonctionnement, Evolution*. Ed. Dunod, Paris, 549 p.
- FULLER M.R. et MOSHER J.A. 1987. Raptor survey techniques. In Giron Pendleton, B.A., Millsap, B.A. Cline. K.W. et Bird, D.M. (eds) *Raptor Management Techniques Manual*: 37–65. Baltimore: National Wildlife Federation.
- GALLARDO M. AUSTRUY C. COCHET G. SERIOT NERI F. TORRÉ J et THIBAUT .C. 1987. GESTION DES POPULATIONS DE GRANDS RAPACES :*Rev. Ecot. (Terre Vie)*, Suppl.4, 1.
- GARCIA-DIOS I.S. 2003. Siblicide and cannibalism in the Booted Eagle (*Hieraetus pennatus*)

Références bibliographiques

in the Tietar valley, Central Spain. *Journal of Raptor Research*, 37(3): 261.

GARCIA-DIOS I.S. 2014. Booted Eagle (*Hieraaetus pennatus*). In A. Salvador & M.B. Morales (Eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Madrid : Museo Nacional de Ciencias Naturales.

GARCIA-DIOS I.S. et VINUELA J. 2000. Efectos de la gestion forestal sobre el exito reproductor del Aguililla Calzada (*Hieraaetus pennatus*) en el valle del Tietar. *Ardeola*, 47, 183–190.

GARNER H .D. AND BEDNARZ J. C. 2000. Habitat use by Red-tailed Hawks wintering in the Delta Region of Arkansas. *J. Raptor Res.* 34:26–32.

GARRETT M.G. WATSON J.W. AND ANTHONY R.G. 1993. Bald Eagle home range and habitat use in the Columbia River estuary. *J. Wildl. Manage.* 57:19–27.

GARZON J. 1974. Contribución al estudio del status, alimentación y protección de las falconiformes en España Central. *Ardeola*, 19: 279-330
GOSSELIN (M.), LAROUSSINIE (O.), coordinateurs. *Biodiversité et gestion forestière : connaître pour préserver. Synthèse bibliographique*. GIP Ecofor ; Antony : Cemagref Éditions, 2004. 320 p.

GLUTZ VON BLOTZHEIM U. BAUER K.M. BEZZEL E. 1971. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 4 Falconiformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden p.711-718
HIRALDO F.

GONZALEZ GRANDE J. L. 1987. *Las Rapaces Ibéricas*. Centro de Fotografía de la Naturaleza, Madrid.

GRABHERR G. GOTTFRIED M. et PAULI H. 1994. "Climate effects on mountain plants". *Nature* 369:448.

GRAGERA DIAZ F. 1994. *Las aves de presa en la provincia de Badajoz*. Ayuntamiento de Zafra (Badajoz).

HADJADJ M F. 2011. Apport des SIG et des images satellites pour la cartographie numérique de la forêt du Chettabah (Wilaya de Constantine) (Modélisation climatique et classification) *Memoire Magister*. Universite El-Hadj Lakhdar Batna. 49-64.

HAFNER H. BOY V. GORY G. 1982. « Feeding methods, flock size and feeding success in the little egret *Egretta garzetta* and the squacco heron *Ardeola ralloides* in Camargue, Southern France ». *Ardea* 70, P: 45-54.

HAGEMEIJER W. J. M. et BLAIR M. J. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds - their Distribution and Abundance*. T . & A.D. Poyser, London. ISBN 0-85661-091-7.

HARGIS C. D. AND WOODBRIDGE B. 2006. A design for monitoring Northern Goshawks at the bioregional scale. *Stud. Avian Biol.* 31:274–287.

HARMATA A.R. PODRUZNY K.M. ZELENAK J.R. AND MORRISON M.L. 2000. Passage rates and timing of bird migration in Montana. *Am. Midl. Nat.* 143:30-40.

HASNAOUI O. 2008. *Contribution à l'étude de l'avifaune de la région de tlemcen*.

Références bibliographiques

- HENNEMAN C. MCLEOD M. A. et ANDERSEN D. E. 2007. Red-Shouldered Hawk Occupancy Surveys in Central Minnesota, USA. *Journal of Wildlife Management* 71(2):526-533.
- HIRALDO F. DONAZAR J.A. CEBALLOS O. TRAVAINI A. BUSTAMANTE J. AND FUNES M. 1995. Breeding biology of a Grey Eagle buzzard population in Patagonia. *Wilson Bull.* 107:675–685.
- IRIBARREN J.J. et RODRIGUEZ A.A. 1988. Sobre la biología del Aguila Calzada *Hieraaetus pennatus* (Gmelin, 1788) en Navarra. *Publicaciones de Biología de la Universidad de Navarra, Serie Zoologica*, 17, 3–27.
- ISENMANN P. et MOALI A. 2000. *Oiseaux d'Algérie*. Paris: SEOF.
- JACOBSON M. J. AND HODGES J. I. 1999. Population trend of adult Bald Eagles in southeast Alaska, 1967–97. *J. Raptor Res.* 33:295–298.
- JANES S. W. 1984. Influences of territory composition and interspecific competition on Redtailed Hawk reproductive success. *Ecology* 65:862–870.
- JIMENEZ-FRANCO M.V. MARTINEZ J.E. ET CALVO J.F. 2014a. Patterns of nest reuse in forest raptors and their effects on reproductive output. *J. Zool.*, 292(1), 64–70. DOI: 10.1111/jzo.12085.
- JIMENEZ-FRANCO M. V. MARTINEZ J. E. PAGAN I. CALVO, J. F. 2013. Factors determining territory fidelity in a migratory forest raptor, the Booted Eagle *Hieraaetus pennatus*. *Journal of Ornithology*, 154 (1): 311-318.
- KALTENECKER G. S. STEENHOF K. BECHARD M. J. AND MUNGER J. C. 1998. Winter foraging ecology of Bald Eagles on a regulated river in southwest Idaho. *J. Raptor Res.* 32:215–220.
- KERLINGER P. AND LEIN M.R. 1988. Population ecology of Snowy Owls during winter on the Great Plains of North America. *Condor* 90:866–874.
- KERLINGER P. 1989. *Flight Strategies of Migrating Hawks*. University of Chicago Press, Chicago.
- LAALA A. ALATOU J. ADIMI A. 2016. Apport Des Images Satellites MODIS Dans L'étude De L'évolution De La Végétation Forestière De l'Est Algérien. *European Scientific Journal* 12(20):19. DOI: 10.19044/esj.2016.v12n20p206.
- LACK D. 1966. *Population studies of birds*. Oxford, Clarendon Press.
- LAFERRERE M. 1968. Ornithological observations at Tassili des Ajjers. *Alauda*, 36: 260-273.
- LAVOREL S. CANADELL I. RAMBAL S. et TERRADAS J. 1998. Mediterranean terrestrial ecosystems: research priorities on global change effects. - *Global Ecol. Biogeogr. Letters* 7: 157-166.
- LEBOURGEOIS F. ULRICH E. 2010. Forest trees phenology in the French Permanent Plot Network (Renecofor, ICP forest network). In : “Forests, Carbon Cycle and Climate Change”. Chapter 8, pp. 158-171 / edited by Denis Loustau. Versailles : Édition Quae, 2010 (Collection

Références bibliographiques

UpDate Sciences and Technologies.

LUCIDO M. 1972. Climatologie et hydroclimatologie du HODNA, (Algérie). F.A.O. Rome.

MANOSA S. REAL J. AND CODINA J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's Eagle in Catalonia. *J. Raptor Res.* 32:208–214.

MARRE A. QUINIF Y. LAHONDERE J.C. et VILA J.M. 1977. Le relief karstique et la géologie du versant Nord du Djebel Zouaoui (Constantine, Algérie). *Méditerranée*, 29(2), 45–54.

MARTI R. et DEL-MORAL J.C. (Eds). 2003. Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza. Madrid : Sociedad Espana de Ornitología.

MARTIN T.E. 1982. Selection of Second-Growth Woodlands by Frugivorous Migrating Birds in Panama: An Effect of Fruit Size and Plant Density? *Journal of Tropical Ecology*. No. 2 (May, 1982), pp. 157-170.

MARTIN T. GEUPEL E. 1993. Nest predation and nest sites: new perspectives on old patterns. *Bioscience* 43: 523–532.

MARTINEZ J.E. 2002. Ecología del Águila Calzada (*Hieraaetus pennatus*) en ambientes mediterráneos. Ph.D. Thesis. Murcia, Spain: University of Murcia.

MARTINEZ J.E. PAGAN I. et CALVO J.F. 2006a. Factors influencing territorial occupancy and reproductive output in the Booted Eagle (*Hieraaetus pennatus*). *Ibis*, 148(4), 807–819.

MARTINEZ J.E. PAGAN I. et CALVO J.F. 2006b. Interannual variations of reproductive parameters in a booted eagle (*Hieraaetus pennatus*) population: the influence of density and laying date. *Journal of Ornithology*, 147(4), 612–617.

MARTINEZ J.E. PAGAN I. JIMENEZ-FRANCO M.V. et CALVO J.F. 2011. Ecology of the booted eagle in semiarid Mediterranean landscapes. In I. Zuberogitia & J.E. Martinez (Eds.), *Ecology and conservation of European forestdwelling raptors* (pp. 226–233). Bilbao: Diputacion Foral de Bizkaia.

MARTINEZ J.E. PAGAN I. PALAZON J.A. et CALVO J.F. 2007. Habitat use of booted eagles (*Hieraaetus pennatus*) in a Special Protection Area: implications for conservation. *Biodivers. Conserv.*, 16, 3481–3488.

MARTINEZ R. ORTUÑO A. VILLALBA J. LOPEZ J.M. CORTES F. ET CARPENA F.J. 1997. [Atlas of the birds of Jumilla-Yecla]. CAM. Consejería de Medio Ambiente de la Región de Murcia. Ayuntamientos de Jumilla y Yecla.

MARTINEZ J.E. ET CALVO J.F. 2005. Prey partitioning between mates in breeding Booted Eagles (*Hieraaetus pennatus*). *J. Raptor Res.* 39: 159–163.

MARTINEZ-ABRAIN A. GONZALEZ-SOLIS J. PEDROCCHI V. GENOVART M. ABELLA J.C. RUIZ X. JIMENEZ J. ET ORO D. 2003. Kleptoparasitism, disturbance and predation of yellowlegged gulls on Audouin's gulls in three colonies of the western Mediterranean. *Scientia Marina* 67: 89–94.

Références bibliographiques

- MCLEOD M.A. AND ANDERSEN D.E. 1998. Red-shouldered Hawk broadcast surveys: factors affecting detection of responses and population trends. *J. Wildl. Manage.* 62:1385–1397.
- MEBARKI A. 2005. Hydrologie de l'Est algérien, directeur projet hydraulique. Université Mentouri de Constantine, Laboratoire LDVRP. Constantine, ABH-CSM, 22 mars 2005. 24-360 P.
- MEGREROUCHE R. et KORICHI N. 2003. Impact des incendies sur la régénération du chêne vert (*Quercus ilex*) et le pin d'Alep (*Pinus halpensis*) de la forêt domaniale de Chettabah. Thèse ingénieur en Ecologie forestière, Faculté des sciences, Université de Constantine. Pages 73+ Annexes.
- MESSABHIA S. 2019. Inventaire et écologie des rapaces de la région d'Oum El Bouaghi. THÈSE doctorat Université Larbi Ben M'hidi d'Oum El-Bouaghi.
- MICHEL T. 2006. Mise à jour de la liste des mammifères sauvages du Maroc. *Go-South Bull.* 2006. 3, 6-9. Go-South, all rights reserved.
- MOALI A. et GACI B. 1992. Les rapaces diurnes nicheurs en Kabylie. *Alauda* 60 : 164-169.
- MULLER Y. 1985. L'avifaune forestière nicheuse des Vosges du Nord. Sa place dans le contexte médio-européen. Thèse Doctorat sci., Univ. Dijon, 318 p.
- NEWTON I. 1979. Population ecology of raptors. Berkhamsted: T. and A.D. Poyser.
- NISBET, I. C. T. ET HATCH, J. J. 1999. Consequences of a female-biased sex-ratio in a socially monogamous bird: female-female pairs in the Roseate Tern *Sterna dougallii*. *Ibis* 141: 307-32.
- OKPILIYA. F.I. 2012. Ecological Diversity Indices: Any hope for one again? *Journal of Environment and Earth Science*. Vol. 2, No. 10.
- OLSON C.V. AND ARSENAULT D.P. 2000. Differential winter distribution of Rough-legged Hawks (*Buteo lagopus*) by sex in western North America. *J. Raptor Res.* 34:157–166.
- OUELMOUHOUB S. 2005. *Gestion multi-usage et conservation du patrimoine forestier : cas des subéraies du Parc national d'El Kala (Algérie)*. Mémoire (Master of Science) : CIHEAM-IAMM, Montpellier (France). 128 p. Mention publicatio.
- PALOMINO D et CARRASCAL L. M. 2007. Habitat associations of a raptor community in amosaic landscape of Central Spain under urban development. *Landscape and Urban Planning* 83, 268-274.
- PEREZ CHISCANO J. L. 1974. Sumario informe sobre alimentación de rapaces en el noreste de la provincia de Badajoz. *Ardeola*, 19 (2): 331-336.
- PERRINS, C.H. 1987. *Birds of Britain and Europe*. London: Harper Collins.
- PINASSEAU M. 2015. Mémoire (doctorat de biologie) les intoxications des rapaces dues aux activités humaines en France, Université Paul-Sabatier de Toulouse.
- PREMUDA G. BAGHINO L. GUILLOSSON T. JARDIN M. TIRADO M. and ESTELLER V. 2007. A Remarkable case of circuitous autumn migration of the Booted Eagle *hieraaetus pennatus*

Références bibliographiques

through the Western and central Mediterranean. *Ardeola* 54(2), 2007, 349-357.

PRODON R ET LEBRETON J D. 1981. breeding avifauna on a mediterranean succession : the Holm oak and oak series in the eastern pyrenees, 1. Analysis and modeling. *Oikos* 37 : 21-38.

QUEZEL P. et MEDAIL F. 2003. *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, Paris. 135.

RALPH C. J. GEUPEL G. R. PYLE P. MARTIN T. E. AND DESANTE D. F. 1993. *Handbook of field methods for monitoring land birds. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-*

REBECCA D.M. 2003. Smith "Raptor assemblage, abundance, nesting ecology, and habitat characteristics under intensive forest management in the Central Appalachian Mountains" (2003). Graduate Theses, Dissertations, and Problem Reports. 1772.

REDMOND L.J. MURPHY M.T. et DOLAN A.C. 2007. Nest reuse by Eastern Kingbirds: adaptive behavior or ecological constraint? *Condor*, 109(2), 463–468.

REID J.M. MONAGHAN P. et NAGER R.G. 2002. Incubation aviaire: écologie, évolution et énergétique (éd DC Deeming) (pp. 314–325). Oxford : Oxford University Press.

REJT L. 2001. Feeding activity and seasonal changes in prey composition of urban Peregrine Falcons *Falco peregrinus*. *Acta Ornithologica* 36:165–169.

RIVAZ-MARTINEZ S. 2005. Avances en Geobotánica. Discurso de Apertura del Curso Académico de la Real Academia Nacional de Farmacia del año.

ROCAMORA G et YEATMAN-BERTHELOT D. 1999. Oiseaux menaces et à surveiller en France liste rouge et priorités. Société d'études en ornithologie de France et LPO, Paris.

RODRIGUEZ-ESTRELLA R. DONAZAR J.A. et HIRALDO F. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology*, 12, 921–925.

ROLLAND C. SCHUELLER J. 1994. Croissance comparée du pin à crochets et de l'épicéa (*Pinus uncinata* Ram et *Picea abies* Karst) sur dalle calcaire karstifiée en moyenne montagne tempérée (Vercors, France). *RGA* 83, 17.

ROSS B.D. KLUTE D.S. KELLER G.S. YAHNER R.H. & KARISH J. 2003. Inventory of birds at six national parks in Pennsylvania. *J. PA Acad. Sci.* 77:20–40.

RUTKOWSKA J. et CICHON M. 2005. Egg Size, Offspring Sex and Hatching Asynchrony in Zebra Finches *Taeniopygia guttata*. *J. Avian Biol.*, 36(1), 12–17. DOI: 10.1111/j.0908-8857.2005.03469.x.

SALA O. E. CHAPIN III FS. ARMESTO J. J. BERLOW E. BLOOMFIELD J. DIRZO R. HUBER-SANWALD E. HUENNEKE L. F JACKSON R. B. KINZIG A. LEEMANS R. LODGE D. M. MOONEY H. A. OESTERHELD M. LEROY POFF N. SYKES M. T WALKER B. H. WALKER M. & WALL D. H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. - *Science* 287: 1770-1774.

Références bibliographiques

- SANCHEZ-ZAPATA J.A. CARRETE M. GRAVILOV A. SKLYARENKO S. CEBALLOS O. DONAZAR J. A. et HIRALDO F. 2003. Land use changes and raptor conservation in steppe habitats of Eastern Kazakhstan. *Biological Conservation* 111, 71-77.
- SANCHEZ-ZAPATA J.A. SANCHEZ M.A. CALVO J.F. et ESTEVE M.A. 1995. Ecología de las Aves de Presa de la Región de Murcia. Murcia: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia.
- SELTZER P. 1946. Le climat de l'Algérie. Trav. Inst. Météorol. Phys.Globe, Alger, Vol. 1, 219 p.
- SIBLEY C G. COMSTOCK J A. ET AHLQUIST J E. 1990. DNA hybridization evidence of hominoid phylogeny: A reanalysis of the data. *Journal of Molecular Evolution* volume 30, pages 202–236 (1990).
- SIMBERLOFF D. 1998. Flagships, umbrellas and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? *Biol. Conserv.*, 83, 247–257. DOI: 10.1016/S0006-3207(97)00081-5.
- SORLEY C. S. AND ANDERSEN D. E. 1994. Raptor abundance in south central Kenya in relation to land-use patterns. *Afr. J. Ecol.* 32:30–38.
- STICHMANN-MARNY U. KRETZCHMAN E. ET STICHMANN W. 1997. guide vigot de la faune et de la flore. Vigot. p8.m.
- STOKLAND J.N ET AMUNDSEN T. 1988. Initial size hierarchy in broods of the shag: Relative significance of egg size and hatching asynchrony. *The Auk*, 105, 308–315.
- SUAREZ S. BALBONTIN J. ET FERRER M. 2000. Nesting habitat selection by booted eagles *Hieraaetus pennatus* and implications for management. *J. Appl. Ecol.*, 37, 215–223.
- TANOR FALL. 2001. ETUDE SUR LA COLLECTE ET L'ANALYSE DES DONNEES SUR LES PRODUITS FORESTIERS NON LIGNEUX AU SENEGAL 4 :37 CE-FAO (1998-2001).
- TELAILIA S. 2014. Etude des oiseaux marins et côtiers du Nord Est Algérien : écologie et biologie de la reproduction et impact de l'environnement sur les espèces nicheuses. Thèse de doctorat, université Chadli Ben Jedid El-Tar.
- THIOLLAY J. M. BRETAGNOLLE V. 2004. Rapaces nicheurs de France. Delachaux et Niestlé, 175pp.
- THOMAS C.S. 1983. The relationship between breeding experience, egg volume and reproductive success of the kittiwake *Rissa tridactyla*. *Ibis*, 125, 567–574. DOI: 10.1111/j.1474-919X.1983.tb03151.x.
- TUCKER G .M. et HEALTH M .F. 1994. bird in Europe: their Conservation status. Birdlife Conservation Series n°3. Birdlife International, Cambridge.
- TUULEA EET. TUULEA AARNE AND LIHMUS ASKO. 2011. Fifty-year dynamics in a temperate raptor assemblage. *Estonian Journal of Ecology*, 2011, 60, 2, 132–142. doi: 10.3176/eco.2011.2.04.

Références bibliographiques

- URIOS V. ESCOBAR J.V. Pardo, R. et Gomez J.A. 1991. Atlas de las Aves nidificantes de la Comunidad Valenciana. Valencia: Conselleria d'Agricultura i Pesca. Generalitat Valenciana.
- VERNET R. 1995. Climats anciens du nord de l'Afrique. Edition l'Harmattan, pages 180. ISBN : 2-7384- 3332-4.
- VIADA C. 1996. Plan de Conservación de las rapaces de Baleares (1992-1994). Pp. 285-291.En: Muntaner, J., Mayol, J. (Eds.). *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, 1994. Monografía nº 4. SEO/Birdlife. Madrid.
- VIADA C. et DE-PABLO F. 2009. Cens d'aguila Calcada *Hieraetus pennatus* a Balears al 2009 i estat de Conservacio). Anuari Ornitológic de les Balears, 24, 1–15.
- VILA J. M. 1977. Notice explicative de la carte géologique de l'Algérie. E : 1/50 000. Feuille nº92 de Boussellem.
- VINUELA J. 1997. Road transects as a large-scale census method for raptors: the case of the Red Kite *Milvus milvus* in Spain. *Bird Study* 44:155–165.
- VLECK C.M. 1981. Energetic cost of incubation in the Zebra Finch. *Condor*, 83, 229–237. DOI: 10.2307/1367313.
- VLECK C.M. 1982. Hummingbird incubation : female attentiveness and egg temperature. *Oecologia*, 51(2), 199–205. DOI: 10.1007/BF00540601.
- VOOUS K.H. 1960. Atlas of European birds. Ed. Elsevier, Amsterdam, 264.
- WATSON P J. 1991. Multiple paternity as genetic bet-hedging in female sierra dome spiders, *Linyphia iitigiosa* (Linyphiidae). Cornell University, Ithaca, New York 14853-2702, U.S.A. *Anita. Behav.*, 1991, 41,343-360.
- WHITE G. SHENK, T. et BURNHAM K. 1995. Sampling-variance effects on detecting density dependence from temporal trends in natural populations. *Ecological Monographs* 68: 445-463.
- WILLIAMS C. K. APPLGATE R. D. LUTZ R.S. AND RUSCH D. H. 2000. A comparison of raptor densities and habitat use in Kansas cropland and rangeland ecosystems. *J. Raptor Res.* 34:203–209.
- YAHNER R.H. AND ROHRBAUGH R.W.J. 1998. A comparison of raptor use of reclaimed surface mines and agricultural habitats in Pennsylvania. *J. Raptor Res.* 32:178–180.
- YEATMAN-BERTHELOT D. ET JARRY G. 1991. Atlas des oiseaux en France en hiver. Société d'études ornithologiques de France.
- YOSEF R. BOULOS J. AND TUBBESHAT O. 1999. The Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) at Dana Nature Reserve, Jordan. *J. Raptor Res.* 33:341–342.
- ZOUAIDIA H. 2006. Bilan des incendies de forêts dans le Nord-est algérien cas des wilayas de Mila, Constantine, Guelma et Souk-Ahras, Mémoire (Magistère en Ecologie et Environnement) Université Mentouri de Constantine.

Références bibliographiques

ZUBEROGOITIA I. CASTILLO I. ZABALA J. IRAETA A. ET AZKONA A. 2011. Population trends of diurnal forest raptors in Biscay. In I. Zuberogoitia & J.E. Martinez (Eds.), Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors (pp. 70–80). Bilbao: Diputacion Foral de Bizkaia.

Sites internet :

Source : <http://pascale-menetrier-delalandre.eklablog.com>.

Source : http://tpe.cvol.free.fr/partie_1.html.

Source : oiseaux.net

Résumé

L'objectif de la présente étude était d'une part; dénombrement les espèces des rapaces diurnes et nocturnes de la région de Constantine et d'autre part l'étude de la biologie de la reproduction de l'Aigle botté (*Hieraaetus pennatus*).

Durant la période qui s'étale de 2013 à 2015, dix-sept (17) espèces de rapaces ont été inventoriés et suivis, 11 espèces sédentaires nicheuses et 6 espèces nicheuses migratrices. Les espèces observées sont réparties sur 4 familles et 2 ordres (Falconiformes et Strigiformes). L'ordre des falconiformes est représenté par 82 % de la richesse totale. La famille la mieux représentée de cet ordre est celle des Accipitridae avec 10 espèces, les Falconidae occupent la deuxième place avec 4 espèces. L'ordre des Strigidae quant à lui est représenté par trois espèces, réparties sur deux familles.

Le statut et le succès de la reproduction d'Aigles bottés (*Hieraaetus pennatus*) en massif forestier de chettabah, et les facteurs affectant leur conservation en Algérie ont été étudiés durant la période 2013-2015. Dans ce travail nous avons effectué un suivi des colonies d'Aigles bottés dont on a pris les différents paramètres de la reproduction, la hauteur des nids, la densité et le type de végétation utilisé comme support, dimension de nids, mensurations des œufs, succès de la reproduction et d'éclosion, croissance et survie des poussins. Au cours de cette étude, la période de ponte a été entre mi- avril jusqu'à le début du mois de mai, commençant ainsi une semaine plus tôt en 2013 par rapport à 2014. La grandeur de ponte varie entre 1 et 2 à 3 œufs avec une grandeur de ponte modale a 2 œufs (67,6%). 1 œuf (27%) et 3 œufs (5,4%), la grandeur de ponte moyenne est de (2.66 ± 0.48) œufs ($N = 37$ nids), au total de 63 œufs, 55 œufs sont éclos dont la moyenne (54.22 ± 2.36) en 2013 avec (90%) (54.11 ± 2.88) en 2014 avec (76,19%) (51.77 ± 2.04) en 2015 avec (84 %), le succès à l'éclos ne montre aucune différence significative en fonctions les trois années de suivies. Le taux de mortalité moyenne est de 13,75%, la principale cause de mortalité est la prédation par les carnivores et les hiboux, la présente étude vise (1) enquête, site de nidification de sélection, et prouve la première nidification réussie de l'Aigle botté et faire le suivie phénologique et sa biologie de reproduction dans une colonie d'Afrique du Nord (2) la comparaison en Europe méridionale et en Afrique du Nord.

Mots clés: Aigle botté ; biologie de la reproduction; facteur écologique; forêt.

Abstract

We aim in this study to illustrate the spatio-temporal patterns of diurnal and nocturnal raptor populations across Constantine Province in northeastern Algeria, with a special focus on the breeding biology of the booted eagle (*Hieraaetus pennatus*).

During two consecutive years from 2013 to 2015, we survived 17 raptor species belonging to 4 families and 2 orders. Eleven (11) species were resident breeders and 6 were migrant breeders. The order Falconiformes is the most important with 82% of the total species richness. Among raptors families, the Accipitridae is the most important with 10 species followed by falcons (4 species). Finally, the family Strigidae was represented by two species belonging to two families.

The breeding biology of the booted eagle (*Hieraaetus pennatus*) nesting at the forested area of Chettabah and driver factors that affected its conservation status in Algeria has been also investigated. Several breeding characteristics of the booted eagle colonies have been investigated such as nests elevations, density and diversity of the vegetation cover, nest types, nests and eggs measurements, and the breeding output (clutch size, hatching success and fledging success). During the study period, the first egg laying date was advanced in 2013 (mid-April) compared to 2014 (first-May). Mean clutch size was $(2.66 \pm 0.48, N = 37 \text{ nests})$, ranged between 1 egg and 3 eggs per nest. Nests with 1 egg are the most abundant (67.6% of total nests) followed by nests with 2 eggs (27%) and finally nests with 3 eggs (5.4%). Among the 63 eggs, 55 were hatched (90%). Hatching success did not vary significantly across years (90% in 2013, 76.19% in 2014, and 84% in 2015). Mortality rates was 13.75%, the main cause of this mortality is predation by other carnivorous or true owls. Our study is the first that provide nesting success of the booted eagle in North Africa and investigated its breeding biology.

Keywords: booted eagle; breeding biology; ecological factors, forest.

المخلص:

الهدف من هذه الدراسة هو التعرف و إحصاء أنواع الطيور الجارحة النهارية والليلية في منطقة قسنطينة من ناحية، و دراسة البيولوجيا التناسلية للعقاب مسيرة صغرى (*Hieraaetus pennatus*) .

خلال الفترة من 2013 إلى 2015، تم جرد سبعة عشر (17) نوعًا من الطيور الجارحة ومراقبتها، و 11 نوعًا مستقرًا و 6 أنواع مهاجرة. تتوزع الأنواع التي تمت ملاحظتها على 4 عائلات ورتبتين الصقريات والبوميات. تمثل رتبة الصقريات نسبة 82% من إجمالي عائلات الجوارح. أفضل عائلة تمثيلية من هذا الترتيب هي عائلة الصقريات التي تضم 10 أنواع ، وتحمل العقاب المرتبة الثانية ب 4 أنواع. يتم تمثيل رتبة البومة بثلاثة أنواع مقسمة إلى عائلتين.

تمت دراسة حالة عقاب مسيرة صغرى (*Hieraaetus pennatus*) ونجاح تكاثرها في غابة الشطابة ، والعوامل التي تؤثر على صونها في الجزائر خلال الفترة 2013, 2014 و 2015. في هذا العمل ، تابعنا مستعمرات النسور الممثلة التي أخذنا منها معاملات التكاثر المختلفة ، ارتفاع الأعشاش ، الكثافة ونوع الغطاء النباتي المستخدم كدعم ، حجم الأعشاش ، قياسات البيض ، نجاح التكاثر والفسس ، النمو. وبقاء الكتاكيت على قيد الحياة. خلال هذه الدراسة ، كانت فترة التفريخ بين منتصف أبريل وحتى بداية ماي ، وبالتالي بدأت قبل أسبوع واحد في عام 2013 مقارنة بعام 2014. ويتراوح حجم التفريخ بين 1 و 2 إلى 3 بيضات مع حجم وضع بيضتين (67.6) بيضة واحدة (27%) و 3 بيضات (5.4%) ، متوسط حجم البياض (0.48 ± 2.66) بيضة (N = 37 عش) ، بإجمالي 63 بيضة ، تم فقس 55 بيضة متوسطها (2.36 ± 54.22) في عام 2013 بنسبة (90%) (2.88 ± 54.11) في عام 2014 بنسبة (76.19%) (2.04 ± 51.77) في عام 2015 بنسبة (84%) ، ولا يُظهر نجاح الفقس أي فرق كبير في الوظيفة على مدار السنوات الثلاث للمتابعة. متوسط معدل الوفيات هو 13.75% ، والسبب الرئيسي للوفاة هو الافتراض من قبل الحيوانات آكلة اللحوم والبوم ، وتهدف الدراسة الحالية إلى (1) التحقيق ، واختيار موقع التعشيش ، وإثبات أول تعشيش ناجح للعقاب المسيرة الصغرى وإجراء المتابعة الفينولوجية وبيولوجيا التكاثر في مستعمرة شمال إفريقيا (2) المقارنة في جنوب أوروبا وشمال إفريقيا.

كلمات مفتاحية : عقاب مسيرة صغرى؛ بيولوجيا الإنجاب؛ العامل البيئي؛ الغابة.

BREEDING BIOLOGY OF BOOTED EAGLE *Hieraaetus pennatus* (Gmelin, JF, 1788): THE FIRST STUDY IN NORTH AFRICA

ISSAM BOUCHAHDANE^{1*}, MOHAMED BOUKHEMZA², KARIM SOUTTOU¹, AREZKI DERRIDJ²

¹Department of Agronomy, Faculty of Science of Nature and Life, University of Djelfa, 17000 Djelfa, Algeria; e-mail: ibouchahdan@gmail.com

²Earth Biology and Ecology Laboratory, Faculty of Biological and Agricultural Sciences, Mouloud Mammeri University of Tizi Ouzou, B.P. 17 R.P., DZ, 15000, Algeria

* Author for correspondence

Abstract

Bouchahdane I., Boukhemza M., Souttou K., Derridj A.: Breeding biology of booted eagle *Hieraaetus pennatus* (Gmelin, JF, 1788): the first study in North Africa. *Ekológia* (Bratislava), Vol. 38, No. 4, p. , 2019.

Knowledge and study of breeding birds' biology is essential to understand the dynamic, assess productivity and identify threats. The population of booted eagles (*Hieraaetus pennatus*) was studied during three consecutive breeding seasons (2013–2015) in the Chettabah forest. Each year, arrivals of Booted eagles are recorded during March (15 individuals in 2013, 12 in 2014 and 11 in 2015). For the three years of study, the mean breeding pair's density was $1.23 \pm 0.153/\text{km}^2$, incubation period ranged from 33 to 38 days, whilst the frequency distribution of clutch size was 67.6% for 2 eggs, 27% for 1 and 5.4% for 3. Amongst the 63 eggs monitored, 55 hatched. No significant variation in hatching rate was observed during the 3 years (90% in 2013, 76.19% in 2014 and 84% in 2015). The comparison of breeding parameters with those reported in Spain showed a noticeable similarity. Further investigations should be conducted to improve the provision of information to support sound management interventions of this North African population.

Key words: booted eagle, paired density, breeding biology, forest, North Africa.

Introduction

Raptors are at the top of their food chain and are considered to be biologically important and environmentally sensitive (Olendorff et al., 1989) and ecosystem health indicators (Newton, 1979; Donázár et al., 2002; Sergio et al., 2005). They act as a conservation flagship (Simberloff, 1998).

The booted eagle is a summer resident in southern Europe, although some individuals winter in the Mediterranean Basin (Martínez, Sánchez-Zapata, 1999; Baghino et al., 2007). The booted eagle *Aquila pennata* is mainly a trans-Saharan migratory species, but some in-

dividuals overwinter in Southern Europe and North Africa (Zalles, Bildstein, 2000; Thévenot et al., 2003).

The majority of the population migrates to tropical Africa through the Strait of Gibraltar and the Bosphorus (Cramp, Simmons, 1980). Migratory routes remain poorly known, with one study based on one individual tracked by satellite telemetry published to date (Chevallier et al., 2010). The booted eagle *Hieraetus pennatus* is considered 'rare' in Europe, where it breeds in Western Europe (France, Portugal and Spain) and Eastern Europe (most of them in Russia, Turkey and Ukraine) with several thousands of couples (Garcia-Dios, 2014).

Very few biological aspects of the booted eagle are known, and this species is considered one of the least known of all European raptor (Suárez et al., 2000; Bosch et al., 2005). Although some scientific studies have been focused on the habitats (Suárez et al., 2000; Díaz, 2005; Martínez et al., 2007) in North Africa, studies on raptors, amongst them, the booted eagle, are rare, which are mostly conducted on distribution and inventories, and a few phenological studies are also conducted (Isenmann, Moali, 2000; Thévenot et al., 2003; Isenmann et al., 2005), but there was no work on raptors breeding biology, especially the booted eagle. The present work on the breeding of several pairs of the booted eagle in the mountain ranges of Constantinois (Algeria) provided the first contribution to the study of the breeding biology of this species in North Africa.

Material and methods

Study area

Field data were collected from the Chettabah forest (24 000 h), province of Constantine (36°18' to 36°21' N; 6°26' and 6°30' E), which is located in the centre East of Algeria, about 245 km from the Algerian–Tunisian borders, 431 km from the capital Algiers to the west, 89 km from Skikda to the north (the Mediterranean Sea) and 235 km from Biskra to the south (The Sahara).

The Chettabah forest is built on a majestic rock located on both sides of Oued Rhumel; it is thus surrounded by real natural obstacles; the landmarks show that the region is heterogeneous when it comes to its position and its sea level; the region is located at an altitude of 694–1350 m above sea level. The study area has a sub-humid and semi-arid climate, with an average temperature varying between 8° in winter and 34° in summer, at an altitude of 694 m. It is characterised by a very rugged terrain crisscrossed by several seasonal thalwegs and spread over all forests with the presence of numerous ridges (Belgherbi et al., 2018). Its vegetation is dominated by the Aleppo Pine, the Green Oak, the Atlas Pistachio and). Its vegetation is dominated by the Aleppo Pine, the Green Oak, the Atlas Pistachio and the maquis shrublands are of low proportion. (Fig. 1).

Field work

This work was carried out for three consecutive breeding seasons (2013–2015) from the end of March until the end of September. We conducted a bi-monthly phenological monitoring and counting of the booted eagle in the Chettabah forest and a weekly monitoring and counting of breeding couples (2 times per week) in the the zouaoui cliff using binoculars (90 * 90) and a telescope (60 * 80) to locate the nests.

Once the nest is located, we noted the date of its discovery, its geolocation using a GPS (Global Positioning System) (Garmin) and its height from the ground. The nest dimensions (internal diameter and external diameter) were recorded; we also measured the size of eggs (number of eggs per nest), the weight of the eggs using an electronic scale (0.01 g of accuracy) and their length (A) and width (B) using an electronic Vernier caliper.

Hoyet's (1979) formula $V = 0.51 \times A \times B^2$ allowed us to calculate the eggs volume. The two visits per week allowed us to estimate the incubation period (Del Hoyto et al., 1994) and also to monitor the hatching success (the ratio between the number of eggs laid and the number of hatched eggs) and fledging success, which translates to the

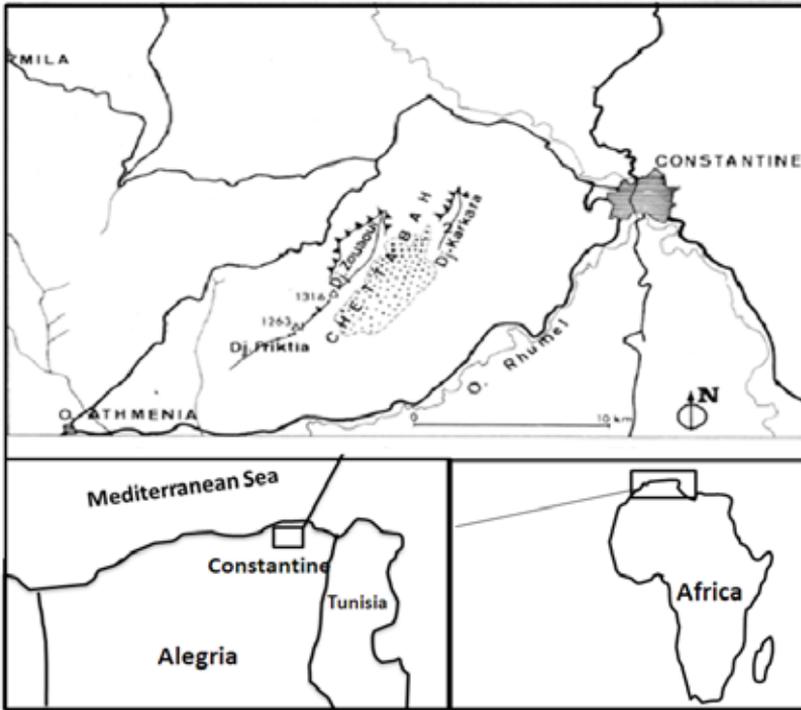


Fig. 1. Geographic location of the study area: Chettabah forest (Marre et al., 1977).

number of fledgling chicks per contribution to the number of eggs hatched (Martínez et al., 2006a). The flight rate was calculated by dividing the number of fledgling chicks by the total number of active nest (García-Dios, 2014). The nests that were inaccessible were followed using a binocular and a telescope to be able to note their clutch size, their hatching success and fledging success.

Statistical analysis

All analyses were performed after verification of normality criteria (Kolmogorov–Smirnov test) and homoscedasticity (Levene’s test) of the different dependent and independent variables. The one-way ANOVA (Analysis of variance) parametric test was performed to see if there is a 3-year variation in booted eagle abundance as well as nest and egg size and incubation period. Other non-parametric test such as the Kruskal–Wallis test was used to see if the variation depends on the years of hatching success and fledging success, and chi-squared test allowed us to evaluate the distribution of the clutch size according to the 3 years of monitoring. Statistical analyses were carried out using R (R development core 2015).

Results and discussion

Phenology, abundance and pairs density

The population size of the booted eagles in the Chettabah forest remain stable during the 3 years of survey (ANOVA: $F = 0.551$; $df = 2$; $p > 0.05$) (Fig. 2).

The booted eagle occupies the Chettabah forest for almost 7 months (from the end of March to the end of September). In this study, the booted eagle arrives in March every year with a large number of individuals (15 individual in 2013, 12 individual in 2014 and 11 individual in 2015). The population size reaches its first peak at the beginning of May with 28 individual in 2013, 35 individual in 2014 and 36 individual in 2015; however, it reaches its second peak at the end of August with a fairly large number of individuals (33 individual in 2013, 38 individual in 2014 and 42 individual in 2015; Fig. 3).

In Algeria, Isenmann et Moali (2000) reported that the species arrives in the middle of March and leaves at the end of September. Our results are similar to those recorded in the south-west of the Mediterranean (south-east Spain) (Martínez et al., 2006b; Jiménez-Franco et al., 2014). In the Chettabah ravine, the number of pairs varied in the range of 11–14 pairs (11 pairs in 2013, 12 pairs in 2014 and 14 pairs in 2015), with a mean density of $1.23 \pm 0.153/\text{km}^2$. Our results are more important than those reported in the south of Spain, Murcia (ranked first site in Europe), with $1.29 \pm 0.3/10 \text{ km}^2$ (Martínez et al., 2006b, 2011).

Garzón (1974): 1 pp./0,67 km², Díaz Robledo (Martí, Del Moral, 2003): 11 pp./35 km² in the western portion of Malaga, Hiraldo and González Grande (1987): 1 pp./0,80 km² (minimum) and 1 pp./15 km² (maximum), Garcia Dios in Bosch (2003): 1 pp./3,20 km² (Candeleda, Ávila) and 1 pp./2.03 km² (valle del Tiétar, excepting Candeleda), Díaz (2006): 18 pp./10 km² (Madrid), In Mallorca there is an abundance of 0.048 pp / km² and in Menorca 0.130 pp / km² (Viada, de Pablo, 2009), Abundances have been recorded as 1 territory/10 km² in Murcia, 0.8 territories/10 km² in Castellon, 0.7 territories/10 km² in extremadura, 0.7 territories/10 km² in Castile and León 0.6 territories/10 km² in Andalusia, Cantabria and la Rioja (Palomino, Valls, 2011).

Abundances have been recorded as 1 territory/10 km² in Murcia, 0.8 territories/10 km² in Castellon, 0.7 territories/10 km² in extremadura, 0.7 territories/10 km² in Castile and León 0.6 territories/10 km² in Andalusia, Cantabria and la Rioja (Palomino, Valls, 2011).

Description of habitat and nest measurement

A total of 37 nests were monitored, including 28 nests (75.67%) for 3 consecutive years, 11 nests in 2013, of which 08 were measured; 12 nests in 2014, of which 10 were measured;

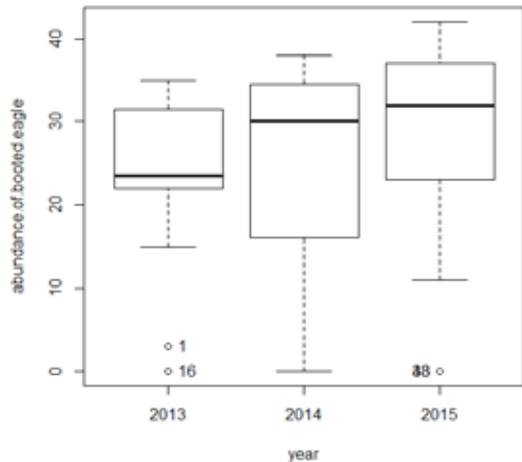


Fig. 2. Box plot representing the variation of booted eagle abundance amongst 3 years of monitoring.

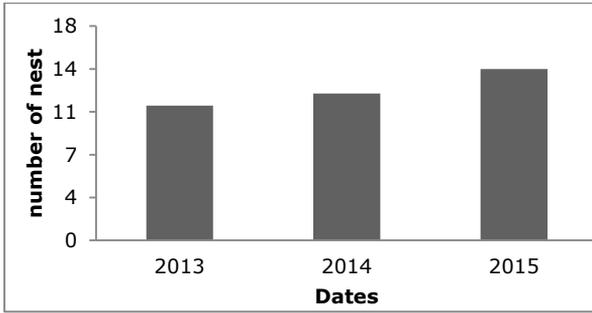


Fig. 3. Number of nests for booted eagle in forest of Chettabah amongst 3 years of monitoring.

and 14 nests in 2015, of which 10 were measured. All the nests were built on branches of pistachio (67.56%) and Aleppo pine (32.43%) (Fig. 3). In Europe, the booted eagle builds its nest on several types of support (e.g. *Pinus sylvestris* (Díaz, 2005), *P. pinaster* (García-Dios, Viñuela, 2000), *P. nigra* (Díaz et al., 1994), *Quercus suber* (Urios et al., 1991), *Fagus sylvatica* (Iribarren, Rodríguez Arbeloa, 1988) and *Eucalyptus eucalyptus* (Suárez et

al., 2000). Our results are approximately similar to those announced by Martínez (2002) in Murcia and (Bosch, Prat, 2011) in Catalonia, where *Pinus halepensis* is the preferred support for the nesting of this species. The internal diameter of the nest varies between 20 and 46 cm. The external diameter varies between 63 and 108 cm; the height varies between 125 and 210 m. All the measured parameters do not vary according to the 3 years of monitoring: internal diameter (ANOVA: $F = 3.171$; $df = 2$; $p = 0.055$), external diameter (ANOVA: $F = 2.347$; $df = 2$; $p = 0.111$), height (ANOVA: $F = 2.311$; $df = 2$; $p = 0.115$). Our results confirm what was proved by Zuberogoitia et al. (2011) in Spain (Bizkaia) (Table 1).

Clutch size and egg measurement and period of incubation

The clutch size varies between 1 and 2–3 eggs. The number of nests with a modal clutch size is 2 eggs (67.6%), 1 egg (27%) and 3 eggs (5.4%) among the 3 years. The mean clutch size is 2.7 ± 0.48 in 2013, 2.66 ± 0.48 in 2014 and 2.6 ± 0.50 in 2015. The distribution of this clutch size shows that there is no a significant difference amongst the 3 years ($X^2 = 1.18$; $df(\text{degree of freedom}) = 4$; $p > 0.05$; Fig. 4).

For most species, nest construction involves a considerable investment of time and energy that could be reallocated directly to reproduction if nests were reused, resulting pos-

Table 1. Comparison of booted eagle nest characteristics in North Africa (present study) and Southern Europe (Spain).

Nests characteristics		Mean	Min	Max	SD	Coefficient of variation (%)
Present study (n = 37)	Internal diameter (cm)	34.33	20	46.00	6.52	18.99
	External diameter (cm)	82.33	63	108	11.82	14.35
	Height of nests (m)	164.33	125	210	21.45	13.05
Spain (Zuberogoitia et al., 2011)	Internal diameter (cm)	27.5	-	-	-	-
	External diameter (cm)	72.5	-	-	-	-
	Height of nests (m)	-	-	-	-	-

sibly in earlier clutch initiation or larger clutch sizes (Redmond et al., 2007). Booted eagle clutch size varies between 1 and 2 eggs, and, rarely, 3 eggs (Martínez, 2002). Our results are similar to those found by Díaz Ruiz and Cebollada Baratas (2011) in Guadarrama Mountains (Spain) with a modal clutch size of 2 eggs (67%), 1 egg (25%) and 3 eggs (8%) (Díaz Ruiz, Cebollada Baratas, 2011).

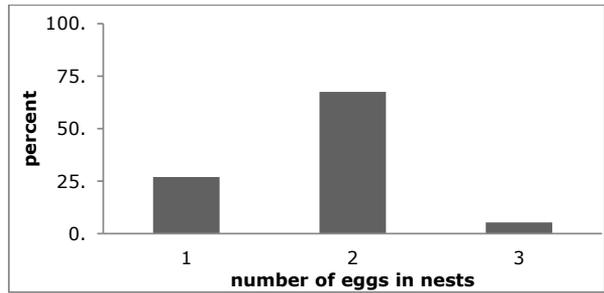


Fig. 4. Frequency distribution of clutch size of booted eagle in North Africa during the 3 years of study.

In the total of 63 eggs, 49 eggs were measured, of which egg length does not vary significantly amongst 3 years of monitoring (ANOVA: $F = 0.148$; $df = 2$; $p > 0.05$).

The length of the eggs varies between 50.78 and 58.20 mm during the 3 years of monitoring, with an average of 63.60 ± 2.09 mm in 2013, 54.97 ± 1.61 mm in 2014 and 54.69 ± 2.36 mm in 2015.

No significant difference was observed in the eggs width amongst the 3 years (ANOVA: $F = 2.016$; $df = 2$; $p > 0.05$). Egg width varies between 40.32 and 49.12 mm, with an average of 55.59 ± 1.86 mm in 2013, 54.91 ± 1.66 mm in 2014 and 56.95 ± 2.43 mm in 2015.

No significant difference was observed in the weight of the booted eagle's eggs amongst the 3 years (ANOVA: $F = 0.842$; $df = 2$; $p > 0.05$). The weight of the eggs varies between 54 and 73.40 g, with an average of 66.51 ± 4.85 g in 2013, 64.28 ± 6.3 g in 2014 66.07 ± 4.18 g in 2015. As for egg volume, it differs significantly among the years (Kruskal–Wallis test: $X^2 = 6.53$, $p < 0.05$).

Numerous studies have shown that egg size is an important variable in the history of life and it influences survival and reproductive success (Thomas, 1983; Stokland, Amundsen, 1988; Rutkowska, Cichon, 2005). Our eggs biometric dimensions are similar to what has been confirmed in Spain (García Dios, unpublished data, The Booted Eagle book in Spanish) (Table 2).

Table 2. Comparison of booted eagle's nest sizes in North Africa (present study) and Southern Europe (Spain).

Eggs characteristics		Mean	Min	Max	SD	Coefficient of variation (%)
Present study (n=49)	Length (mm)	54.7665	50.78	58.2	2.01027	3.67
	Width (mm)	44.1763	40.32	49.12	2.06441	4.66
	Weight (g)	65.5898	54	73.4	5.18752	7.89
Spain Garcia dios 2014 (n =113)	Length (mm)	54.73	-	-	-	-
	Width (mm)	44.26	-	-	-	-
	Weight (g)	60.5	-	-	-	-

The eggs are incubated by the female eagle during a period that varies between 33 and 38 days. No significant difference was observed in the incubation period amongst the 3 years of monitoring (ANOVA: $F = 0.200$; $ddl = 2$; $p > 0.05$). Incubation is an essential part of breeding birds (Deeming, 2002). It is an energetically costly step, and it takes time in the breeding cycle (Vleck, 1981a,b; Reid et al., 2002). Our results confirm what has been proved by various studies that the incubation period of the booted eagle eggs varies between 35 and 38 days (Iribarren, 1975; Cramp, Simmons, 1980; Bezzel, 1985; Iribarren, Rodríguez, 1988; Perrins, 1987; Del Hoyto et al., 1994; Martínez et al., 2005).

4-success and mortality rate

In the total of 63 eggs, 55 eggs were hatched, with an average of 54.22 ± 2.36 (90%) in 2013, 54.11 ± 2.88 (76.19%) in 2014 and 51.77 ± 2.04 (84%) in 2015. No significant difference was observed in the hatching success in functions of the 3 monitoring years (Kruskal–Wallis test: $X^2 = 0.570$, $p > 0.05$). The average number of fledglings is 52.69 ± 2.15 (88.88%) in 2013, 73.38 ± 2.73 (87.50%) in 2014 and 54.69 ± 2.36 (85.71%) in 2015. The number of fledging was not significantly variable amongst the years of study (Kruskal–Wallis test: $X^2 = 0.040$; $p > 0.05$). Our results regarding hatching success and fledged success are close to what have been proved by Martínez et al. (2006a,b and 2011) in Spain (Table 3).

The fledgling chick/nest number is 1.297 chicks ($n = 37$) is close to S^a de Guadarrama, 1.20 chick (Díaz, 2006); is important in Valle del Tiétar, 1.02 chicks (García Dios, Viñuela, 2000); and less important to southern Spain and northeastern Spain: Madrid, 1.46 (Díaz, 2006) and Murcia, 1.57 chick (Sánchez et al., 1995) and 1.65 chick (Martínez et al., 2006a). Alto Tajo: 1.70 chick (Arroyo, 2003), Central Catalonia: 1.82 chick (Bosch, 2003 and North S^a: 1.72 chick (Díaz, 2006). the mortality rate is 11.11% (2013), 12.50% (2014), 17.64% (2015) of an average 13.752% during the study years, (Martínez et al., 2006a). suggested that, The main cause of mortality is predation by carnivores and owls. In our study area, owls were noticed by regurgitation pellets as well by their nocturnal scream, which can be one of the causes of loss of chicks throughout the study period. Our results are significant in contribution to those announced at Téitar Valley with a rate of 30.3% (García Dios, Viñuela, 2000).

T a b l e 3. Comparison of booted eagle's nest success in North Africa (present study) and Southern Europe (Spain).

	Year	Number of eggs laid	Number of eggs hatched (%)	Number of young fledged (%)
Present study	2013	20	90	88.88
	2014	21	76.19	87.50
	2015	25	84	85.71
Spain (Martínez, 2006, 2011)	2002	24	20(81)	19(95)
	2003	27	22(81)	18(82)
	2004	33	24(73)	13(54)
	2007	-	18(90)	9(90)
	2008	-	17(68)	12(86)
	2009	-	24(73)	15(83)

Conclusion

From this study, which turns out to be the first in North Africa, we were able to shed some light on the breeding biology of booted eagles in Algeria. Although pioneering, this work must be developed further in the near future. Indeed, certain aspects of the bioecology of this raptor deserve special attention to allow improving our understanding on the mechanisms driving this population. It would be, therefore, of great importance to initiate studies on multiscale factors (local versus landscape) affecting (i) the nest site selection, (ii) breeding parameters and (iii) nest survival.

References

- Arroyo, B. (2003). *Censo de rapaces forestales en el Parque Natural del Alto Tajo*. Bioma TBC y Consejería de Medio Ambiente de Castilla-La Mancha. Informe inédito.
- Baghino, L., Bottero, M., Pedemonte, R. & Rapetti C. (2007). La migrazione post-nuziale dell'Aquila minore ad Arenzano nel 2006. *Il Biancone*, 2, 22–26.
- Belgherbi, B., Benabdeli, K. & Mostefai K. (2018). Mapping the risk of forest fires in Algeria: application of the forest of Guetarnia in western Algeria. *Ekológia (Bratislava)*, 37(3), 289–300. DOI: 10.2478/eko-2018-0022.
- Bezzel, E. (1985). *Kompendium der Vögel Mitteleuropas*. Nonpasseriformes. Wiesbaden: Aula-Verlag.
- Bosch, J. (2003). Fenología y parámetros reproductivos del Aguillilla Calzada *Hieraetus pennatus* en Cataluña central (España). *Ardeola*, 50(2), 181–189.
- Bosch, J., Borrás, A. & Freixas J. (2005). Nesting habitat selection of booted eagle *Hieraetus pennatus* in Central Catalonia. *Ardeola*, 52(2), 225–233.
- Bosch, J. (2011). Population and breeding ecology of booted eagle in Catalonia. In I. Zuberogoitia & J.E. Martínez (Eds.), *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors* (pp. 87–92). Bilbao : Diputación Foral de Bizkaia.
- Chevallier, D., Handrich, Y., Georges, J-Y., Baillon, F., Brossault, P., Aurouet, A., Le Maho, Y. & Massemin S. (2010). Influence of weather conditions on the flight of migrating Black storks. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 277, 2755–2764. DOI: 10.1098/rspb.2010.0422.
- Cramp, S. & Simmons K.E.L. (1980). *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 2. Hawks to Bustards. Oxford: Oxford University Press.
- Deeming, D.C. (2002). Patterns and significance of egg turning. In D.C. Deeming (Ed.), *Avian incubation: behaviour, environment and evolution* (pp. 161–178). Oxford: Oxford University Press.
- Del-Hoyo, J., Elliot, A & Sargatal J. (Eds.) (1994). *Handbook of the birds of the World*. Vol. 2. New World Vultures to Guineafowl. Spain: Lynx Edicions.
- Díaz, J. (2005). La vida privada del águila calzada. *Quercus*, 227, 14–21.
- Díaz, J. (2006). *El Águila Calzada y su conservación en la Comunidad de Madrid*. Fondo para la Investigación y Conservación de los Animales Salvajes y su Hábitat FICAS. Madrid.
- Díaz, M., Martí, R., Gómez-Manzaneque, Á. & Sánchez A. (Eds.) (1994). *Atlas de las Aves nidificantes en Madrid*. Sociedad Española de Ornitología y Agencia de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid.
- Díaz-Ruiz, J. & Cebollada Baratas F. (2011). Monitoring and conservation of the booted eagle *Aquila pennata* in the Sierra de Guadarrama (central España). In I. Zuberogoitia & J.E. Martínez (Eds.), *Ecología y Conservación de las Rapaces Forestales Europeas* (pp. 93–98). Bilbao : Diputación Foral de Bizkaia.
- Donazar, J.A., Blanco, G., Hiraldo, F., Soto-Largo, E. & Oría J. (2002). Effects of forestry and other land- use practices on the conservation of cinereous vultures. *Ecol. Appl.*, 12, 1445–1456. DOI: 10.1890/1051-0761.
- García-Dios, I.S. & Viñuela J. (2000). Efectos de la gestión forestal sobre el éxito reproductor del Aguillilla Calzada (*Hieraetus pennatus*) en el valle del Tiétar. *Ardeola*, 47, 183–190.
- García-Dios, I.S. (2003). Siblicide and cannibalism in the Booted Eagle (*Hieraetus pennatus*) in the Tietar valley, Central Spain. *Journal of Raptor Research*, 37(3): 261.
- García-Dios, I.S. (2014). Booted Eagle (*Hieraetus pennatus*). In A. Salvador & M.B. Morales (Eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Madrid : Museo Nacional de Ciencias Naturales.

- Garzón, J. (1974). Contribución al estudio del status, alimentación y protección de las falconiformes en España central. *Ardeola*, 19, 279–330.
- Hiraldó, F. & González Grande J.L. (1987). *Las Rapaces Ibéricas*. Madrid: Centro de Fotografía de la Naturaleza.
- Hoyt, D.F. (1979). Practical methods of estimating volume and fresh weight of bird eggs. *The Auk*, 96, 73–77. DOI: 10.1093/auk/96.1.73.
- Iribarren, J.J. (1975). Biología del Águila calzada (*Hieraaetus pennatus*) durante el periodo de nidificación en Navarra. *Ardeola*, 21, 305–320.
- Iribarren, J.J. & Rodríguez A.A. (1988). Sobre la biología del Águila Calzada *Hieraaetus pennatus* (Gmelin, 1788) en Navarra. *Publicaciones de Biología de la Universidad de Navarra, Serie Zoologicay*, 17, 3–27.
- Isenmann, P. & Moali A. (2000). *Oiseaux d'Algérie*. Paris: SEOF.
- Isenmann, P., Gaultier, T., El Hili, A., Azafzaf, H., Dlensi, H. & Smart M. (2005). *Birds of Tunisia*. Paris : Société d'Etudes Ornithologiques de France.
- Jiménez-Franco, M.V., Martínez, J.E. & Calvo J.F. (2014a). Patterns of nest reuse in forest raptors and their effects on reproductive output. *J. Zool.*, 292(1), 64–70. DOI: 10.1111/jzo.12085.
- Marre, A., Quinif, Y., Lahondere, J.C. & Vila J.M. (1977). Le relief karstique et la géologie du versant Nord du Djebel Zouaoui (Constantine, Algérie). *Méditerranée*, 29(2), 45–54.
- Martí, R. & Del-Moral J.C. (Eds.) (2003). *Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza*. Madrid : Sociedad Española de Ornitología.
- Martínez, J.E. & Sanchez-Zapata J.A. (1999). Invernada de aguililla calzada (*Hieraaetus pennatus*) y culebrera europea (*Circaetus gallicus*) en España. *Ardeola*, 46, 93–96.
- Martínez, J.E., Pagán, I. & Calvo J.F. (2006a). Factors influencing territorial occupancy and reproductive output in the Booted Eagle (*Hieraaetus pennatus*). *Ibis*, 148(4), 807–819. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2006.00586.x.
- Martínez, J.E., Pagán, I. & Calvo J.F. (2006b). Interannual variations of reproductive parameters in a booted eagle (*Hieraaetus pennatus*) population: the influence of density and laying date. *Journal of Ornithology*, 147(4), 612–617. DOI: 10.1007/s10336-006-0086-0.
- Martínez, J.E., Pagán, I., Palazón, J.A. & Calvo J.F. (2007). Habitat use of booted eagles (*Hieraaetus pennatus*) in a Special Protection Area: implications for conservation. *Biodivers. Conserv.*, 16, 3481–3488. DOI: 10.1007/s10531-006-9053-6.
- Martínez, J.E., Pagán, I., Jiménez-Franco M.V. & Calvo J.F. (2011). Ecology of the booted eagle in semiarid Mediterranean landscapes. In I. Zuberogoitia & J.E. Martínez (Eds.), *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors* (pp. 226–233). Bilbao: Diputación Foral de Bizkaia.
- Martínez, J.F. (2002). *Ecología del Águila Calzada (Hieraaetus pennatus) en ambientes mediterráneos*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia, Spain.
- Newton, I. (1979). *Population ecology of raptors*. Berkhamsted: T. and A.D. Poyser.
- Olenhoff, R.S., Bibles, D.D., Dean, J.R., Haugh, J.R. & Kochert M.N. (1989). Raptor habitat management under the U.S. Bureau of Land Management Multiple-use Mandate. *Raptor Research Reports*, 8, 1–80.
- Palomino, D. & Valls J. (2011). *Las rapaces forestales en España*. Población reproductora en 2009–2010 y método de censo. Madrid: Seo/BirdLife.
- Perrins, C.H. (1987). *Birds of Britain and Europe*. London: HarperCollins.
- Redmond, L.J., Murphy, M.T. & Dolan A.C. (2007). Nest reuse by Eastern Kingbirds: adaptive behavior or ecological constraint? *Condor*, 109(2), 463–468. DOI: 10.1650/0010-5422(2007)109[463:NRBEKA]2.0.CO;2.
- Reid, J.M., Monaghan, P. & Nager R.G. (2002). *Incubation aviaire: écologie, évolution et énergétique (éd DCDDeeming)* (pp. 314–325). Oxford : Oxford University Press.
- Rutkowska, J. & Cichon M. (2005). Egg Size, Offspring Sex and Hatching Asynchrony in Zebra Finches *Taeniopygia guttata*. *J. Avian Biol.*, 36(1), 12–17. DOI: 10.1111/j.0908-8857.2005.03469.x.
- Sánchez-Zapata, J.A., Sánchez, M.A., Calvo, J.F. & Esteve M.A. (1995). *Ecología de las Aves de Presa de la Región de Murcia*. Murcia: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia.
- Sergio, F., Newton, I. & Marchesi L. (2005). Top predators and biodiversity. *Nature*, 436, 192–192. DOI: 10.1038/436192a.
- Simberloff, D. (1998). Flagships, umbrellas and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? *Biol. Conserv.*, 83, 247–257. DOI: 10.1016/S0006-3207(97)00081-5.
- Stokland, J.N & Amundsen T. (1988). Initial size hierarchy in broods of the shag: Relative significance of egg size and hatching asynchrony. *The Auk*, 105, 308–315. DOI:10.2307/4087495.
- Suárez, S., Balbontín, J. & Ferrer M. (2000). Nesting habitat selection by booted eagles *Hieraaetus pennatus* and implications for management. *J. Appl. Ecol.*, 37, 215–223. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2000.00503.x.

- Thévenot, M., Vernon, R. & Bergier P. (2003). *The birds of Morocco* (an annotated checklist). BOU.
- Thomas, C.S. (1983). The relationship between breeding experience, egg volume and reproductive success of the kittiwake *Rissa tridactyla*. *Ibis*, 125, 567–574. DOI: 10.1111/j.1474-919X.1983.tb03151.x.
- Urios, V., Escobar, J.V., Pardo, R. & Gómez J.A. (1991). *Atlas de las Aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*. Valencia: Conselleria d'Agricultura i Pesca. Generalitat Valenciana.
- Viada, C. & De-Pablo F. (2009). Cens d'aguila Calçada *Hieraetus pennatus* a Balears al 2009 i estat de Conservacio). *Anuari Ornitológic de les Balears*, 24, 1–15.
- Vleck, C.M. (1981a). Energetic cost of incubation in the Zebra Finch. *Condor*, 83, 229–237. DOI: 10.2307/1367313.
- Vleck, C.M. (1981b). Hummingbird incubation : female attentiveness and egg temperature. *Oecologia*, 51(2), 199–205. DOI: 10.1007/BF00540601.
- Zalles, J.I. & Bildstein K.L. (Eds.) (2000). *Raptor Watch: A global directory of raptor migration sites*. Birdlife Conservation Series No. 9. Cambridge: Birdlife International, Kempton: Hawk Mountain Sanctuary.
- Zuberogoitia, I., Castillo, I., Zabala, J., Iraeta, A. & Azkona A. (2011). Population trends of diurnal forest raptors in Biscay. In I. Zuberogoitia & J.E. Martínez (Eds.), *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors* (pp. 70–80). Bilbao: Diputación Foral de Bizkaia. DOI: 10.13140/2.1.2204.5121.