

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université 8 Mai 1945 Guelma



Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers
Département d'Ecologie et génie de l'environnement
Laboratoire de domiciliation Laboratoire de Conservation des Zones Humides

THÈSE

EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT EN 3^{ème} CYCLE

Domaine : Sciences de la Nature et de la vie Filière : Ecologie- Environnement
Spécialité : Ecologie- Environnement

Présentée par

Talbi Awatif

Intitulée

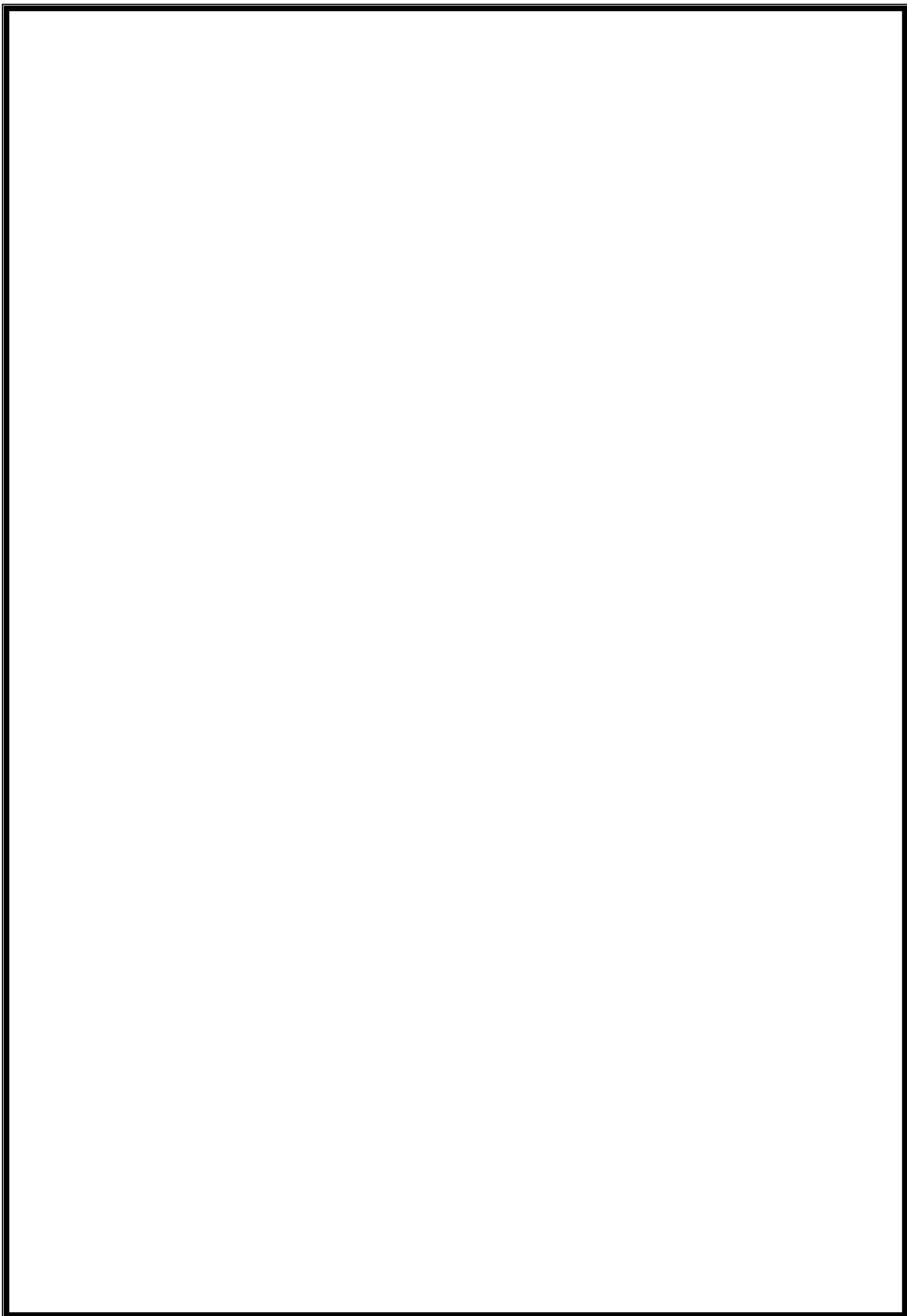
*Dynamique et inventaire de la population de Foulque macroule
(Fulica atra) et de la Poule d'eau (Gallinula chloropus): Cas du
marais de Boussedra Nord-est Algérien*

Soutenue le : 05/01/2022

Devant le Jury composé de :

Nom et Prénom	Grade		
Mr Gueroui Yassine	MCA	Univ. de Guelma	Président
Mr Touati Laid	MCA	Univ. de Constantine	Encadreur
Mme Samraoui Farrah	Pr	Univ. de Guelma	Co-encadreur
Mr Atoussi Sadek	MCA	Univ. de Guelma	Examinateur
Mlle Haouam Lynda	MCA	Univ. de Souk Ahras	Examinatrice

Année Universitaire : 2020/2021



Liste des Tableaux

N°	Intitulé	Page
1	Position systématique des Foulques	8
2	Position systématique de la Poule d'eau.	13
3	les différentes mensurations de la Poule d'eau (<i>Gallinula chloropus</i>).	17
4	Poids de la Poule d'eau (<i>Gallinula chloropus</i>).	17
5	Caractéristiques générales de la reproduction de la Poule d'eau.	38
6	Mensurations des nids de la Poule d'eau (n=26).	39
7	Caractéristique des œufs de la Poule d'eau (N= 118 œufs).	40
8	Caractéristiques générales de la reproduction de la Foulque macroule.	52
9	Mensurations des nids de la Foulque macroule (n=20).	54
10	Matrice de corrélation entre les caractéristiques du nid du Foulque macroule (N=20).	55
11	Caractéristique des œufs de la Foulque macroule (N= 80 œufs)	57
12	Matrice de corrélation entre la longueur, la largeur et le volume des œufs du Foulque macroule en 2018.	57
13	Nombre et fréquence d'occurrence obtenus à partir de données réelles (sur le terrain) et aléatoires, pour la Foulque macroule (<i>Fulica atra</i>) et la Poule d'eau (<i>Gallinula chloropus</i>).	66
14	Sortie pour l'analyse GAM (Generalized Additive Models) pour la Foulque macroule et la Poule d'eau.	79

Liste des Figures

N°	Intitulé	Page
1	Foulque macroule adulte.	5
2	Les poussins d'une Foulque macroule.	6
3	Juvénile de Foulque macroule.	6
4	Foulque caronculée adulte.	7
5	Distribution de la Foulque macroule dans le monde.	9
6	Poussin de Foulque macroule avec un œuf éclos (Poussins nidifuges).	10
7	Mâle de Foulque macroule défendre son nid.	11
8	Poule d'eau adulte.	14
9	Juvénile du Poule d'eau.	15
10	Poussin de Poule d'eau.	16
11	Nid de Poule d'eau contient des œufs.	20
12	Présentation de site d'étude (Boussedra).	21
13	Carte présente le marais Boussedra, Nord-Est de l'Algérie.	22
14	Graphique montrant La moyenne annuelle de la température de la région d'El Bouni, Annaba (2017/2018).	23
15	Graphique montrant les variations des précipitations annuelles d'El Bouni, Annaba, (2017-2018).	23
16	Diagramme pluviothermique de la région d'El Bouni, Annaba (2017-2018).	24
17	Situation de la station météorologique de la wilaya d'Annaba dans le Climagramme d'Emberger (1980/2014).	25
18	Végétations du marais Boussedra.	28
19	Photo près de marais représente un cas de pâturage et de pollution.	30
20	Modifications de la couverture paysagère dans une zone tampon de 10 km ² autour de marais Boussedra en 1984, 2008 et 2018 (a), et variation du pourcentage de couverture (%) (b).	31
21	Choix de site du marais de Boussedra.	32
22	Dénombrement de la Foulque macroule et la Poule d'eau à Boussedra.	33

23	Evolution des effectifs de la Poule d'eau dans le marais de Bousedra.	38
24	Evolution de la ponte de la population de la Poule d'eau dans le marais Bousedra.	41
25	Variation de la grandeur de ponte de la Poule d'eau au marais Bousedra.	42
26	Succès de la reproduction de la Poule d'eau (<i>Gallinula chloropus</i>) au marais Bousedra. N = 26 (nombre total de nids).	43
27	Nids prédatés de la Poule d'eau <i>Gallinula chloropus</i> .	44
28	Succès moyen de l'éclosion des œufs de la Poule d'eau (<i>Gallinula chloropus</i>) au marais Bousedra.	45
29	Nid contient 3 œufs de Poule d'eau (<i>Gallinula chloropus</i>) avec 1 œuf de Blongios nain. (<i>Ixobrychus minutus</i>) à Bousedra.	46
30	Evolution des effectifs de la Foulque macroule dans le marais de Bousedra (2017-2018).	52
31	Evolution temporelle dans la construction des nids de la Foulque macroule (<i>Fulica atra</i>) en 2018 au marais Bousedra.	53
32	Corrélation entre les caractéristiques du nid du Foulque macroule en 2011 (N=20).	56
33	Corrélation entre les dimensions et le volume des œufs du Foulque macroule en 2018.	58
34	Carte présentant la localisation de la zone d'étude « Torre Flavia » en Italie.	64
35	Le marais « Torre Flavia » dans une vue aérienne prise par un drone.	64
36	Deux premières composantes principales : (a) carte des facteurs variables et (b) carte des facteurs individuels (voir la section Méthodes pour plus de détails).	69
37	La zone humide de Torre Flavia (Italie centrale). En gris la zone d'étude.	76
38	Effets du moment de l'échantillonnage sur le nombre de Poules d'eau (a) et Foulques (b) dans la zone humide de Torre Flavia (analyse GAM). DoY signifie jour de l'année (1 = 1er janvier).	79

Liste des Abréviations

Abréviation	signification
DGF	Direction Générale Des Forets
SR	Le Succès de la Reproduction
ACP	Analyse en Composantes Principales
DoY	Day of Year (Jour de l'année)

Sommaire

Liste des Tableaux

Liste des Figures

Liste des Abréviations

Introduction	1
Chapitre I. Généralité sur les Rallidés	
1. La famille des Rallidea	5
1.1. La Foulque macroule (<i>Fulica atra</i>)	5
1.1.1. Poussin	6
1.1.2. Juvénile	6
1.1.3. Difficultés d'identification (similitudes)	7
1.1.4. Systématique de Foulque macroule (<i>Fulica atra</i>)	7
1.1.5. Aire de répartition de la Foulque macroule	8
1.1.5.1. Dans le monde	8
1.1.5.2. En l'Algérie	9
1.1.6. Nidification	9
1.1.7. Reproduction	10
1.1.8. Régime alimentaire	11
1.1.9. Habitat	11
1.1.10. Vol	12
1.1.11. Voix	12
1.1.12. Prédateurs	12
1.2. La Poule d'eau (<i>Gallinula chloropus</i>)	13
1.2.1. Distribution de la Poule d'eau (<i>Gallinula chloropus</i>)	13
1.2.2. Systématique de <i>Gallinula chloropus</i>	13
1.2.3. Habitat	13
1.2.4. Description et identification	14
1.2.5. L'adulte	14
1.2.6. Juvénile	15
1.2.7. Poussin	16
1.2.8. La taille et le poids du corps	16
1.2.9. Quelques caractéristiques spécifiques de la Poule d'eau	17

1.2.10. Régime alimentaire	18
1.2.11. Vol-Voix-Longévité	18
1.2.12. Reproduction	19
1.2.12.1. Nidification	19
1.2.12.2. Ponte, incubation et les œufs	20
1.2.12.3. Eclosion et poussin	20

Chapitre II. Matériel et Méthodes

1. But de travail	21
2. Description du site d'étude	21
2.1. Etude climatique	22
2.1.1. Température	23
2.1.2. Précipitation (pluviosité)	23
2.1.3. Synthèse climatique.....	24
2.1.3.1. Diagramme pluviothermique de Bagnouls et Gausсен	24
2.1.3.2. Climagramme d'Emberger	24
2.1.4. Humidité	26
2.1.5. Les vents	26
2.2. Données géologiques	26
2.3. Faune et flore	27
2.3.1. Flore	27
2.3.2. Faune	28
2.3.2.1. Invertébré	28
2.3.2.2. Amphibiens et reptiles	28
2.3.2.3. Oiseaux	28
2.4. Menaces agissant sur le marais de Bousshedra	29
2.4.1. Le pâturage	29
2.4.2. La pollution	29
2.4.3. L'agriculture	29
2.5. Conversion des terres	30
3. Méthodologie de travail	32
3.1. Choix du site (marais Bousshedra)	32
3.2. Suivi de la dynamique des populations de la Foulque macroule et la Poule d'eau	33

3.3. Etude de l'écologie de la reproduction des deux espèces	33
3.3.1. Recherche des nids	33
3.3.2. La végétation	34
3.3.3. Localisation des nids et mesure des caractéristiques des nids	34
3.3.4. Mesure des œufs	34
3.3.5. La période de ponte et la date de la première ponte	35
3.3.6. Grandeur de ponte	35
3.3.7. Parasitisme spécifique et parasitisme inter spécifique	35
4. Analyses statistiques	36

Chapitre III. Résultats et discussion

1. La Poule d'eau (<i>Gallinula chloropus</i>)	37
1.1. Suivi de la dynamique de population de la Poule d'eau	37
1.1.1. Dénombrement de la Poule d'eau	37
1.1.2. Ecologie de la reproduction de la Poule d'eau	38
1.1.2.1. Caractéristiques des nids	38
1.1.2.2. Caractéristiques des œufs	39
1.1.2.3. Période de ponte	40
1.1.2.4. Grandeur de ponte	41
1.1.2.5. Le succès de la reproduction	42
1.1.2.6. Le taux de l'éclosion	44
1.1.2.7. Le Parasitisme interspécifique	45
1.2. Discussion	46
1.2.1. Dénombrement de la Poule d'eau	46
1.2.2. Ecologie de la reproduction de la Poule d'eau	47
1.2.2.1. Caractéristiques des nids	47
1.2.2.2. Caractéristiques des œufs	48
1.2.2.2.1. La biométrie des œufs et période de ponte	48
1.2.2.3. Grandeur de ponte	49
1.2.2.4. Le succès de la reproduction	49
1.2.2.5. Le Parasitisme interspécifique	50
2. La Foulque macroule (<i>Fulica atra</i>)	51
2.1. Suivi de la dynamique de population de la Foulque macroule	51
2.1.1. Dénombrement de la Foulque macroule	51

2.2. Ecologie de la reproduction de la Foulque macroule	52
2.2.1. Date et période de ponte	52
2.2.2. Caractéristiques des nids	53
2.2.2.1. Corrélation entre les caractéristiques des nids	54
2.2.3. Caractéristiques des œufs	56
2.2.3.1. La biométrie des œufs	56
2.3. Discussion	58
2.3.1. Dénombrement de la Foulque macroule	58
2.3.2. Ecologie de la reproduction de la Foulque macroule	59
2.3.2.1. Date et période de ponte	59
2.3.2.2. Caractéristiques des nids	60
2.3.2.3. Caractéristiques des œufs	61

Chapitre IV. Sélection de l'habitat et Surveillance des zones humides à l'aide de deux Rallidés en Italie durant le stage de perfectionnement

1. Sélection de l'habitat de Foulque (<i>Fulica atra</i>) et de la Poule d'eau (<i>Gallinula chloropus</i>) dans un reste de zone humide méditerranéenne (Italie): implications pour la conservation	62
1.1. Sélection de l'habitat et Surveillance des zones humides à l'aide de deux Rallidés : la Foulque macroule et la Poule d'eau.....	62
1.1.1. Description du site d'étude	63
1.1.2. Méthodes d'échantillonnage	64
1.1.3. L'analyse des données	65
1.1.4. Résultats	67
1.1.5. Discussion	70
1.2. Surveillance des zones humides à l'aide des Rallidés (Gruiformes) : Le POINT COUNTS fournit des estimations fiables par rapport à une méthode de cartographie coûteuse en temps	73
1.2.1. Méthodes d'échantillonnage	75
1.2.1.1. Site d'étude	75
1.2.1.2. Techniques d'échantillonnage	76
1.2.1.2.1. Points de dénombrement (POINT COUNTS)	76
1.2.1.2.2. Méthode de cartographie	77

1.2.2. L'analyse des données	77
1.2.3. Résultats	78
1.2.4. Discussion	80
Conclusion générale	82
Références bibliographiques	85
Résumé	



Introduction



Introduction

Le bassin méditerranéen est l'un des 25 « Hot spots » ou « points chauds » de la planète, parmi les plus importants aspects de la biodiversité du bassin méditerranéen nous pouvons citer « les zones humides » (Myers et al., 2000). Elles sont parmi les milieux naturels les plus productifs du monde et constituent des milieux de vie remarquables pour leur biodiversité. De nombreuses espèces végétales et animales y sont inféodées. Elles abritent, en effet, près de 40% de la biodiversité mondiale (Aberkane, 2014). Les zones humides méditerranéennes représentent un havre exceptionnel en termes de site de reproduction, d'accès à la nourriture et de site étape pour environ deux millions d'oiseaux migrateurs et 150 espèces, sont parmi les écosystèmes les plus fertiles de la planète (Bonnet et al., 2005). Plus de cinquante définitions différentes ont cours pour préciser ce qu'elle recouvre réellement, la plus large, celle de la convention Ramsar (1971) définit les zones humides comme : « des étendues de marais de fagne, de tourbières ou d'eau naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, ou l'eau est stagnante à marée basse n'excède pas six mètres ». L'importance des zones humides ne tient pas à leur superficie globale, car elles ne couvrent que 6% des terres émergées soient environ 1.5% de la planète, mais à leur localisation dans le paysage, à leur structure et à l'ensemble des processus qui s'y manifestent de façon particulière (Allout, 2013).

Sur les décennies récentes, les changements environnementaux considérables ont affecté les zones humides méditerranéennes, en impactant négativement plusieurs oiseaux d'eau ; qui les utilisent comme des terrains d'hivernage, escales ou des sites de reproduction (De Bélair et Samraoui, 1994 ; Hoffmann et al., 1996 ; Battisti et al., 2008 ; Paracuellos, 2008). Bien que quelques espèces apparaissent à avoir réalisé une récupération remarquable sur les dernières décennies (Barbraud et al., 2004 ; Frochot et al., 2008 ; Fuller et Ausden, 2008) ; le déclin mondial des oiseaux d'eau a été bien documenté (Norris et al., 2004 ; Thomas et al., 2006 ; Ma et al., 2009). Malgré plusieurs mesures de protection régulières, les zones humides utilisées par les espèces avifaunistiques comme ailleurs ont suivi la même tendance à la baisse (Hollis, 1992 ; De Bélair et Samraoui, 1994) mettant en péril plusieurs espèces, y compris quelques-unes endémiques (Samraoui et al., 2011 ; 2012b). Les principales zones humides Algériennes qui se situent sur les 2 grandes voies de migration du Fly-Way international de l'atlantique Est et de l'Algérie du Nord, jouent un important rôle de relais entre les deux obstacles constitués par la mer Méditerranée d'une part, et le Sahara d'autre part pour la faune migratrice (DGF, 2006).

L'Algérie couvre une très grande superficie (2741381 Km²), une diversité variable de climats (subtropical, méditerranéen, semi-aride et aride) et une côte de 1350 kilomètres qui lui permettent de jouir d'une large gamme de biotopes favorisant une faune et une flore remarquable (Samraoui et De Belair, 1997). Elle appartient au Paléarctique occidental réputé par sa biodiversité biologique, écologique et génétique. Il abrite presque tous les habitats écologiques et recèle un patrimoine très varié en zones humides (Bensaci et al., 2013). Les plus grandes concentrations de zones humides sont situées dans l'extrême Nord-Est soit aux alentours de de El Kala et Annaba (Morgan et Boy, 1982 ; Morgan, 1982 ; Van Dijk et Ledant, 1983 ; Stevenson et al., 1988 ; Samraoui et al., 1992). Selon Ozenda (1994), cette partie de l'Algérie peut aussi être considérée comme faisant partie de la zone thermo-méditerranéenne caractérisée par des températures moyennes annuelles supérieures à 16°C et par une végétation ligneuse comprenant l'Olivier sauvage (*Olea europaea* var. *oleaster*), le Caroubier (*Ceratonia siliqua*), le Palmier-nain (*Chamaerops humilis*), le Laurier-rose (*Nerium oleander*) et le Pistachier lentisque (*Pistacia lentiscus*) (Boudraa, 2015).

La connaissance de ces zones humides ne peut être envisagée qu'après étude du fonctionnement global de ces dernières (Maazi, 2005 ; Houhamdi et al., 2009). Cependant, les oiseaux d'eau sont considérés pour être de bons indicateurs écologiques de ces zones humides car ils réagissent rapidement aux changements environnementaux sur plusieurs échelles spatiales (Temple et Wiens, 1989 ; Carignan et Villard, 2002). L'étude des oiseaux d'eau est venue d'abord plus timidement, mais s'est rapidement développée dans ses concepts et ses méthodes quand la communauté scientifique a pleinement pris conscience de la valeur des zones humides par leur richesse, leur diversité, leur importante productivité biologique, mais également leur fragilité (Frochot, 1990). Et c'est pour une part majeure à travers l'étude des oiseaux d'eaux que ce type de milieux a été valorisé et continue de l'être.

Les oiseaux d'eau constituent l'une des plus remarquables composantes faunistiques de ces zones humides. Par ailleurs, la grande majorité des espèces de ce groupe représente une belle illustration du phénomène de migration : chaque année, ces oiseaux procèdent à des déplacements périodiques plus ou moins longs (jusqu'à plusieurs milliers de kilomètres) entre leurs quartiers de nidification et ceux d'hivernage (Bara, 2014), à la recherche de conditions climatiques et trophiques favorables.

Parmi ces peuplements d'oiseaux d'eau qui a une répartition très large au niveau de ces zones humides, nous pouvons citer la famille des Rallidés du latin *Rallidea*, est un groupe d'oiseaux qui appartient à l'ordre des Gruiformes. Cette famille se caractérise par des ailes courtes et arrondies et d'un corps trapus et aplati latéralement. C'est une famille qui fréquente généralement les marais et les étangs et dont les membres se nourrissent de végétaux et d'invertébrés aquatiques. Les genres qui appartiennent à la famille des Rallidés en Algérie sont : *Fulica* (*Fulica atra*, Foulque macroule), *Porphyrio* (*Porphyrio porphyrio*, Talève sultane), *Rallus* (*Rallus aquaticus*, Râle d'eau), *Gallinula* (*Gallinula chloropus*, poule d'eau) (Ledant et Van Dijk, 1981 ; Isenman et Moali, 2000 ; Darmangeat et al., 2004).

Dans le but de suivre l'évolution de la population avienne de la Foulque macroule et la Poule d'eau dans le marais péri-urbain de Boussedra (wilaya d'Annaba), un plan d'eau de 55 ha qui a été utilisé comme décharge depuis 2003, et perdant plus de 50% de son ancien superficie jusqu'à 2018 (Talbi et al., 2018), nous sommes investis dans l'étude de la phénologie et l'écologie de la reproduction de ces deux espèces de Rallidés, qui représentent des excellents modèles biologiques et pouvant se révéler comme l'un des très bon marqueur biologique de la structure et du fonctionnement des hydrosystèmes (Haouam, 2003). Cette étude permettra de comprendre le fonctionnement de leurs populations et surtout voir l'impact des mesures de la conservation de leur habitat, sur la durabilité des effectifs reproducteurs. Cette thèse présente le statut phénologiques et l'écologie de la reproduction de ces deux espèces dans ce marais.

Pour illustrer tout ceci quatre chapitres ont été consacrés à ce travail :

- Chapitre I : rassemble des données bibliographiques sur notre modèle biologique de Rallidés : Foulque macroule (*Fulica atra*) et la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) ;
- Chapitre II : décrit notre site d'étude marais de Boussedra ; et décrit le matériel et les différentes méthodes utilisées pour la réalisation des dénombrements, et l'étude de l'écologie de la reproduction de la Foulque macroule (*Fulica atra*) et la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*);
- Chapitre III : présente les résultats et leurs discussions ;

- Chapitre IV : expose un travail réalisé durant le stage de perfectionnement en Italie « Torre Flavia » dans lequel nous avons utilisé les memes modeles pour comprendre l'occupation spatiale préférentielle de la Foulque macroule (*Fulica atra*) et la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*);

Enfin une conclusion esquissée à partir des résultats et des analyses effectués clôture ce travail.



***Chapitre I. Généralité sur les
Rallidés***



1. La famille des Rallidea

Les Rallidea constituent la plus grande famille de l'ordre des Gruiformes comportes 45 genres et environ 120 espèces dont la répartition de certaines d'entre elles reste mal connue à cause de leurs particularités (beaucoup d'oiseaux sont rarement visibles en menant une existence discrète dans la végétation palustre) (Djellali, 2008).

1.1. La Foulque macroule (*Fulica atra*)

Le nom de la Foulque « *Fulica* » a pour origine phalaris du grec et fulica du latin qui signifie oiseau de mer. Le terme Folaga, et l'espagnol Focha signifie plonger en allant au fond (Cabard et Chauvet, 2003 ; Desfayes, 2000).

La Foulque macroule ne possède pas de dimorphisme sexuel. Les deux adultes sont semblables en plumages, mais la femelle est légèrement plus petite que le mâle (Salathe et Boy, 1987). Selon Pratte (2003), les adultes de la Foulque sont caractérisés par une taille moyenne de 36 à 38 cm et une envergure de 70 à 80 cm. Le poids moyen de cette espèce est de 575 à 800 g pour les femelles, 650 à 900 g pour les mâles.

Les pattes sont puissantes, gris pâle à vert jaunâtre, dont les longs doigts portent une membrane lobée (**Figure 1**), la longévité de la Foulque macroule peut atteindre les 18 ans, le plumage est entièrement noir rehaussé par un bec et un écusson frontal blanc pur d'où elle doit son nom arabe « Elghorr » (Zitouni, 2014).



Figure 1 : Foulque macroule adulte (Samraoui et Samraoui, 2007).

1.1.1. Poussin

Le poussin est noir avec des duvets jaunes clairsemés autour de la tête, la calotte est rougeâtre et nue, le bec et la minuscule plaque frontale sont rouges, les yeux sont noisette ou gris-brun. (**Figure 2**), les poussins nidifuges (aptes à quitter le nid une fois l'œuf éclos, Ils sont capables de se nourrir seul) ils quittent le nid, sachant déjà nager, ils suivent leur parents à la recherche de la nourriture ([Dupera, 2008](#)).



Figure 2 : Les poussins d'une Foulque macroule ([cliché Talbi, 2018](#)).

1.1.2. Juvénile

A l'état juvénile, elle possède une couleur blanc grisâtre aux côtés de la tête, à l'avant du cou et à la poitrine, le reste du plumage étant gris-brun (**Figure 3**). Le bec gris blanc s'éclaircit au cours du premier hiver. Dans le même temps, apparaît la plaque frontale blanche. La mue complète de l'adulte intervient de Juin-Juillet à Octobre. La mue partielle, connue uniquement chez le jeune, se déroule d'Août à Novembre ([Merabet, 2013](#)).



Figure 3 : Juvénile de Foulque macroule [1].

1.1.3. Difficultés d'identification (similitudes)

La Foulque macroule ne peut être confondue avec aucune autre espèce d'oiseau d'eau, exceptée avec la Foulque caronculée *Fulica cristata* (**Figure 4**) qui est excessivement rare en Algérie. La distinction des deux espèces ne peut être réalisée qu'à faible distance et nécessite de l'expérience. Le seul caractère distinctif bien visible est la présence en période de reproduction chez la Foulque caronculée de deux petits bossés rouges foncés situés au sommet de la tête, au-dessus de la plaque frontale. Ces ornements sont portés uniquement en période de nidification ([Cramp et Simmons, 1980](#)).



Figure 4 : Foulque caronculée adulte [2]

1.1.4. Systématique de Foulque macroule (*Fulica atra*)

La Foulque macroule ou la Foulque noire *Fulica atra* Linné, 1758 (**Tableau 1**), est l'espèce la plus nombreuse en effectifs parmi les Rallidae. Elle appartient à la classe des oiseaux Aves, au genre *Fulica*, et à l'ordre des Galliformes (ou Gruiformes) qui comprend, outre les Rallidés, 05 autres familles (Aramidae, Gruidae, Psophiidae, Heliornithidae, Sarothruridae). La famille des Rallidae comprend des espèces terrestres et aquatiques, elles fréquentent une grande variété de milieux avec une préférence pour les zones humides continentales, les régions herbeuses et les broussailles denses à l'exception des régions polaires et des déserts arides, ([Havlin, 1970](#)).

Tableau 1 : Position systématique des Foulques (Linné, 1758).

Classe	Aves
Ordre	Gruiformes/ Galliformes
Sous ordre	Gallinules
Famille	Rallidae
Genre	<i>Fulica</i>
Espèce	<i>Fulica atra</i>

1.1.5. Aire de répartition de la Foulque macroule

La Foulque macroule est une espèce cosmopolite autrement dit sa répartition géographique est très étendue. Elle présente une grande adaptabilité aux différentes conditions des milieux (Ledant et al., 1981 ; Isenmann et Moali, 2000).

1.1.5.1. Dans le monde

La Foulque macroule est largement distribuée dans le monde. On la trouve en Europe, en Australie, en Océanie et Amérique du Nord et plus récemment en Nouvelle Zélande. Elle est très répandue dans la zone paléarctique, y compris en Afrique du Nord. Son aire de nidification est comprise entre le 57° et 61° Nord et atteint le Sud de la Norvège et de la Laponie Suédoise, la Finlande et la Russie. En Asie, elle occupe tout le continent depuis le 60° Nord en Sibérie jusqu'aux océans indien et pacifique. La Foulque macroule a niché parfois en Islande et des sujets se sont égarés aux Féroé, au Groenland, au Labrador et à Terre Neuve. L'espèce est très largement distribuée en France, en Belgique et en Suisse en toutes saisons (Géroudet, 1978) (Figure 5).

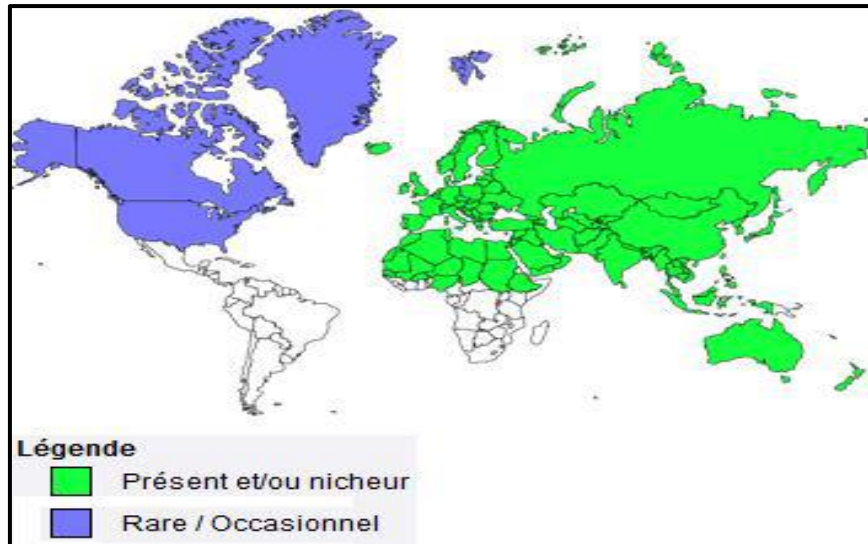


Figure 5 : Distribution de la Foulque macroule dans le monde [3].

1.1.5.2. En l'Algérie

Plus que toute autre espèce, la Foulque macroule a un statut de nicheur et sédentaire en Algérie (Samraoui et Samraoui, 2007) et dans tout le bassin méditerranéen (Allouche et Tamisier, 1989). Sa répartition englobe tout le Nord de l'Algérie y compris les Hauts plateaux. D'après Etchécopar et Hüe (1964), cette espèce présente des points de nidification dans le Sud algérien au niveau des Oasis.

1.1.6. Nidification

Une fois, le couple formé et le territoire acquis, commence alors la construction du nid (**Figure 6**), les deux partenaires coopèrent pour le construire, le matériel utilisé est collecté aux alentours, constitué de pailles de scirpe et de feuilles de phragmite et des débris des végétaux, (Bensaci et al., 2013). Les nids sont masqués dans la végétation émergente, mais peuvent être à découvert, des plates-formes artificielles et radeaux pouvant être utilisés (Noël, 2001 in Zitouni, 2014), ou à terre ferme dans les roseaux. La cuvette interne du nid, relativement profonde, est tapissée de brins d'herbe, de racines et de feuilles (Duperat, 2008), les Foulques construisent un nid flottant afin de suivre le niveau d'eau (Chavigny, 2011).



Figure 6 : Poussin de Foulque macroule avec un œuf éclos (Poussins nidifuges)
(cliché Talbi, 2018).

1.1.7. Reproduction

Le début de la saison reproductive de la Foulque macroule varie d'une région à une autre, la ponte débute dès le début du mois de Mars mais la majorité des pontes se fait pendant le mois de Mai, En général, chaque couvée comporte de 4-15 œufs, mais peuvent atteindre 20 œufs (Leclerc, 1788). Les premières Foulques qui se reproduisent sont avantageuses d'occupées les meilleurs territoires et ceux qui sont arrivées tard probablement risquent d'une faible contribution à la nouvelle génération. Par conséquent, le comportement territorial pourrait accentuer les différences individuelles en aptitude à la reproduction, d'ailleurs le taux de ponte est corrélé avec l'augmentation de température (Fjeldsa, 1973).

La Foulque macroule est l'un des rares oiseaux qu'il défend avec vivacité et qui n'hésitent pas à attaquer l'homme si celui-ci ose toucher son nid (Figure 7). Les couples entreprennent souvent une seconde nidification qui, en cas d'échec, sera généralement suivie d'une ponte de remplacement, prolongeant ainsi la période de ponte jusqu'au début Août (Staav, 1998).

Les poussins nidifuges sont capables de se nourrir seuls. Ils quittent le nid et suivent leurs parents à la recherche de leurs nourritures (Dupera, 2008). A l'âge de quatre semaines ils commencent à prendre leurs vols et peuvent voler à un mois plus tard. Les juvéniles qui sont généralement gris-brun et renouvellent leurs plumages (la mue) dès le mois d'Août jusqu'au mois de Novembre-Décembre (Jortay, 2002).



Figure 7 : Mâle de Foulque macroule défendre son nid (cliché Talbi, 2020).

1.1.8. Régime alimentaire

Les Foulques sont principalement herbivores (Tournier, 1995 ; Tamisier et Dehorter, 1999). Ils se nourrissent de feuilles et des tiges tendres, des hélophytes. Elles basculent souvent et plongent régulièrement jusqu'à deux mètres de profondeur pour s'alimenter, parfois jusqu'à quatre ou cinq mètres (Tamisier et Dehorter, 1999). Elles peuvent voler de la nourriture à d'autres Foulques, mais il n'est pas rare de la rencontrer à terre sur les rives à la recherche des grains. Il est à noter que dans certaines circonstances elles deviennent omnivores, et n'hésitent pas à se nourrir sur de mollusques, vers, d'insectes et parfois de petits poissons et d'œufs. Le vol de nourriture à d'autres Foulques ou d'autres espèces est habituel et assez fréquent en particulier pendant l'hivernage lors des rassemblements post nuptiaux (Rek, 2010).

1.1.9. Habitat

La Foulque macroule niche dans la majorité des zones humides présentant des surfaces d'eau libre (Garguil, 1990), comme les étangs, les lagunes, les lacs, réservoirs, le cours des fleuves et des rivières à faible courant (Vallance, 2007 ; Kamburova et Michev, 2003), riche d'une végétation subaquatique (Metna et al., 2016), marginale, émergente, flottante ou submergée (Hashimoto et Sugawa, 2013). L'espèce fréquente également les petits plans d'eau citadins, ainsi que les lagunes, les baies maritimes, les ports et les bassins des stations d'épuration, surtout en hiver.

(Samraoui et Samraoui, 2007 ; Bara, 2014). La foulque se rencontre aussi sur les bassins artificiels, aux berges nues que devant les quais et dans les ports des agglomérations, pourvu que la nourriture abonde (Geroudet, 1978). Nous les trouvons occasionnellement au niveau des eaux saumâtres ou salées (Chott, et Sebkh) (Baaziz, 2011).

1.1.10. Vol

Le vol lui demande beaucoup d'efforts, la Foulque macroule a des ailes relativement courtes et arrondies, elle a des difficultés à décoller (Geroudet, 1978). Son vol est rapide mais non soutenu et elle vole souvent sur de courtes distances avec les pattes pendantes. Elle vole bas au-dessus du sol ou de l'eau avec un vol plus puissant et plus lourd que les autres Rallidés, mais elle doit courir sur l'eau avant de s'envoler (Haouam, 2003).

1.1.11. Voix

Le répertoire vocal de la Foulque est varié. Le son émit par le mâle et la femelle est différents probablement dû à la différence dans la constitution des organes vocaux. La femelle émet un son caractéristique « Kow » et lorsque elle est agressive « Kjae » « ae » « Ij » (Chenafi-Samraoui, 2005). Le mâle s'exprime de façon agressive par des "pssi !" aigus et perçants. L'alarme se traduit également par un cri perçant sec et l'invitation à l'accouplement par des petits cris plus doux (Geroudet, 1978). Les Foulques macroules sont des oiseaux bruyants (Killian et al., 1999).

1.1.12. Prédateurs

Les ennemis de la Foulque macroule sont très nombreux ; les principaux prédateurs des œufs de la foulque sont, les couleuvres d'eau, les rongeurs et les rapaces, mais l'ennui principal est le ramassage des œufs par les riverains, les bergers et les braconniers (Hamel, 2011). Les poussins et les adultes sont des proies faciles pour de nombreux animaux carnivores, sauvages tel le renard et les rapaces diurnes principalement le Busard des roseaux (*Circus aeruginosus*).

1.2. La Poule d'eau (*Gallinula chloropus*)

1.2.1. Distribution de la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*)

La Poule d'eau est largement répandue dans le monde sauf en altitude et dans les régions polaires. Son aire de reproduction et d'hivernage dans le paléarctique occidental comprennent la majeure partie de l'Europe et des zones humides Nord Africaines du Maroc jusqu'à l'Égypte (Dubois et al., 2001).

Selon Sauer et Witt, 1998 : cet oiseau aquatique vit en Amérique du Nord, Afrique du Nord et tropicale, ainsi que les régions au climat chaud et tempéré de l'Eurasie ; en Europe jusqu'au centre de la Scandinavie.

Dans le Nord de l'Europe centrale et occidentale, elle représente une espèce migratrice

1.2.2. Systématique de *Gallinula chloropus*

La Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) Linnaeus, 1758 (Tableau 2), est un oiseau aquatique de l'ordre de Gruiformes. Il appartient à la famille des Rallidae (Gabriel et al., 2010).

Tableau 2 : Position systématique de la Poule d'eau.

Classe	Aves
Ordre	Gruiformes
Famille	Rallidae
Genre	Gallinula
Espèce	<i>Gallinula chloropus</i>

1.2.3. Habitat

La Poule d'eau est inféodée aux milieux un peu fermés, où l'eau libre ne couvre que de petites surfaces, comme elle peut côtoyer la Foulque macroule sur les rives des grands étangs ceinturés de végétation (Djellali, 2008).

D'après [Post et Seals, \(2000\)](#) : la Poule d'eau vit dans les zones humides où la végétation est abondante pour qu'elle puisse se cacher ; on la trouve en bordure des cours d'eau calmes, près des étangs ou des ruisseaux, des marais et des lacs.

La Gallinule évite les eaux saumâtres ou salées ([Géroudet, 1978](#)).

1.2.4. Description et identification

La Poule d'eau est un oiseau d'eau de taille moyenne (environ 27-31 cm de longueur), comme il peut avoir une longueur de 32-35 cm et une envergure de 50-55 cm ([Cramp, 1994](#)).

Légèrement plus petite que la Foulque noire, elle est reconnaissable à son bec rouge dont la pointe seule est jaunâtre, et à une plaque cornée frontale également rouge, elle est encore caractérisée par une longue ligne blanche irrégulière qui traverse les flancs et par une région sous-caudale blanche (**Figure 8**). On la considère comme le plus beau représentant de la famille après la Poule sultane ([Cesare, 1971](#)).



Figure 8 : Poule d'eau adulte [4].

1.2.5. L'adulte

Avec un corps trapu aplati latéralement ; l'espèce étudiée présente un plumage sombre (gris à noire). Le bec et la tâche frontale, plus ou moins larges sont de couleur rouge vif ([Djellali, 2008](#)). Ceux du mâle sont larges de 5-10% par rapport à ceux de la femelle ([Cramp, 1994](#) ; [Brichetti et Dicapi, 2001](#)). Bien que les femelles soient

souvent plus petites que les mâles, ces deux sont sexuellement monomorphiques en plumage (Petrie, 1983 ; Efe et al., 2001).

L'espèce possède un troupion cutané composé en partie blanche infra-caudale des plumes qui peut être observée pendant la nage (Gabriel et al., 2010).

Lorsqu'on voit l'adulte de ce modèle biologique ; on peut constater que :

- La tête, le cou, et la gorge sont d'un noir d'ardoise.
- Les régions supérieures et scapulaires sont vert-brun, et les régions inférieures sont gris ardoise.
- Les pieds et les tarses sont verdâtres, et la partie du tibia dépourvue de plumes est rouge (Cesare, 1971).

1.2.6. Juvénile

Les juvéniles ayant une couleur gris-brun avec menton et gorge blanc sale (**Figure 9**) ; également reconnaissable à sa forme, à ses mouvements à la ligne pale sur le flanc et aux sous-caudales latérales blanches (Djellali, 2008).

Lors du 1^{er} hiver, les juvéniles montrent beaucoup de plumes avec une base en ardoise sur le cou et les parties inférieures, les plumages de ces espèces, en période de mue durant le 1^{er} hiver (Aout-Décembre), perdent fréquemment la plupart ou la totalité de la ligne du flanc. A l'âge de 1 an, la tête et les parties inférieures sont plus ternes et plus bruns que chez l'adulte. Les yeux sont d'un gris-brun. Le bec et la plaque frontale sont rouge lumineux avec une extrémité qui tend vers le vert-brun au lieu de la couleur jaune chez les adultes (Glutz et al., 1973 ; Dementiev et Gladkov, 1951).

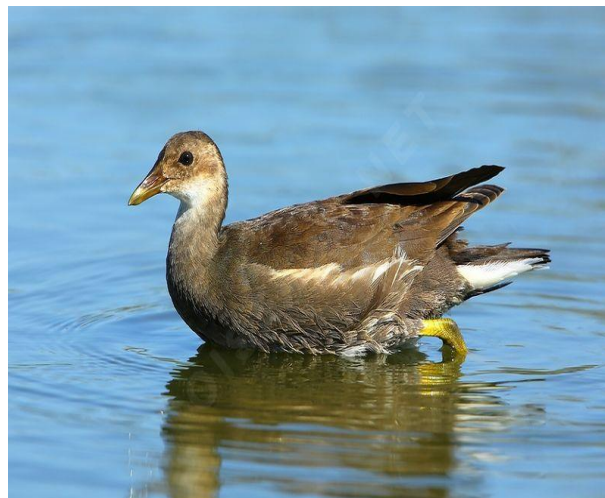


Figure 9 : Juvénile du Poule d'eau [5].

1.2.7. Poussin

Comme celui de la Foulque macroule ; noir à bec rouge ; mais sans collerette est jaune brunâtre (Killian et al., 1999). Mais selon Efe et al., (2001) ; les petits sont de couleur olive terne, avec une gorge blanchâtre et un bec noirâtre (**Figure 10**).

Sauer et Witt (1998) décrivaient les jeunes comme des oisillons ayant une coloration discrète allant du gris sombre, et leur bec n'est pas encore rouge ; mais leur région sous-caudale est déjà blanche et ils portent un semblant de lignes sur les flancs.



Figure 10 : Poussin de Poule d'eau (cliché Talbi, 2018).

1.2.8. La taille et le poids du corps

La longueur moyenne du corps chez la Poule d'eau est comprise entre 12 et 14 inch (30.48-35.56 cm) celle des mâles est plus large que celle des femelles (Forbush, 1925 ; National Geographic Society, 1999 ; Massachusetts Division of Fisheries and Wildlife, 2000 ; Connecticut Department of Environmental Protection, 2000). Le **Tableau 3** montre les différentes mensurations de plusieurs parties du corps de la Poule d'eau entre les deux sexes (Anderson, 1975) :

Tableau 3 : les différentes mensurations de la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*).

Partie du corps	♂ (mm)	♀ (mm)
Aile : Adulte	178-194	169-184
Aile : Juvénile	175-192	160-182
Queue : Adulte	68-79	68-80
Queue : Juvénile	68-81	59-76
Bec	25-28	23-26
Tarse	49-55	44-51
Orteil	68-76	60-70

Le poids du corps est approximativement de 14 oz (1kg) (Forbush, 1925). Le **Tableau 4** nous montre les variations du poids de la Poule d'eau durant différentes périodes de l'année (Anderson, 1975) :

Tableau 4 : Poids de la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*).

Période de capture	♂ (g)	♀ (g)
Septembre à Novembre	304-420	255-321
Décembre à Février	268-493	212-343
Mars à Avril	249-421	258-309
Mai à Juin	327-376	310-375
Fin Septembre à début Décembre	262-392	192-335
Fin Décembre à début Mars	186-299	146-214

1.2.9. Quelques caractéristiques spécifiques de la Poule d'eau

Une grande caractéristique des Rallidés généralement et de l'espèce concernée précisément est ses longues jambes prolongées par de très longs et puissants orteils qui sa permettent de dissimulation sans difficulté dans la végétation aquatique dense, donc reste très difficile à observer (Djellai, 2008).

Selon Whitfield et Walker (1998), cette espèce familière est l'une des plus adaptables et les plus prolifiques de la famille. On la retrouve dans presque toutes les étendues

d'eau douce et les terrains avoisinants et elle s'adapte volontiers aux environnements créés par l'homme.

Les adultes Gallinules peuvent produire trois pontes dans une seule saison (Eden, 1987). La monogamie est généralement le système reproductif dominant utilisé par cette espèce dans le site de reproduction, dont quelques individus se reproduisent annuellement en groupes communs et coopératifs. La majorité de ces individus ont des liens de parenté du premier ordre (Forman et Brain, 2004).

La sélection de l'hôte chez cette espèce est spatialement limitée à l'enceinte de deux ou trois territoires de reproduction (McRae, 1994).

Les parents peuvent attaquer leurs petits poussins (Gibbons, 1985).

1.2.10. Régime alimentaire

Notre espèce est généralement caractérisée par un régime alimentaire omnivore mais principalement végétarien. Les végétaux, plantes aquatiques, baies et fruits tombés ; constituent l'essentiel de son régime alimentaire, complété par quelques insectes pendant la saison de nidification. Les Poules d'eau peuvent se nourrir en marchant sur l'herbe ou sur les plantes, en nageant ou en plongeant la partie antérieure du corps. (Whitfield et Walker, 1998).

La Poule d'eau mange une variété de plantes et d'animaux y compris les restes, les racines, et les tiges des plantes vivantes sous l'eau, lentille d'eau (*Lemna* spp), Les restes des herbes terrestres et Graminées, graines, baies, fruits, mollusques (e.g., escargots), insectes (e.g., sauterelles, locustes), et vers (Bent, 1962 ; Forbush, 1925 ; Ehrlich et al., 1988 ; De Graaf et Yamasaki, 2001). Les petites Gallinules mangent parfois les Libellules et les nymphes d'Ephémères (Hebert et Elkins, 1994).

Ils ont aussi observé que la Poule d'eau mange les petits poissons. Dans l'Etat de Pernambouc, Brazil ; Telino-Júnior et al., (2003) ont rapporté que la Poule d'eau s'alimente de petits insectes trouvés essentiellement dans les fleurs de Nénuphar *Nymphaea rudgeana* et *Nymphaea coerulea*, en plus des bourgeons de ces fleurs.

1.2.11. Vol-Voix-Longévité

Lorsqu'ils s'envolent ; Les Poules d'eau laissent d'abord pendre leurs pattes puis les étendent vers l'arrière. Ce sont des oiseaux rapides et endurants (Sauer et Witt, 1998).

Les individus de cette espèce ont un vol lourd, lent et presque rectiligne ; par contre, elles deviennent très agiles au sol, et dans l'eau où elles plongent à la première alerte ; elles se maintiennent entre deux eaux, et avancent très rapidement, venant de temps en temps respirer à la surface pour replonger presque aussitôt (Cesare, 1971).

Le cri le plus caractéristique est un « Kyourrrl » bref perçant et gargouillant qui révèle l'oiseau dans les Roseaux. Cri « Ki-Kèk » perçant (irritation), « Krèk-Krèk-Krèk », trisyllabique rapide et haché, pouvant être répété de longues heures et même de nuit en vol (Killian et al., 1999).

Selon Sauer et Witt (1998), on entend fréquemment les cris de cet oiseau : un « cruc » et un « ter ter ter » qui s'élèvent au-dessus des broussailles. Les jeunes émettent un sifflement strident. D'une manière générale ; deux types de cris sont émis par l'espèce étudiée : Un cri d'alarme sonore et explosif ; en cas de danger. Des cris de contact plus doux.

Notre espèce peut passer une vie qui dure entre 11 à 20 ans, et par moyenne ; elle vit environ 15 ans (Djellali, 2008).

1.2.12. Reproduction

La saison de ponte des œufs de la Poule d'eau s'étale généralement entre la mi-Mars et la mi-Août (Relton, 1972 ; Wood, 1974 ; Huxley et Wood, 1976 ; Gibbons, 1985). Pendant la saison de couvée ; les Poules d'eau défendent mutuellement leur territoire en exécutant des parades compliquées sur l'eau et au sol (Haouam, 2003).

1.2.12.1. Nidification

Dès que le couple est formé, le mâle et la femelle commencent à construire le nid, celui-ci présente de nombreuses variantes : il peut être posé sur la vase ou sur les plantes, suspendu entre les roseaux, ou encore flottant librement sur l'eau (**Figure 11**). Les deux sexes construisent ensemble un nid plus au moins renforcé à l'aide de matières végétales amoncelées sur la végétation émergée (Cramp et Simmons, 1980). Le nid est composé généralement d'un assemblage de feuilles ou de tiges, et il se trouve dans l'eau ; dans une touffe de Carex, mais il peut également être situé dans un buisson facilement accessible, parfois plusieurs mètres au-dessus de l'eau (Haouam, 2003). Les Poules d'eau nichent quelque fois dans un arbre, au bord de l'étang, et

peuvent même utiliser les nids abandonnés par des oiseaux arboricoles (Cesare, 1971).



Figure 11 : Nid de Poule d'eau contient des œufs (cliché Talbi, 2018).

1.2.12.2. Ponte, incubation et les œufs

Habituellement et pendant chaque ponte, la femelle pond de 5 ou 6 à 8 œufs (dimensions : 44 x 31 mm) de couleur beiges pointille de brun rouge (Chantelat, 2002).

La couvaison commence avec la ponte du dernier œuf ; elle dure 3 semaines et est assurée en alternance par le mâle et la femelle. L'éclosion de tous les œufs est presque simultanée et ne dure que quelques heures à peine (Wood, 1974). L'incubation et la défense des œufs contre les prédateurs (ex : Oies domestiques) est le résultat d'un travail collectif réalisé par les deux géniteurs (effectué entre 19 à 22 jours).

Chez la Poule d'eau, il peut y avoir aussi entre 2 ou 3 pontes par an entre Avril et Juillet (Cramp et Simmons, 1980).

1.2.12.3. Eclosion et poussin

Après environ 3 semaines d'incubation ; les œufs éclosent d'une façon asynchrone et la femelle continue à incuber les œufs restants, pendant que le mâle s'occupe des poussins (Gibbons, 1986).

Jusqu'à l'étape d'envol ; le type d'alimentation varie selon l'âge des couvées.

D'après [Chantelat \(2002\)](#) :

- Initialement ; ils sont nourris à la béquée.
- Puis ; les géniteurs leurs apportent des bouquets de plantes aquatiques, dont ils détachent les éléments comestibles.

Les petits couverts d'un duvet noir, sont capable, dès le lendemain de quitter le nid pour nager ; très vite ils savent trouver eux-mêmes leur nourriture, et les parents n'ont pas d'autre souci que celui de les protéger, au moindre signe de danger, toute la famille disparaît dans le taillis le plus proche ([Cesare, 1971](#)).

Les poussins quittent le nid immédiatement avant qu'ils sont secs, ils s'éloignent, sachant nager et plonger, ils ne volent que vers 7 semaines ([Chantelat, 2002](#)).

Certains couples produisent parfois une deuxième couvée pendant cette période (la période d'envol) : c'est-à-dire que l'un des deux partenaires couve déjà la seconde ponte, pendant que l'autre élève encore des jeunes de la première. Plus fréquemment les jeunes deviennent autonomes alors que leurs géniteurs couvent pour la seconde fois ([Whitfield et Walker, 1998](#) ; [Sauer et Witt, 1998](#)).



Chapitre II. Matériel et Méthodes



1. But de travail

Notre étude a pour objectif majeur, c'est de suivre l'évolution de statut de deux espèces de la famille des Rallidea au niveau du marais Boussedra l'extrême Nord du pays. Le suivi des effectifs de la Foulque macroule (*Fulica atra*) et la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) et leurs reproductions a été réalisée durant l'année 2017 – 2018.

2. Description du site d'étude

Le marais Boussedra se situe dans la wilaya de Annaba, Daïra et commune El- Bouni dont les coordonnées géographiques sont (36 ° 5045 " N, 7 ° 4347 "E), c'est un plan d'eau douce de 55 ha, avec une profondeur variant entre 22 cm et 88 cm pendant la période sèche et atteint jusqu'à 2 m en période de pluie. (**Figure 12**). Le marais n'est pas protégée, depuis 2003 elle est utilisée comme décharge ([Samraoui et al., 2012](#)), perdant plus de 50% et sa superficie jusqu'à 2018 ([Talbi et al., 2021](#)) donnant progressivement la place à des lotissements. Cette zone humide est un exemple typique de fragment des zones humides méditerranéennes ([Battisti et al., 2008](#) ; [Paracuellos, 2008](#)). Elle est un vestige d'un ancien grand complexe de zones humides autour de la ville d'Annaba et est désormais intégrée dans une agglomération urbaine et elle est limitée sur toute sa partie Est par les bidonvilles. La rive Sud est limitée par des usines d'industries agroalimentaire et traversée par un chemin de fer. Sur ses limites Nord et Ouest les agglomérations urbaines sont un peu plus loin (quelques dizaines de mètres).

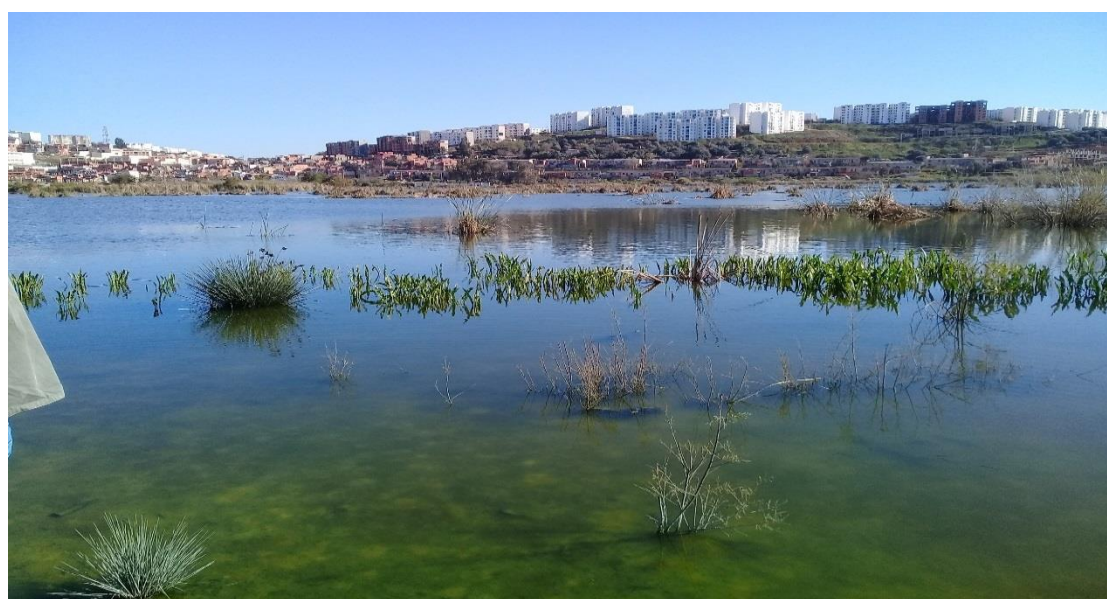


Figure 12 : Présentation de site d'étude (Boussedra) ([cliché Talbi, 2018](#)).

Du point de vue avien, cette zone humide accueille chaque année une diversité assez importante (42 espèces appartenant à 18 familles) et répond facilement aux critères ZICO (Zone d'Importance pour la Conservation des Oiseaux) en période hivernale ou de reproduction, tels le Blongios nain (*Ixobrychus minutus*), le Crabier chevelu (*Ardeola ralloides*), Fuligule nyroca (*Aythya nyroca*), l'Érismature à tête blanche (*Oxyura leucocephala*), la Sarcelle marbrée (*Marmaronetta angustirostris*) (Aberkane et al., 2013, Samraoui et al., 2013) (Figure 13).



Figure 13 : Carte présente le marais Bussedra, Nord-Est de l'Algérie (Talbi et al., 2021).

2.1. Etude climatique

La région d'Annaba est caractérisée par un climat méditerranéen, avec l'alternance d'une saison douce et humide et une saison chaude et sèche. Certains paramètres climatiques sont pris en considération dans notre étude, ces derniers sont fournis par la station météorologique les salines (Lahlah, 2011).

2.1.1. Température

Les moyennes mensuelles des températures de l'air pour l'année 2017-2018 varient entre 10C° et 25C° (**Figure 14**). Les données climatiques sont téléchargé à partir de la base de données TerraClimate ([Abatzoglou et al., 2018](#)).

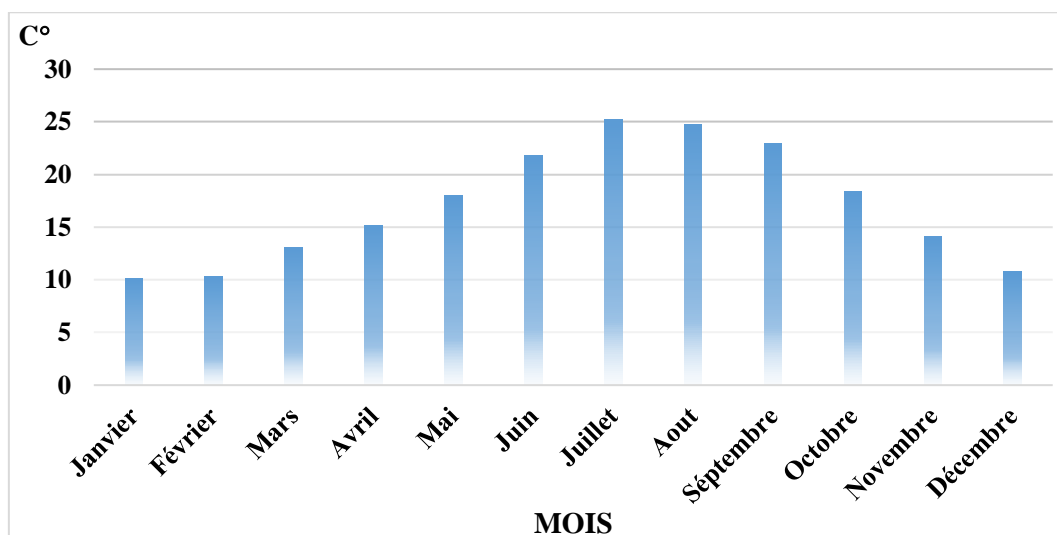


Figure 14 : Graphique montrant La moyenne annuelle de la température de la région d'El Bouni, Annaba (2017/2018) ([Abatzoglou et al., 2018](#)).

2.1.2. Précipitation (pluviosité)

Le graphique (**Figure 15**) montre que le mois présentant les précipitations les plus élevés est le mois de Janvier, le mois avec les précipitations les plus faibles est le mois de Juillet ([Abatzoglou et al., 2018](#)).

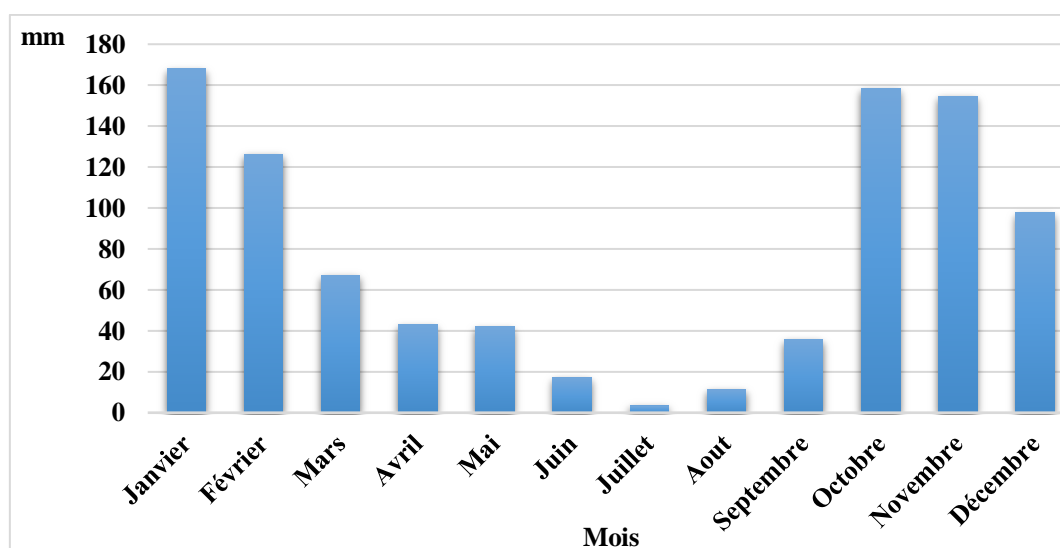


Figure 15 : Graphique montrant les variations des précipitations annuelles d'El Bouni, Annaba, (2017-2018) ([Abatzoglou et al., 2018](#)).

2.1.3. Synthèse climatique

2.1.3.1. Diagramme pluviothermique de Bagnouls et Gausсен

La méthode de Bagnouls et Gausсен nous permet de calculer la durée de la saison sèche en portant la pluviométrie moyenne annuelle et la température sur des axes où le premier est pris à une échelle double du second. La saison sèche apparaît lorsque la courbe des précipitations rencontre et passe sous celle des températures (Bagnouls et Gausсен, 1957). D'après le diagramme de Gausсен pour la période 2017-2018 (Figure 16), on remarque deux périodes distinctes : l'une sèche débutant au mois de Mars jusqu'au début du mois d'Octobre, l'autre humide commence de la fin du mois d'Octobre jusqu'au mois de Mars (Abatzoglou et al., 2018).

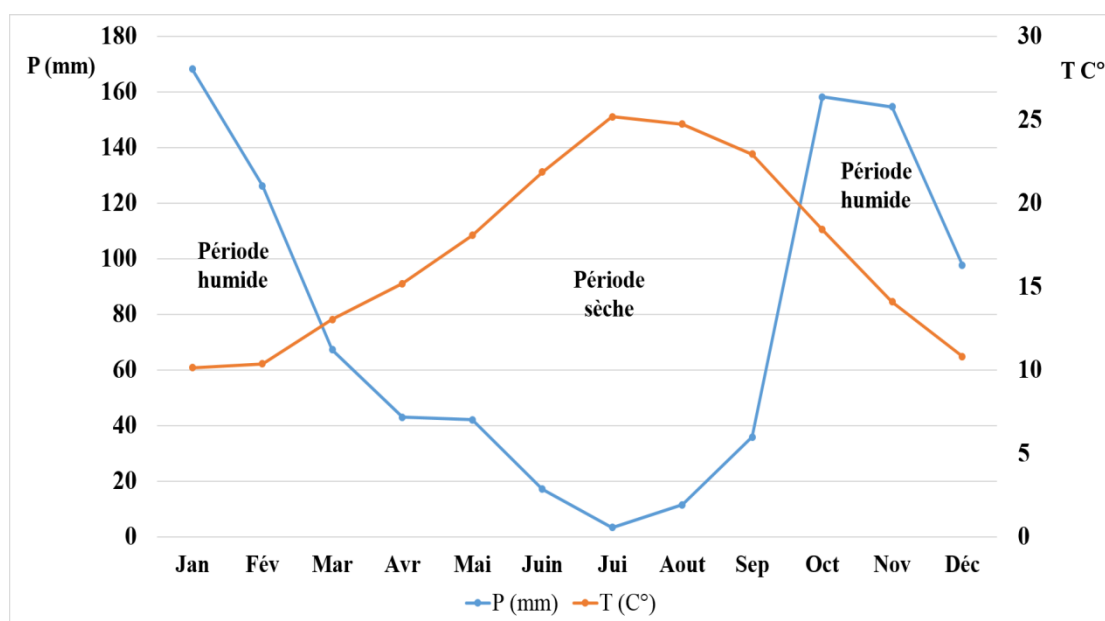


Figure 16 : Diagramme pluviothermique de la région d'El Bouni, Annaba (2017-2018) (Abatzoglou et al., 2018).

2.1.3.2. Climagramme d'Emberger

L'indice pluviométrique d'Emberger nous aide à définir les cinq étages de climat méditerranéen du plus aride jusqu'à celui de haut montage (Emberger, 1955).

Son principe se base sur le régime des précipitations et des températures qui s'exprime selon la formule suivante :

$$Q_2 = \frac{1\,000 \cdot P}{\left[\frac{M + m}{2} \right] (M - m)}$$

Q_2 = quotient pluviométrique d'EMBERGER.

P = précipitation annuelle moyenne (mm).

M = Température des maxima du mois le plus chaud (°K).

m = Température des minima du mois le plus froid (°K).

Le Q_2 pour la période de 1991-2012 est de 93,95. Le quotient d'Emberger (1952) situe Annaba dans l'étage bioclimatique sub-humide tempéré (**Figure 17**) (Chettibi, 2014).

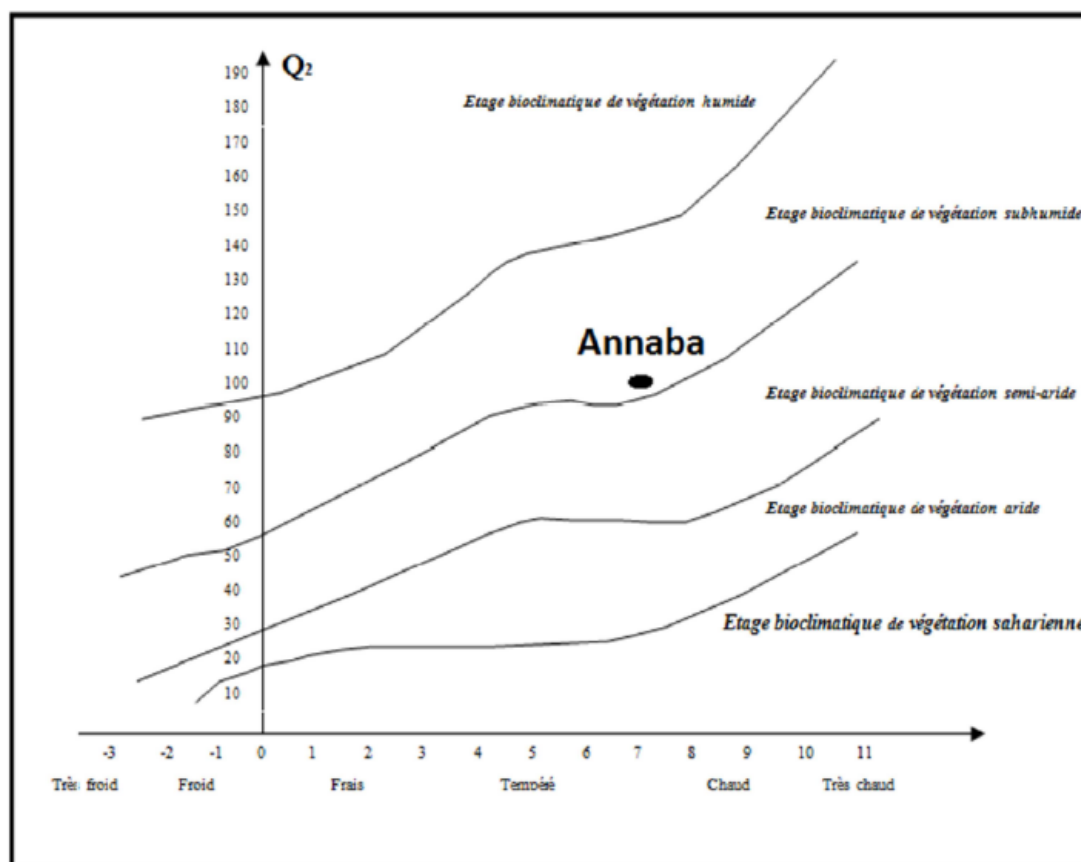


Figure 17 : Situation de la station météorologique de la wilaya d'Annaba dans le Climagramme d'Emberger (1980/2014) (Chettibi, 2014).

2.1.4. Humidité

Le taux d'humidité est élevé dans l'hiver comme l'été, la moyenne maximale est de 93% en décembre et la moyenne minimale de 46,4% en juillet (Mejelekh et El Ganaoui, 2012).

L'humidité est relativement constante au cours de l'année, ce qui constitue un facteur de compensation pendant la saison sèche qui dure près de 4 mois. Les vents notamment maritimes contribuent au maintien d'un taux d'humidité élevé.

Grâce à l'humidité atmosphérique élevée, la région d'Annaba constitue un biotope idéal pour un grand nombre d'espèces végétales, ce qui explique la grande richesse floristique qui caractérise cette région (Ghanem, 2009).

2.1.5. Les vents

Les vents les plus fréquents soufflent du secteur Nord-Ouest suivant une direction Nord-Ouest Sud-Est avec une moyenne annuelle de 2,4 m/s et les moins fréquents sont ceux du Sud-Est et du Sud-Ouest avec une moyenne annuelle de 2 m/s la valeur la plus élevée de ce paramètre est enregistrée au mois de décembre et la plus faible au mois de février (Lahlah, 2011).

2.2. Données géologiques

La région d'Annaba a fait l'objet de plusieurs études géologiques, dont celle de Joleaud (1936), Hilly (1957), Gaud (1976), Vila (1980), Lahonder (1987). Ces études montrent l'existence de deux types de terrains, l'un sédimentaire et l'autre métamorphique.

Les formations du système aquifère sont constituées de sédiments moins Pliocènes et Quaternaires formant le remplissage des fosses d'effondrement de Ben Ahmed et Ben M'Hidi. Il s'agit d'une alternance d'argile sableuse, de sable, de graviers et de travertins, où l'on distingue sept réservoirs d'importance inégale dont les principaux sont la nappe superficielle et celle des graviers (Boudraa, 2015).

La première est contenue dans des formations sablo argileuses incluant des lentilles de sables. Des argiles grises compactes en constituent le substratum. Ces lentilles sont plus fréquentes à proximité de l'oued Seybouse, et à la périphérie des affleurements

des grès numidiens. La nappe phréatique est globalement libre, sauf en quelques points où elle est captive sous des niveaux d'argiles (Ayada, 2003).

L'épaisseur de cette nappe est variable, elle peut atteindre 18 m. La nappe des graviers présente de bonnes qualités hydrauliques. L'épaisseur des graviers et galets est très variable, elle passe en effet de quelques mètres en bordure Ouest du système, près de 25 m selon l'axe de la fosse de Ben Ahmed, orientée Sud Nord, puis elle diminue à moins de 10 m sur l'élévation de Dghoussa. Elle croît de nouveau à 80 voire 90 m selon l'axe de la fosse de Ben M'Hidi d'orientation Sud-Ouest – Nord-Est. Entre la butte de Boukhadra et El-Khous (Boudraa, 2015).

2.3. Faune et flore

2.3.1. Flore

C'est un plan d'eau palustre favorisant le développement d'une flore très diversifiée. Ce couvert végétal très riche formé de 86 espèces appartenant à 42 familles est composé principalement de *Veronica agrestis*, *Veronica anagalis aquatica*, *Typha angustifolia*, *Scirpus lacustris*, *S. maritimus*, *Phragmites australis* et *Lesser Bulrush*. Dans la partie sud de la marre on trouve une large bande de *Tamarix gallica*, qui est utilisé comme site de la nidification pour une colonie mixte de hérons (environ 500 nids, de Héron garde-boeuf, Héron chevelu, Aigrette gazette et Héron bihoreau) (Samraoui et Samaraoui, 2008 ; Samraoui et al., 2012 ; Chettibi, 2014 ; Boudraa, 2015 ; Talbi et al., 2021) (Figure 18).



Figure 18 : Végétations du marais Boussedra (cliché Talbi, 2018).

2.3.2. Faune

La faune occupant le marais Boussedra est diversifiée, la plupart des espèces sont identifiables sur le terrain, de tels :

2.3.2.1. Invertébré

Il s'agit des papillons de jour (lépidoptères rhopalocères), des sauterelles, criquets et grillons (orthoptères) et des libellules et des demoiselles (odonates), des fourmis, les diptères.

2.3.2.2. Amphibiens et reptiles

Pendant la période de notre étude nous avons observé des Tortues aquatiques (*Emys orbicularis*) ; des grenouilles (*Lithobates palustris*), les lézards, les rats, et surtout des couleuvres d'eau (*Natrix Maura*).

2.3.2.3. Oiseaux

C'est un site d'hivernage et de reproduction privilégié pour de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau dont certaines sont menacées ou en voie de disparition dans leurs aires de répartition : *Podiceps ruficollis*, *P. cristatus*, *Ixobrychus minitus*, *Ardeola ralloides*, *Marmaronetta angustirostris*, *Ardea ibis*, *Anas platyrhynchos*, *Aythya*

nyroca, *Oxyura leucocephala*, *Gallinula chloropus*, *Porphyrio porphyrio*, *Fulica atra* et *Acrocephalus schoenobaenus* sont tous des espèces nicheuses dans le marais de Boussedra (Samraoui et Samaraoui, 2008 ; Samraoui et al., 2012 ; Aberkane, 2014 ; Chettibi, 2014 ; Boudraa, 2015 ; Talbi et al., 2021).

2.4. Menaces agissant sur le marais de Boussedra

2.4.1. Le pâturage

C'est l'une des plus grandes menaces régnant sur la zone d'étude, la région d'étude est très connue comme une zone d'élevage particulièrement pour les bovins qui pâturent la végétation autour des berges du marais et pénètrent aussi à l'intérieur des plans d'eau ayant pour effet un grand dérangement des populations d'oiseaux d'eau et causent surtout la destruction des nids (**Figure 19**).

2.4.2. La pollution

Cette zone humide se trouve entourée de nombreux chantiers de construction et des bidonvilles de la commune d'El Bouni ainsi que des usines de construction agroalimentaire. Le site est devenu une décharge publique, où les riverains viennent jeter leurs déchets et ordures (**Figure 19**). Les eaux polluées des entreprises et les égouts du village menacent dangereusement la qualité de l'eau du plan d'eau, augmentant ainsi la quantité des nitrates.

2.4.3. L'agriculture

L'équilibre minéral du marais est perturbé suite à l'utilisation excessive des produits chimiques à des fins agronomiques. Les oiseaux se trouvent dérangés par les activités humaines autour du marais (la chasse, le pâturage) surtout pour les espèces nicheuses.



Figure 19 : Photo près de marais représente un cas de pâturage et de pollution (cliché Talbi, 2017).

2.5. Conversion des terres

Au cours de la période 1984-2018, le marais Bussedra a connu des changements considérables au niveau de sa superficie, elle été directement touché par l'activité humaine. La construction du campus universitaire de la ville d'El Bouni s'est avérée déterminante pour réduire la superficie des marais, le sol excavé pendant la construction a été déversé dans le marais. Aussi, L'empiètement humain dans la zone entourant cette zone humide relique, en Résultant, les zones bâties ont doublé de taille, leur pourcentage de la superficie totale passant de 25,5% à 50,2%. Dans le même temps, la surface occupée par les prairies est passée de 69,9 % à 47,6 %. Le déclin de la végétation naturelle est d'autant plus prononcé que les terres converties à un usage agricole, phénomène en augmentation sur la même période (1984-2018), ont été enregistrées comme « terres sous végétation ». Ainsi, les zones bâties et agricoles se sont étendues aux dépens de la végétation terrestre naturelle. Ce qui résulte la diminution de sa taille de plus de 50 % (de 4,7 % à 2,2 %) (**Figure 20**), Cette modification correspond à la perte notable d'eau et de végétation aquatique à l'intérieur du marais (Talbi et al., 2021).

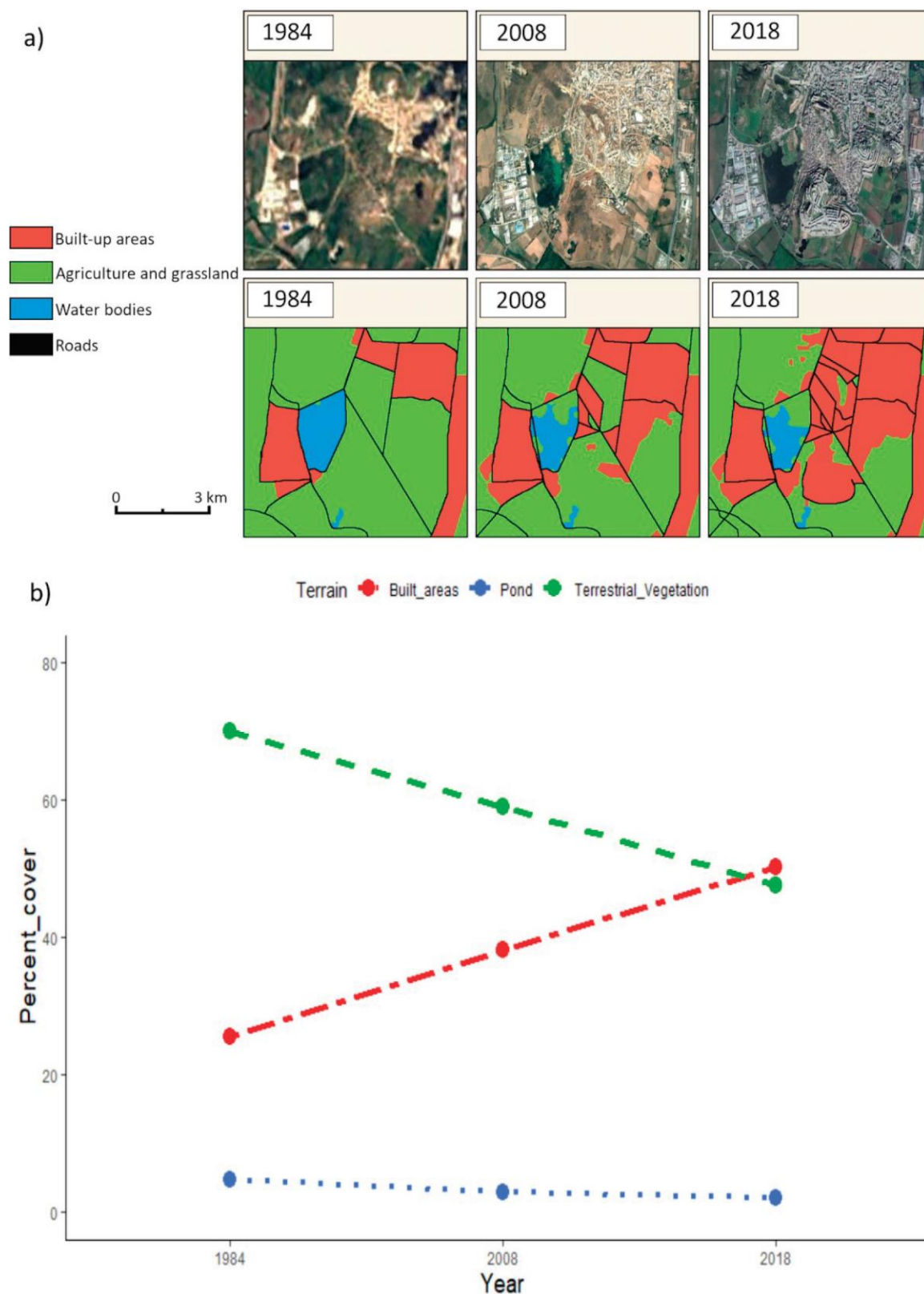


Figure 20. Modifications de la couverture paysagère dans une zone tampon de 10 km² autour de marais Boussedra en 1984, 2008 et 2018 (a), et variation du pourcentage de couverture (%) (b) (Talbi et al., 2021).

3. Méthodologie de travail

3.1. Choix du site (marais Bousedra)

Le site a été choisi en fonction de leur importance, il répond aux critères de classification de Ramsar, notamment les critères 2a et 3c. Elle suscite un intérêt pédagogique et scientifique particulier, notamment pour les institutions éducatives des wilayas limitrophes. Elle représente un lieu de remise et de gagnage pour plusieurs oiseaux d'eau (Tamisier et Dehorter, 1999). Sa végétation joue un rôle primordial en offrant un habitat précieux pour la faune terrestre et semi-aquatique d'où son importance pour le maintien de la biodiversité (Figure 21).



Figure 21 : Choix de site du marais de Bousedra (cliché Talbi, 2017).

3.2. Suivi de la dynamique des populations de la Foulque macroule et la Poule d'eau

Le suivi de l'effectif de Foulque macroule et de la Poule d'eau a été effectué pendant la saison d'hivernage (2017/2018), à raison d'une sortie par quinzaine.

Les dénombrements ont été réalisés à partir de deux points d'observation surplombant le site à l'aide d'un télescope ornithologique de marque KONUS-SPOT 20-40x60. Un comptage individuel a été réalisé dans le cas où la population est très proche (moins de 200m) (**Figure 22**).



Figure 22 : Dénombrement de la Foulque macroule et la Poule d'eau à Bussedra (cliché Talbi, 2017).

3.3. Etude de l'écologie de la reproduction des deux espèces

Le suivi de la reproduction de Foulque macroule et de la Poule d'eau a été effectué durant la saison de reproduction, à raison de deux sorties par semaine. Les paramètres pris en considération pendant cette étude sont :

3.3.1. Recherche des nids

La recherche des nids a toujours été menée sur les zones accessibles du marais que nous avons prospectées, pour rechercher et contrôler les nids, le déplacement à l'intérieur du marais se faisait à l'aide d'un Canoë kayak. Dès la fin de la construction

du nid, nous collectons diverses données telles que biotique (hauteur de nid, diamètre externe des nids, diamètre interne des nids, distance eau-nid, densité de végétation, profondeur de l'eau, hauteur de végétation, type de végétation) et la localisation des nids.

3.3.2. La végétation

La végétation prise comme support de nidification et celles utilisée pour la construction et l'édification des nids.

Concernant ce paramètre nous avons pris en considération la végétation utilisée pour la construction des nids, et celles qui se trouvent sur le site d'installation des nids. On a noté les matériaux de construction (les différentes espèces végétales, l'abondance de chaque espèce) et les types de végétation du lieu d'installation, la densité et la hauteur de la végétation.

3.3.3. Localisation des nids et mesure des caractéristiques des nids

Les nids détectés étaient numérotés par un code alpha numérique (Ex : **P1** = nid de la poule d'eau N° :1) par marqueur permanent à l'aide d'un papier collant coloré attaché à la végétation afin de les retrouver facilement, une fois repérés, plusieurs mesures seront effectuées sur les nids et leurs entourages :

- **Localisation des nids** : a été menée à l'aide d'un GPS (Geographic Positioning System, Garmin) on note la localisation des nids avec précision.
- **Caractéristiques des nids** : les mensurations de nid (diamètre interne et externe, la hauteur de nid, la profondeur de l'eau et la distance de nid par rapport à la surface de l'eau).

3.3.4. Mesure des œufs

Les œufs ont été marqués individuellement et la longueur (L) et la largeur (B) ont été mesurées en utilisant pieds à coulisse avec une précision de centième de millimètre (0.02 mm). Le volume des œufs (V, mm³) a été calculé en utilisant la formule de Hoyt :

$$[V = K_v * LB^2]$$

L : la longueur, **B** : la largeur des œufs et **K_v** : coefficient de volume ; une valeur constante estimée pour chaque espèce (Hoyt, 1979).

3.3.5. La période de ponte et la date de la première ponte

Les données concernant la période de ponte ont été enregistrées et analysées en fonction de la date de la première ponte (Lack, 1950). La période de ponte correspond à la durée entre la ponte du premier œuf du couple le plus précoce et la ponte du premier œuf du couple le plus tardif. La date de la première ponte représente la date à laquelle le premier œuf est pondu, elle est calculée en supposant un intervalle de 21 jours entre la date de la première ponte et la date d'éclosion (Gadsby, 1978).

3.3.6. Grandeur de ponte

On compte le nombre des œufs pondus par nid, pour chaque niché où il y avait éclosion, la grandeur de ponte sera calculée à la base des fréquences des œufs par nids sur un intervalle de la taille minimale et maximale enregistrée par nid, la grandeur de ponte sera défini par la fréquence la plus élevée (Winkler et Walters, 1983). La taille de ponte considérée comme complète lorsque le nombre d'œufs n'a pas changer entre les inspections successives du nid et que ce dernier arrive à l'éclosion, telle que :

- **Le succès moyen de reproduction** : correspond au nombre de nids éclos sur le nombre total des nids.
- **Le succès moyen à l'éclosion** : correspond au nombre d'œufs éclos sur le nombre total d'œufs pondus.

Dans chaque sortie on note les observations suivantes sur les nids.

- ✓ Eclosions
- ✓ Disparitions
- ✓ Prédations
- ✓ Nids et œufs abandonnés

3.3.7. Parasitisme spécifique et parasitisme inter spécifique

Le parasitisme spécifique a été déterminé selon les critères établis : La règle de la ponte d'un œuf par jour et la présence d'œufs nouvellement ajoutés après l'achèvement de la ponte, (Cramp et Simmons, 1977), et/ou l'absence de synchronisation pendant l'éclosion (Lyon, 1993 ; McRae, 1997 ; Jamieson et al., 2000).

Le parasitisme inter spécifique est déterminé par la présence d'un œuf ou plus d'une autre espèce dans le nid.

4. Analyses statistiques

Un modèle linéaire généralisé (GLM) avec une distribution d'erreur de Poisson et une fonction de lien log a été réalisé pour tester si la taille de la couvée pouvait être expliquée par les caractéristiques du nid (date de ponte, hauteur du nid, diamètre externe, densité de la végétation et profondeur de l'eau). De même, un GLM avec une distribution d'erreur binomiale et une fonction de lien logit a été utilisé pour tester si le succès de la nidification pouvait être expliqué par des caractéristiques de nidification. Une approche de sélection rétrograde a été utilisée et la qualité de l'ajustement a été évaluée en utilisant la log-vraisemblance des données compte tenu des paramètres estimés. Des modèles sélectionnés ont ensuite été validés. Des tests t sur un échantillon ont été effectués pour vérifier si les tailles de couvées enregistrées étaient significativement différentes des tailles moyennes de couvées précédemment signalées à l'étang Boussedra ([Samraoui et al., 2013](#)) et au lac Tonga ([Meniaia et al., 2014](#)). Toutes les analyses statistiques effectuées (analyse de la variance et les corrélations entre les différents paramètres étudiés) ont été réalisées par les logiciels statistiques suivants : Excel 2013, R (R Development Core Team 2019).



Chapitre III. Résultats et discussion



Résultats et discussion

Après la dégradation et la perte d'une grande partie de la superficie de notre zone d'étude marais Boussedra, la plupart des oiseaux d'eau sont affectés par cette perturbation y compris l'absence de certaines espèces telles que Blongios nain (*Ixobrychus minutus*), et la diminution de l'effectif de certaines d'autre espèces hivernants et nicheurs comme c'est le cas de nos espèces la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) et la Foulque macroule (*Fulica atra*). Pour ces raisons, nous avons étudié pendant l'année (2017 et 2018), la stratégie d'hivernage et les différents paramètres de la reproduction de la Poule d'eau et la Foulque macroule. Et pendant l'année 2020 la dynamique de ces deux espèces dans un marais protégé « Torre Flavia » durant le stage de perfectionnement en Italie.

1. La Poule d'eau (*Gallinula chloropus*)

1.1. Suivi de la dynamique de population de la Poule d'eau

1.1.1. Dénombrement de la Poule d'eau



L'hivernage des espèces d'oiseaux d'eau correspond à leur séjour plus ou moins prolongé au cours des mois d'hiver loin de leurs quartiers de nidification (El Agbani, 1997), il représente pour les oiseaux d'eau une période de reconstitution des réserves énergétiques après les efforts investis dans la reproduction et souvent aussi dans la migration (Fustec et Lefeuvre, 1990).

Au niveau du marais Boussedra, cette espèce avait un effectif maximal avoisine 77 individus enregistrés durant le mois de Février 2018. Leur effectifs a diminué progressivement jusqu'à le mois d'Avril 2018 avec 35 individus été enregistré. En 2017, seulement 7 oiseaux ont été enregistrés dans ce plan d'eau pendant le mois de Décembre (**Figure 23**). Elle est caractérisée par un comportement craintif qui au moindre dérangement fuit et se cache dans les touffes de *Typha angustifolia* et de *Phragmites australis*, elle ne sort que pour s'alimenter (Ritter et Savidge, 1999).

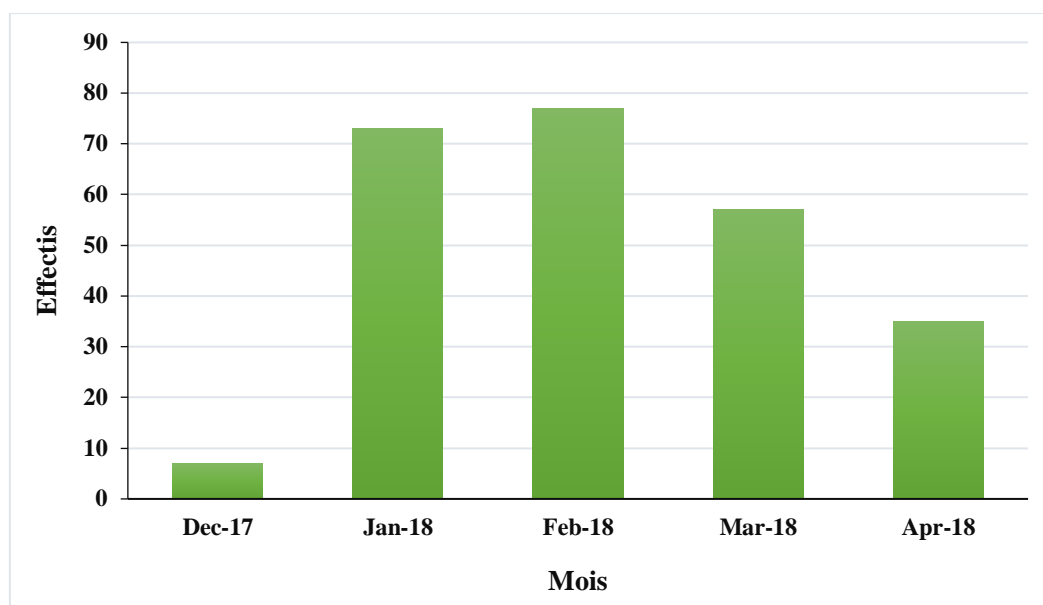


Figure 23 : Evolution des effectifs de la Poule d’eau dans le marais de Boussedra (2017-2018).

1.1.2. Ecologie de la reproduction de la Poule d’eau

Les résultats sont ceux d’un suivi d’une saison de reproduction en 2018, dans le marais Boussedra (**Tableau 5**). Pendant la saison de reproduction, et durant une recherche régulière des nids de la Poule d’eau (*Gallinula chloropus*) dans la végétation émergente du marais de Boussedra, 26 nids ont été recensés dans les différentes strates de végétation.

Tableau 5 : Caractéristiques générales de la reproduction de la Poule d’eau.

Paramètres	Poule d’eau
Date d’installation	12/05/2018
Étalement de la période de ponte	8 semaines
Début des éclosions	02/06/2018
Fin des éclosions	19/07/2018
Nids installés	26
Taille de ponte	4.71 1.83

1.1.2.1. Caractéristiques des nids

A Boussedra les 26 nids de Poule d’eau ayant les caractéristiques suivantes : diamètre externe moyen de 20.54 ± 3.29 cm, un diamètre interne moyen de 13.46 ± 2.45 cm,

une hauteur du nid moyenne de 9.42 ± 4.56 cm, une profondeur moyenne de l'eau à l'endroit où se trouve le nid de 59.73 ± 17.01 cm, un hauteur moyenne de la végétation est de 158.77 ± 41.96 cm et une végétation caractérisée par une densité moyenne de $57.50\% \pm 20.46$ (**Tableau 6**).

Le nid de la Poule d'eau est en forme de cuvette, les deux partenaires coopèrent pour le construire, il est édifié sur la végétation aquatique flottante qui est dominée par *Typha angustifolia*, montrant une nette préférence pour le Scirpe et la végétation dense, qui fournissent un couvert de nidification et des ressources trophiques (Samraoui et al., 2013; Meniaia et al., 2014). Nos résultats sur les sites de nidification correspondent aux données obtenues par Samraoui et al. (2013) des sites voisins en Algérie et Forman et Brain (2004) en Europe du Nord. Si les précédentes études de reproduction sont utilisées comme données de base, le nombre actuel de couples reproducteurs montre une tendance à la baisse (-4.9%), ce qui est également insoutenable et pourrait bientôt exclure la Poule d'eau comme espèce reproductrice à l'étang de Boussedra.

Tableau 6 : Mensurations des nids de la Poule d'eau (n=26).

Paramètres	Moyenne	Min - Max
Diamètre externe (cm)	20.54 ± 3.29	14 – 30
Diamètre interne (cm)	13.46 ± 2.45	9 – 20
Hauteur du nid (cm)	9.42 ± 4.56	4 – 20
Profondeur de l'eau (cm)	59.73 ± 17.01	22 – 88
Élévation du nid (cm)	35.23 ± 15.77	10 – 68
Hauteur de végétation (cm)	158.77 ± 41.96	58 – 250
Densité de végétation (%)	57.50 ± 20.46	20 – 95

1.1.2.2. Caractéristiques des œufs

Pendant la période d'étude, les mensurations ont concerné 118 œufs, les données obtenues ont révélées que les œufs de la Poule d'eau ont une longueur qui varie entre 39.91 mm et 48.51 mm (43.33 ± 1.90 mm), une largeur qui varie entre 27.44 mm et 36.96 mm (30.62 ± 1.52 mm). De plus, la valeur maximale du volume des œufs

enregistrée est de 30.13 mm³ et la valeur minimale enregistrée est de 15.82 mm³ pour une moyenne de 20.76 ± 2.53 mm³ (**Tableau 7**).

Nos données sur la longueur et la largeur moyennes des œufs se situaient bien dans les limites des moyennes et l'intervalles citées dans la littérature européenne (nord-ouest de l'Italie: longueur 44.3 ± 1.8, largeur 30.2 ± 1.4, [Fenoglio et al., 2003](#) ; Royaume-Uni: longueur 44.97 ± 0.04, largeur 32.05 ± 0.02, [Forman et Brain, 2004](#)) et d'Algérie (Boussedra: longueur 43.5 ± 1.6, largeur 30.1 ± 1.2 / Tonga: longueur 42.9 ± 1.3, largeur 30.2 ± 0.8, [Samraoui et al., 2013](#); Tonga: longueur 42.49 ± 1.72 , largeur 29.60 ± 1.24, [Meniaia et al., 2014](#)). La taille des œufs peut être influencée par une gamme de facteurs, y compris l'âge maternel, la qualité maternelle et la taille de la couvée, et, également, par le fait qu'une couvée est un remplacement ou non ([Fjeldså, 2004](#) ; [Saether, 1990](#)). Cependant, nos données suggèrent qu'il n'y a pas d'influence du gradient latitudinal sur la taille des œufs des Poules d'eau communes. De même, nous n'avons pas pu déceler l'impact hypothétique qu'un changement d'habitat au marais Boussedra que pourrait avoir sur la taille des œufs.

Tableau 7 : Caractéristique des œufs de la Poule d'eau (N= 118 œufs).

Les caractéristiques des œufs	Moyenne ± écart-type	Min – Max
Longueur (mm)	43.33 ± 1.90	39.91 – 48.51
Largueur (mm)	30.62 ± 1.52	27.44 – 36.96
Volume (mm ³)	20.76 ± 2.53	15.82– 30.13

1.1.2.3. Période de ponte

La période de ponte chez la Poule d'eau s'échelonne sur une période de 11 semaines (80 jours) avec un intervalle allant du 1 Mai au 19 Juillet. Et un pic du nombre de nids a été observé le 28 Juin (**Figure 24**). Le nombre total des nids installés dans le site est de 26 nids. Par rapport au relevé précédent des couples reproducteurs en 2008 ([Samraoui et al., 2013](#)), le nombre de nids enregistré représente un déclin de 4.9%. Suggérant une arrivée tardive des couples reproducteurs ([Samraoui et al., 2013](#)).

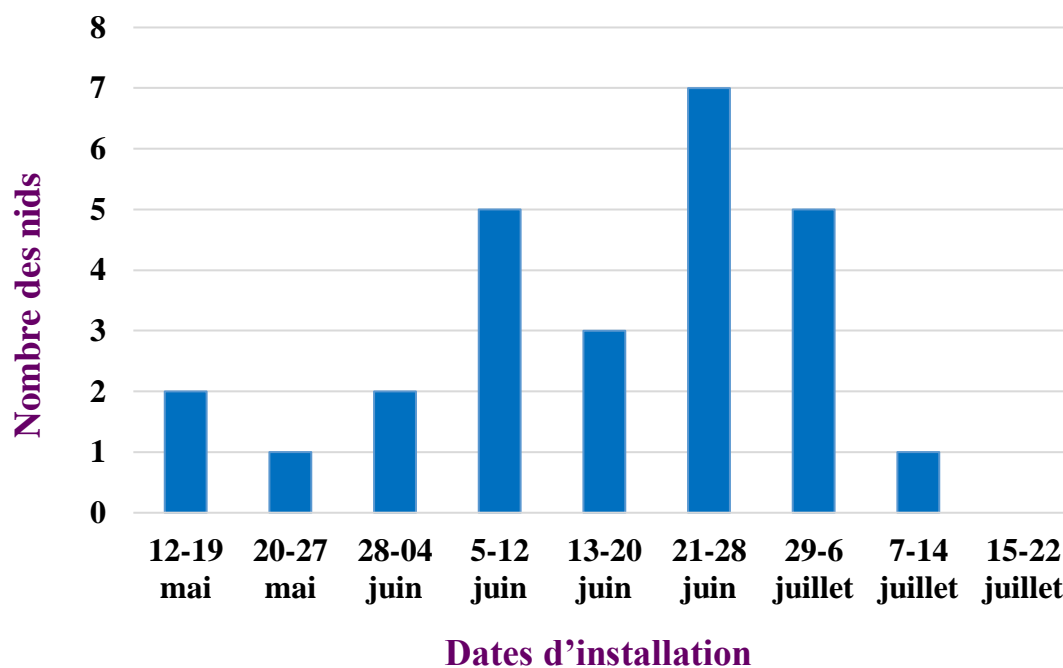


Figure 24 : Evolution temporelle dans la construction des nids de la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) en 2018 au marais Boussestra.

1.1.2.4. Grandeur de ponte

Les pontes la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) enregistré à Boussestra, ont varié de 1 à 9 œufs par nids, avec une moyenne de 4.7 ± 1.0 œufs. On a noté huit nids contenant une grandeur de 4 œufs par nid, cinq nids contenant une grandeur de 3 œufs par nid, quatre nids contenant une grandeur de 7 œufs par nid et 5 œufs par nid, deux nids contenant 8 œufs par nid, et un seul nid contenant 9 œufs, un seul nid contenant 2 œufs et un autre seul nid contenant 1 œuf. Et aucun nid avec une ponte de 6 œufs n'a été répertorié (**Figure 25**).

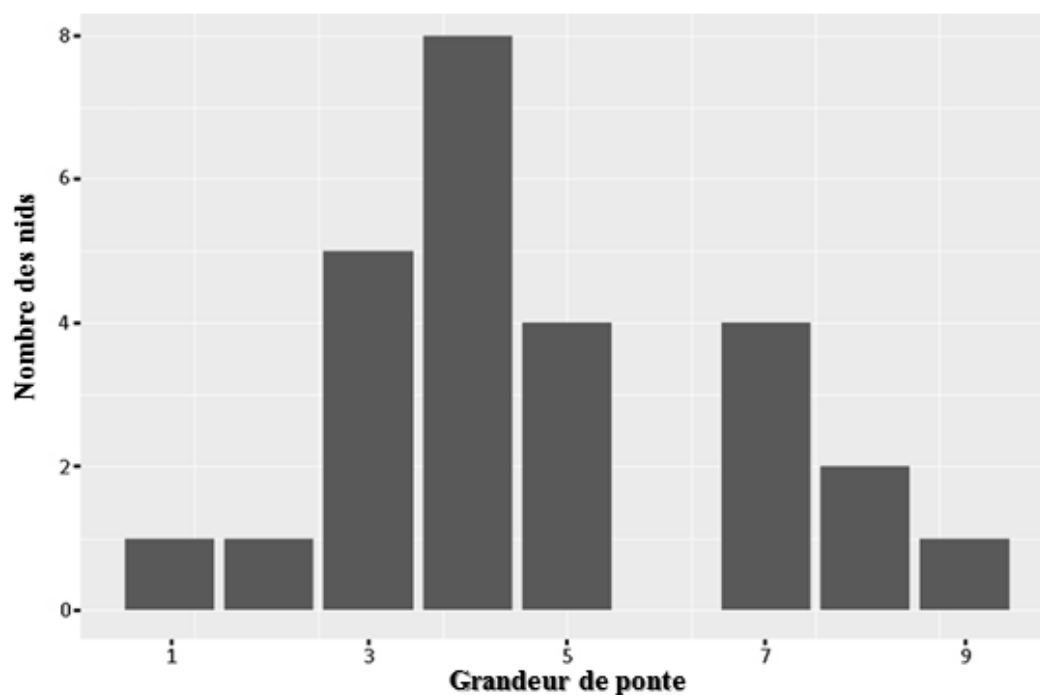


Figure 25: Variation de la grandeur de ponte de la Poule d'eau au marais Bousseadra.

1.1.2.5. Le succès de la reproduction

Le succès de la reproduction (SR%) est le rapport du nombre des nids éclos au nombre total des nids installés.

Durant la saison de reproduction, 26 nids ont été installés parmi lesquels 18 ont réussi leur éclosion par 69% (**Figure 26**), dont le reste des nids ont subi un échec soit un taux de 31% à cause des facteurs biotiques (prédation). Le GLM de Poisson n'a montré aucune variation saisonnière de la taille de la ponte ($p = 0.11$), alors que, comme l'indique le GLM binomial, le succès de la nidification a montré une tendance légèrement positive avec un retard de ponte ($p = 0.05$). Les caractéristiques du nid (hauteur du nid, diamètre extérieur, densité de la végétation et profondeur de l'eau) n'ont eu aucun impact significatif sur la taille de la couvée ou le succès de la reproduction.

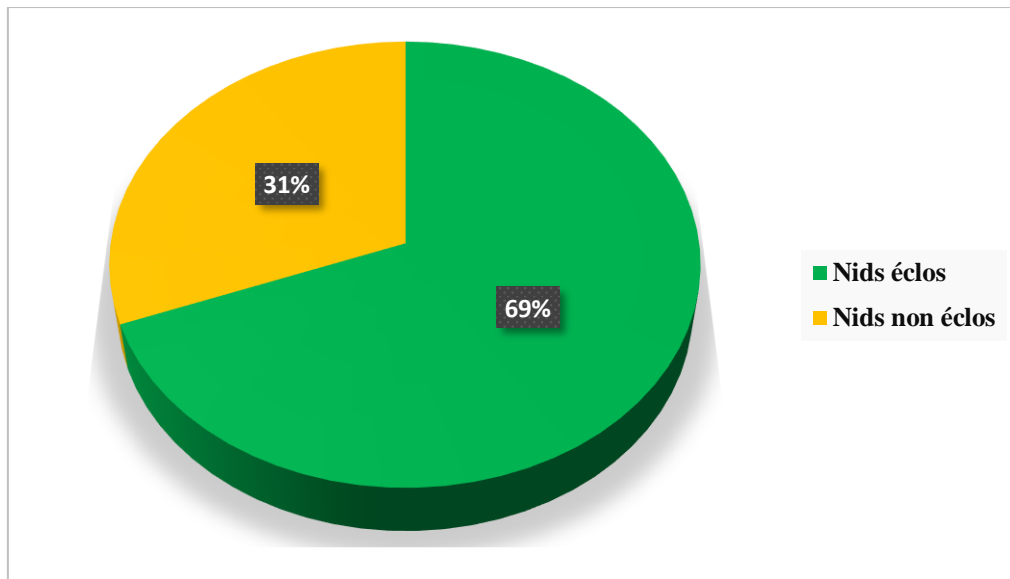


Figure 26: Succès de la reproduction de la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) au marais Bussedra. N = 26 (nombre total de nids).

Cependant, la plupart des nids ont probablement échoué en raison de la prédation par la couleuvre vipérine *Natrix maura* (**Figure 27**), qui est un serpent prédateur commun à l'étang Bussedra (Battisti et al., 2006 ; Meniaia et al., 2014). La perte de couvert végétal peut contribuer à la vulnérabilité des couvées à la prédation (Samraoui et al., 2013).

Concernant le niveau d'eau en 2018, nos résultats indiquent que le succès de reproduction n'était pas associé à la profondeur de l'eau. Cependant, il est probable qu'un niveau d'eau élevé entraverait les perturbations anthropiques et les événements de prédation (McRae, 1997 ; Angelici et al., 2012 ; Meniaia et al., 2014).



Figure 27: Nids prédatés de la Poule d'eau *Gallinula chloropus* (cliché Talbi, 2018).

1.1.2.6. Le taux de l'éclosion

Le succès de l'éclosion (SE%) est défini comme étant le rapport du nombre d'œufs qui éclosent avec succès (OE) au nombre total d'œufs pondus (OP) (Veen et al., 2006), calculé selon la formule suivante : $SE (\%) = (OE / OP) \times 100$.

Durant l'année 2018, sur les 118 œufs recensés, parmi lesquels 80 ont réussi leur éclosion par 68 %, et 38 œufs restant ont été caractérisés par un échec soit 32% (Figure 28).

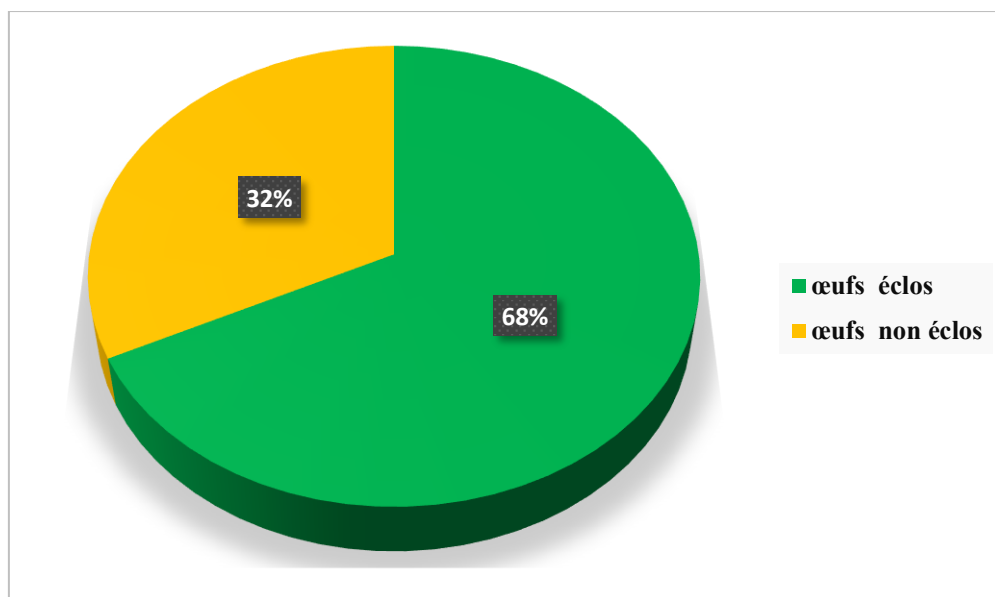


Figure 28 : Succès moyen de l'éclosion des œufs de la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) au marais Bussedra.

1.1.2.7. Le Parasitisme interspécifique

Nous avons échantillonné 26 nids de (*Gallinula chloropus*) Bussedra. Parmi eux, nous avons enregistré un nid avec trois œufs de ce rallidé (taille : 41.29 x 31.55, 44.49 x 31.44, 44.32 x 31.72 mm ; volume : 20.92, 22.38, 22.70 mm³ ; formule de Hoyt ; Hoyt, 1979) et un œuf du Blongios nain (*Ixobrychus minutus*) (Figure 29). Le nid a été construit avec des feuilles de *Typha angustifolia* à 20 cm de hauteur du sol et à 50 cm des eaux (75 cm de profondeur). Un autre nid le plus proche de Poule d'eau était situé à une distance de 44.60 m. Dans les environs, la végétation était composée d'une roselière de *Typha angustifolia* (environ 140 cm de hauteur) et un accessoirement de *Scirpus maritimus* (Samraoui et al., 2013). Les œufs de (*Gallinula chloropus*) ont été pondus du 9 au 13 Juin. L'œuf de Blongios nain a disparu par la suite, mais tous les poussins de Poule d'eau ont éclos le 5 Juillet.



Figure 29 : Nid contient 3 œufs de Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) avec 1 œuf de Blongios nain. (*Ixobrychus minutus*) à Bousedra (cliché Talbi, 2018).

1.2. Discussion

1.2.1. Dénombrement de la Poule d'eau

La Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) est une espèce sédentaire fréquente généralement tout le bassin méditerranéen (Samraoui et De-Belair 1994,1998, De-Belair et Samraoui 2000). Elle est présente durant toute l'année avec des effectifs variant d'un mois à l'autre, au cours de la période d'étude, une faible représentativité été noté durant le mois de Décembre 2017 avec 7 individus, la Poule d'eau utilise les touffes de *Typha angustifolia* et celles des *Phragmites australis* pour se cacher (Ritter et Savidge 1999), ce qui a rendu son dénombrement très difficile. Cet effectif augmente progressivement pour atteindre les 73 individus durant le mois de Janvier 2018 et un pic maximal de 77 individus a été enregistré en Février 2018. Aussitôt après, deux effondrements consécutifs sont notés réduisant l'effectif à 57 individus en mois de Mars et seulement 35 individus été observé dans le site en mois d'Avril.

En Algérie, la Poule d'eau est présente dans toutes les zones humides du littoral jusqu'au Sahara en passant par les hauts plateaux. Les effectifs les plus importants sont souvent observés dans les plans d'eau du littoral (Houhamdi, 2002 ; Mayache, 2008 ; Maazi, 2009 ; Metallaoui, 2010 ; Rouibi, 2013 ; Zitouni, 2014 ; Atoussi, 2014 ; Zediri, 2015). Généralement, les effectifs ne dépassent pas les 60-80 individus par site

(Bara, 2015). Dans les pays limitrophes (la Tunisie et le Maroc), les mêmes constations ont été rapportés par la littérature scientifique (Isenmann et al., 2005 ; Thevenot et al., 2003) qui rapportent aussi que cette espèce préfère nicher dans les cours d'eau bordés d'une ceinture de végétation composée de scirpes, de phragmites de typha et de joncs (*Juncus autus* et *J. maritimus*).

Malgré le statut sédentaire nicheur qui lui est affilié, la Poule d'eau reste peu représentée dans notre région d'étude.

1.2.2. Ecologie de la reproduction de la Poule d'eau

La présente étude sur la reproduction de la Poule d'eau *Gallinula chloropus* à Bousseadra, révèle des informations sur la sélection du site de nidification, succès de reproduction et le parasitisme des couvées. Donc, elle est caractérisée par un nombre de caractéristiques distinctes.

1.2.2.1. Caractéristiques des nids

La Poule d'eau opportuniste construit des nids dans des microhabitats différents (Cempulik, 1993 ; Samraoui et al., 2013). Bien évidemment dans les régions inaccessibles. Elle peut utiliser *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Scirpus lacustris* et *Alnus glutinosa* alternativement dépendant sur la disponibilité mais peut, à l'occasion, éviter peu de ses espèces de plantes si d'autres facteurs (profondeur d'eau, densité et longueur de plantes, etc.) sont inadéquats (Meniaia, 2014). Les strates de la végétation denses et longues peuvent fournir une couverture contre la prédation, une force sélective puissante conduit la sélection des sites de nidification (Martin, 1995 ; Samraoui et Samraoui, 2007 ; Angelici et al., 2012). Mais, nos résultats ne supportent pas l'hypothèse pour la végétation dense ne fournit pas la sécurité et ne pas masquer la prédation.

La variation dans les dimensions des 26 nids observés était en générale, compromises dans l'intervalle publiée dans la littérature qui, d'après Cramp, 1980, sont les suivantes : diamètre externe 24-30 cm ; diamètre interne 19-30 cm ; hauteur de nid 3-10 cm. Et dans l'intervalle enregistré à Bousseadra, d'après Samraoui et al., (2013) : diamètre externe 19-25 cm ; diamètre interne 12-16 cm ; hauteur de nid 8-21 cm. Et aussi, bien situé dans la fourchette cité dans Belabed-Zediri et al., (2020) qui est : diamètre externe 18-24 cm diamètre interne 11-17 cm ; hauteur de nid 4-7 cm au lac Tonga.

1.2.2.2. Caractéristiques des œufs

1.2.2.2.1. La biométrie des œufs et période de ponte

La taille des œufs peut être influencée par une gamme de facteurs, y compris l'âge maternel, la qualité maternelle et la taille de la couvée, et, également, par le fait qu'une couvée est un remplacement ou non (Fjeldså, 2004 ; Sæther, 1990). Cependant, nos données suggèrent qu'il n'y a pas d'influence du gradient latitudinal sur la taille des œufs des Poules d'eau communes. De même, nous n'avons pas pu déceler l'impact hypothétique qu'un changement d'habitat au marais Boussedra pourrait avoir sur la taille des œufs.

Nos données sur la longueur et la largeur moyennes des œufs se situaient bien dans les limites des moyennes et l'intervalles citées dans la littérature européenne (nord-ouest de l'Italie: longueur 44.3 ± 1.8 , largeur 30.2 ± 1.4 (Fenoglio et al., 2003) ; Royaume-Uni: longueur 44.97 ± 0.04 , largeur 32.05 ± 0.02 (Forman et Brain, 2004)), et d'Algérie (Boussedra: longueur 43.5 ± 1.6 , largeur 30.1 ± 1.2 / Tonga: longueur 42.9 ± 1.3 , largeur 30.2 ± 0.8 (Samraoui et al., 2013) ; Tonga: longueur 42.49 ± 1.72 , largeur 29.60 ± 1.24 (Meniaia et al., 2014) ; Tonga : longueur 43.09 ± 1.39 , largeur 30 ± 1.13 (Belabed-Zediri et al., 2020)).

Comparativement à la période de ponte de la Poule d'eau enregistrée ailleurs à Boussedra (Samraoui et al., 2013 ; Belabed-Zediri et al., 2020) et au lac Tonga (Meniaia et al., 2014), la saison de reproduction était relativement tardive, et elle est variée entre les années, ce décalage dans les dates collectées peut être contrainte par la croissance tardive de la végétation qui fournit la couverture de nidification et les ressources trophiques qui sont nécessaire pour la reproduction (Meniaia, 2014). Ainsi, dans les conditions du climat Algérien la période de ponte peut varier dans le temps et dans l'espace, plus probablement en fonction de certains indices de l'environnement (Rizi et al., 1999 ; Zediri, 2015). La moindre fluctuation locale et/ou temporelle des conditions du milieu peut entraîner un décalage de la date de la reproduction et/ou une modification de la taille de ponte par rapport à la moyenne caractéristique de l'espèce (Perrins, 1970 ; Drent et Daan, 1980 ; Korpimäki, 1990 ; Korpimäki et Norrdahl, 1991), comme c'est le cas de la dégradation dans notre site d'étude Boussedra avec le temps. Ainsi, Les couples reproducteurs tardifs font face à des taux inférieurs de prédation et d'inondation mais peuvent subir les risques de sécheresse ou des

conditions de détérioration (Meniaia, 2014). ou bien pourrait être due à l'arrivée tardive des couples reproducteurs (Samraoui et al., 2013).

1.2.2.3. Grandeur de ponte

La grandeur de ponte désigne le nombre d'œufs pondus par la femelle lors d'une ponte, (par nichée) (Yesou, 2006 ; Ravussin et Roulin, 2007 ; Maazi, 2009 ; Saheb, 2009 ; Adamou et al., 2013).

Contrairement à la taille des œufs, la taille moyenne globale de la couvée enregistrée dans la présente étude était significativement plus petite que les valeurs précédemment rapportées au marais Boussedra (6.7 ± 2.1 , N = 14 couvées : Samraoui et al., 2013) et au lac Tonga (7.03 ± 2.5 , N = 58 couvées: Meniaia et al., 2014). Et sont en accord avec celles rapportées par (Belabed-Zediri et al., 2020) au niveau du marais Boussedra 4.80 ± 2.16 œuf, pour 46 couvées. Étant donné que la taille du marais a considérablement diminué au cours des trois dernières décennies, la densité de population de Poules d'eau pourrait avoir augmenté en conséquence, entraînant une diminution de la taille moyenne des couvées en raison de la concurrence intraspécifique ou peut être dû à l'âge des femelles. Cette régulation dépendante de la densité combinée à la dégradation persistante du marais peut conduire à la disparition des Poules d'eau comme cela s'est produit dans le cas de spécialistes des marais tels que le Petit Butor (*Ixobrychus minutus*) et le busard des roseaux (*Circus aeruginosus*). La taille de la ponte est un déterminant clé du succès de la nidification (Högstedt, 1981) et un indicateur fiable de la qualité de l'habitat, y compris la qualité et la quantité des ressources trophiques (Coulson, 1999).

1.2.2.4. Le succès de la reproduction

Les oiseaux possèdent plusieurs mécanismes par lesquels ils peuvent régler le volume et le mode de leur reproduction en fonction des conditions environnementales et de leur propres conditions à se reproduire (Nager et Zandt, 1994 ; Doleneq, 2006).

Dans notre étude, le succès d'éclosion se situait dans l'aire de répartition précédemment enregistrée au Tibet (69%) et au UK (65%) (Huxley et Wood, 1976 ; Lu, 2011). et aussi similaire aux valeurs enregistrées en Algérie, au marais Boussedra et au lac Tonga (51-70%) (Samraoui et al., 2013 ; Meniaia et al., 2014). Les différences peuvent résulter de facteurs de variation tels que la profondeur de l'eau et

la prédation (Salathé 1986, 1987), les caractéristiques de l'habitat (Ex. Densité élevée de végétation), la présence des menaces des êtres humains (Salathé, 1987), les réserves de nutriments physiologiques et l'aptitude individuelle (Hepp, 1984), et enfin l'approvisionnement alimentaire et le moment de la reproduction (Perdeck et Cavé, 1992 ; Brinkhoff et al., 1993 ; Brinkhoff, 1997 ; Brinkhoff et Cavé, 1997).

Concernant les perturbations des oiseaux nicheurs, nous avons enregistré un taux d'échec de nidification relativement élevé à la fin du printemps, phénomène récurrent coïncidant avec le début des vacances scolaire. Pendant cette période, l'intrusion humaine (Ex. Piétinement, recherche active de nids par les enfants) nuit à la santé des oiseaux aquatiques en dérangeant les adultes et les poussins ou en facilitant la prédation (Anderson et Keith, 1980 ; Carney et Sydeman, 1999 ; Voorbergen et al., 2012). De plus, cette zone humide est proche d'une zone urbaine, ce qui laisse les nids exposés à la menace d'échec.

1.2.2.5. Le Parasitisme interspécifique

Le parasitisme étant connu comme un enfouissement des œufs, est défini donc comme la ponte des œufs par une femelle dans un nid d'une autre femelle dans l'ordre d'exploiter le soin parental de l'hôte, et il a été documenté/ pour plusieurs espèces d'oiseaux (Yom-Tov, 2001 ; Lyon et Eadie, 2008), poissons (Taborsky, 1994) et insectes (Field, 1992). Le parasitisme interspécifique a été depuis longtemps d'un grand intérêt (Johnsgard, 1997 ; Davies, 2000 ; Payne, 2005) mais si les rapports sur le parasitisme intraspécifique de la Poule d'eau existent dans la littérature (Gibbons, 1986 ; McRae, 1995 ; Forman, 2005), les cas du parasitisme interspécifique impliquant les Poules d'eau comme un hôte ou un parasite d'autres espèces aviaires sont relativement rares. Il y a une nécessité pour expliquer les causes évolutives et écologiques de cette stratégie reproductive alternative (Amat, 1998 ; Oliveira et al., 2008).

Dans notre cas d'étude, l'apparition d'une relation hôte-parasite entre la Poule d'eau et le Blongios nain pourrait être due (i) à la relation entre les perturbations anthropiques et le parasitisme interspécifique est largement connu dans les habitats fragmentés (Cavalcanti et Pimentel, 1988).

Aussi les facteurs environnementaux, secondaires liés aux perturbations anthropiques (par exemple, une faible disponibilité relative des ressources), peuvent favoriser le parasitisme intra- et inter-couvées, (ii) Deuxièmement, au niveau comportemental, le

parasitisme du couvain observé chez les oiseaux d'eau peut être associé à l'inexpérience des femelles (Eadie et al., 1988) car elles sont moins capables de trouver leur site de nidification (par exemple après des événements prédateurs) ou en tant que réponse active à la prédation des nids. (iii) Faisant état du comportement opposé (*Gallinula chloropus* parasitant les nids de *Ixobrychus minutus*), Trnka (2015) a suggéré que ce parasitisme pourrait être la conséquence d'une mauvaise identification des nids d'hôtes par des femelles parasites puisque les nids de ces deux espèces sont très similaires et situés souvent près l'un de l'autre.

Au cours de la période d'étude, aucun adulte de Blongios nain n'a été enregistré à l'étang de Boussedra et aucun nid n'a été trouvé (Aouadi et al., 2021). Cela conforte l'hypothèse d'un événement rare (premier cas enregistré dans le monde ; localement, 3,8% des nids enregistrés ; n = 26). Ainsi, on pourrait suggérer que ce comportement «parasite» était probablement un phénomène local et occasionnel.

2. la Foulque macroule (*Fulica atra*)

2.1. Suivi de la dynamique de population de la Foulque macroule

2.1.1. Dénombrement de la Foulque macroule



Le suivi phénologique de la Foulque macroule a consisté en des campagnes de dénombrement répétées selon un rythme bimensuel de Décembre 2017 à Avril 2018. Au cours de la période d'observation les effectifs minimaux ont été enregistrés durant le début de l'étude, soit 50 individus en Décembre 2017. Les effectifs maximaux ont alors été dénombrés pendant la saison d'hivernage entre Février et Mars 2018 avec 94 individus. Seulement 71 oiseaux ont été enregistrés dans ce marais pendant le mois d'Avril (**Figure 30**).

La Foulque macroule *Fulica atra* est une espèce observée durant toutes nos sorties au niveau de marais Boussedra. Plus que toute autre espèce, la Foulque macroule a un statut de nicheur et sédentaire en Algérie (Ledant et al., 1981 ; Rizi et al., 1999 ; Isenmann et Moali, 2000 ; Samraoui et Samraoui, 2007 ; Nouidjem, 2008) et dans tous le bassin méditerranéen (Allouche et Tamisier, 1984, 1988 ; Allouche et al., 1988).

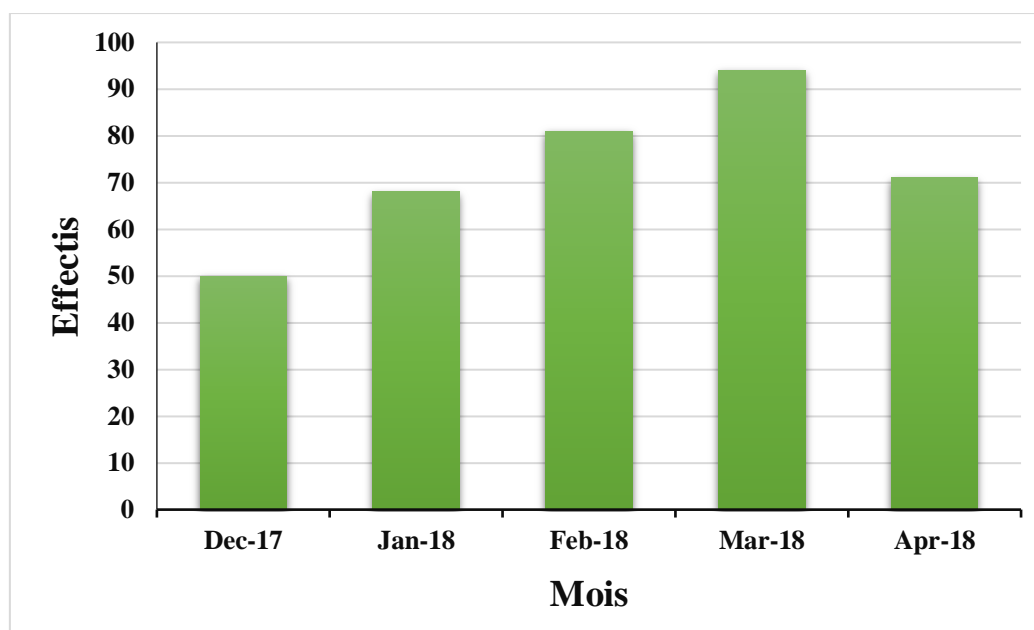


Figure 30 : Evolution des effectifs de la Foulque macroule dans le marais de Boussedra (2017-2018).

2.2. Ecologie de la reproduction de la Foulque macroule

Pendant la saison de reproduction, et durant une recherche régulière des nids de la Foulque macroule (*Fulica atra*) dans la végétation émergente du marais de Boussedra, 20 nids ont été recensés dans les différentes strates de végétation (**Tableau 8**).

Tableau 8 : Caractéristiques générales de la reproduction de la Foulque macroule.

Paramètres	Foulque macroule
Date d'installation	01/04/2018
Etalement de la période de ponte	6 semaines
Début des éclosions	15/04/2018
Fin des éclosions	26/05/2018
Nids installés	20
Taille de ponte	4 ± 2.14

2.2.1. Date et période de ponte

Les premiers nids ont été installés vers le 1 Avril, la période de ponte chez la Foulque macroule s'échelonne sur une période de 6 semaines (42 jours) avec un intervalle allant du 15 Avril au 26 Mai. Et un pic du nombre de nids a été observé le 15 Mai (**Figure 31**). Le nombre total des nids installés dans le site est de 20 nids. Le

haussement des criss est un signe qui marque habituellement le début de la saison de reproduction (Tamisier et Dehorter, 1999).

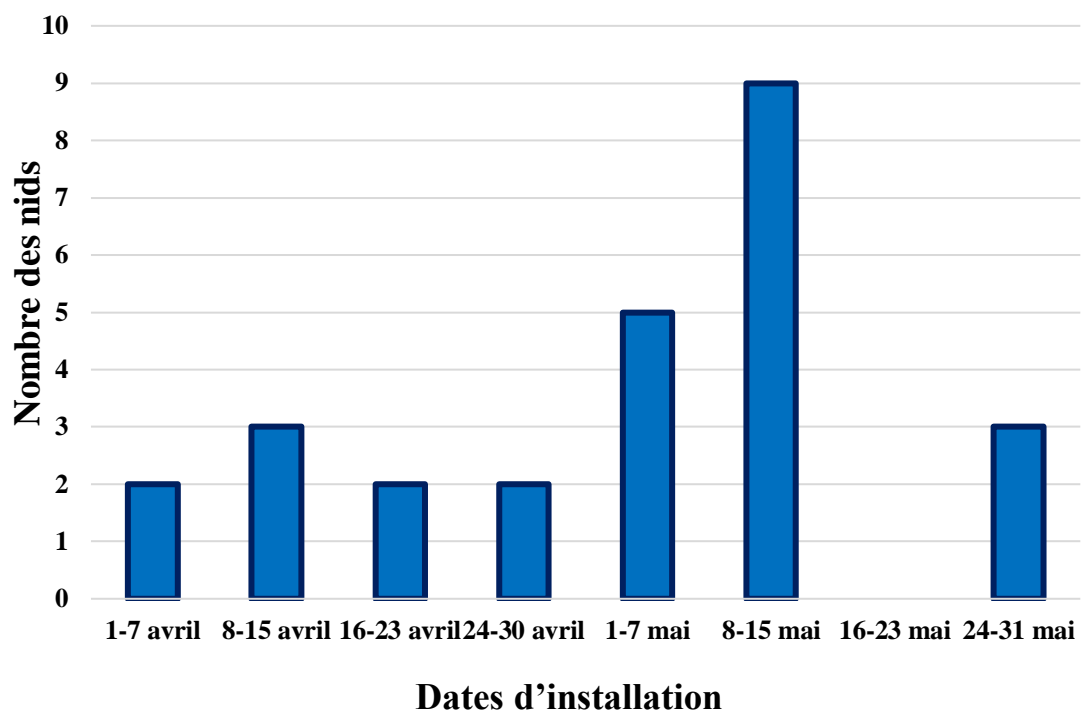


Figure 31 : Evolution temporelle dans la construction des nids de la Foulque macroule (*Fulica atra*) en 2018 au marais Boussedra.

2.2.2. Caractéristiques des nids

Pendant la période d'étude les 20 nids du Foulque macroule (*Fulica atra*) recensés sont à base de *Typha angustifolia*, et ayant les caractéristiques suivantes : diamètre externe moyen de 29.45 ± 2.63 cm, un diamètre interne moyen de 17.95 ± 1.50 cm, une hauteur du nid moyenne de 15.95 ± 3.33 cm, une profondeur moyenne de l'eau à l'endroit où se trouve le nid de 74.70 ± 14.96 cm, un hauteur moyenne de la végétation est de 126.25 ± 28.31 cm et une végétation caractérisée par une densité moyenne de $33\% \pm 18.02$ (Tableau 9).

Tableau 9 : Mensurations des nids de la Foulque macroule (n=20).

Paramètres	Moyenne	Min – Max
Diamètre externe (cm)	29.45 ± 2.63	24 – 33
Diamètre interne (cm)	17.95 ± 1.50	20 – 15
Hauteur du nid (cm)	15.95 ± 3.33	10 – 22
Profondeur de l'eau (cm)	74.70 ± 14.96	57 – 107
Élévation du nid (cm)	10.75 ± 10.79	0 – 30
Hauteur de végétation (cm)	126.25 ± 28.31	80 – 200
Densité de végétation (%)	33% ± 18.02	10 – 70

2.2.2.1. Corrélation entre les caractéristiques des nids

La matrice du tableau (**Tableau 10**) présente la corrélation entre les caractéristiques des nids de Foulque macroule en 2018, elle ressort que le diamètre interne des nids recensé est significativement corrélé avec le diamètre externe ($r = 0.40$; $p = 0.08$), et avec la distance du nid par rapport à l'eau libre ($r = 0.42$; $p = 0.07$), et aussi avec la densité de recouvrement des végétations ($r = 0.39$; $p = 0.08$).

La corrélation entre la distance du nid par rapport à l'eau libre avec la densité de recouvrement des végétations est significativement positive ($r = 0.54$; $p = 0.01$). Il existe aussi une corrélation positive significative entre la hauteur des nids par rapport à la hauteur de végétation ($r = -0.47$; $p = 0.04$) (**Figure 32**).

Aussi il existe une corrélation hautement positive entre la hauteur des nids et la distance du nid par rapport à l'eau libre avec signification ($r = 0.56$; $p = 0,01$), (Fig.5.9).

Aucune corrélation significative observée entre les autres caractéristiques des nids.

Tableau 10 : Matrice de corrélation entre les caractéristiques du nid du Foulque macroule (N=20).

Paramètre	Corrélation	Prof.	D. interne	D. externe	H. nid	H. végét	Dis. Nid-eau	Densité
Prof.	<i>r</i>	1	0.02	-0.13	-0.09	0.20	0.20	0.20
	<i>p</i>	NA	0.93	0.58	0.69	0.39	0.40	0.94
D. interne	<i>r</i>	0.02	1	0.40 *	0.22	-0.04	0.42 *	0.39 *
	<i>p</i>	0.93	NA	0.08	0.35	0.87	0.07	0.08
D. externe	<i>r</i>	-0.13	0.40 *	1	0.20	-0.27	0.13	0.002
	<i>p</i>	0.58	0.08	NA	0.39	0.25	0.59	0.99
H. nid	<i>r</i>	-0.10	0.22	0.20	1	-0.47 *	0.56 **	0.36
	<i>p</i>	0.69	0.35	0.39	NA	0.04	0.01	0.11
H. Végé	<i>r</i>	0.20	-0.04	-0.27	-0.47 *	1	-0.27	0.05
	<i>p</i>	0.39	0.87	0.25	0.04	NA	0.26	0.83
Dis. Nid- eau	<i>r</i>	0.20	0.42	0.13	0.56 **	-0.26	1	0.54 *
	<i>p</i>	0.40	0.07	0.60	0.01	0.26	NA	0.01
Densité	<i>r</i>	-0.02	0.39 *	0.002	0.36	0.05	0.54 *	1
	<i>p</i>	0.94	0.09	0.99	0.11	0.82	0.01	NA

(Prof. : Profondeur de l'eau ; D. interne : Diamètre interne ; D. externe : Diamètre externe ; H.nid : Hauteur de nid ; H.végé :Hauteur de la végétation ; Dis.Nid-eau : Distance Nid-eau)

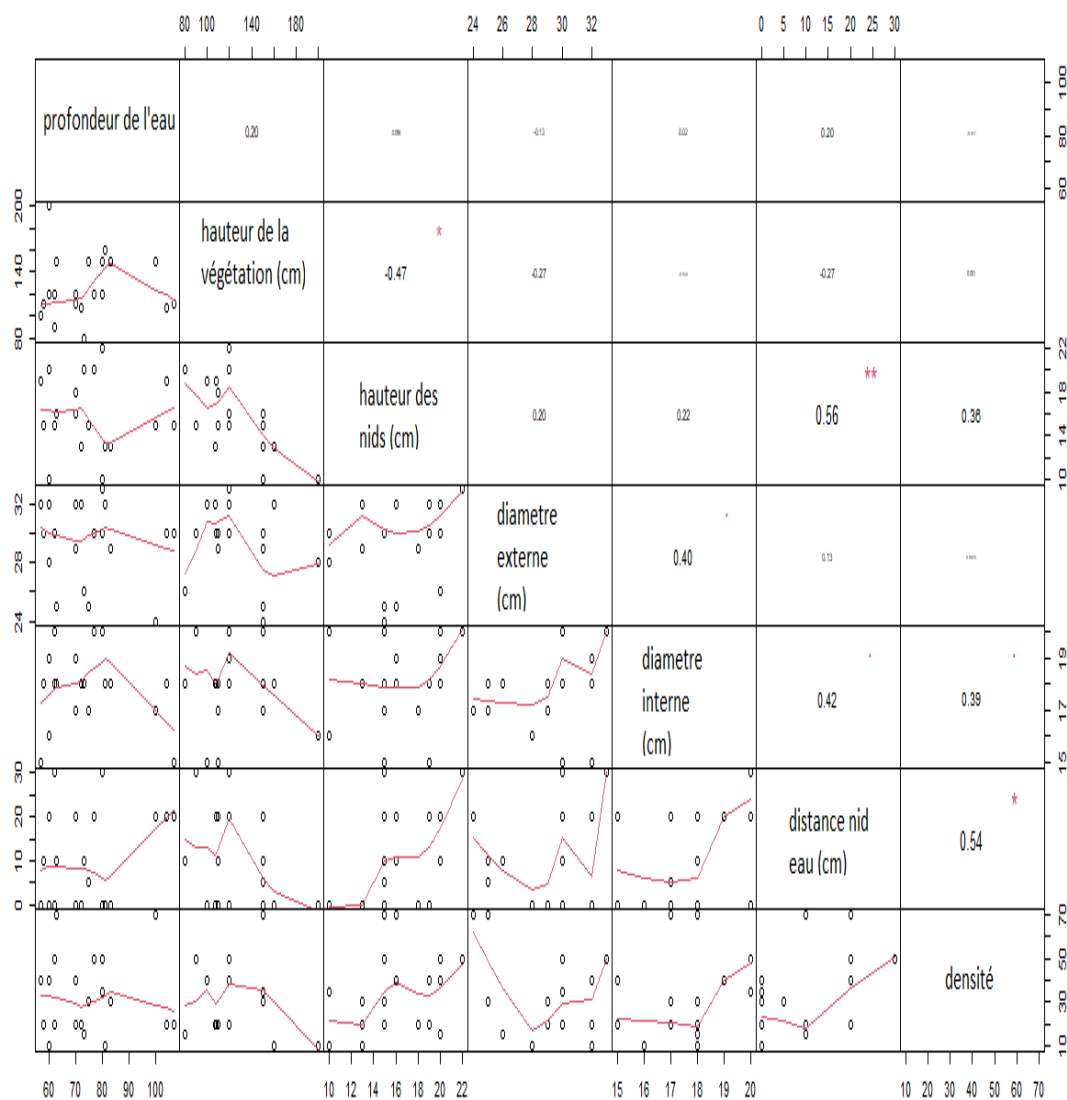


Figure 32 : Corrélation entre les caractéristiques du nid du Foulque macroule en 2011 (N=20).

2.2.3. Caractéristiques des œufs

2.2.3.1. La biométrie des œufs

Pendant la période d'étude, les mensurations ont concerné 80 œufs, les données obtenues ont révélées que les œufs de la Foulque macroule ont une longueur qui varie entre 48.32 mm et 54.67 mm (52.28 ± 1.58 mm), une largeur qui varie entre 35 mm et 41.35 mm (37.08 ± 1.24 mm). De plus, la valeur maximale du volume des œufs enregistrée est de 44.96 mm^3 et la valeur minimale enregistrée est de 30.12 mm^3 pour une moyenne de $33 \pm 11.54 \text{ mm}^3$ (Tableau 11).

Tableau 11 : Caractéristique des œufs de la Foulque macroule (N= 80 œufs).

Les œufs	Moyenne ± écart-type	Min – Max
Longueur (mm)	52.28 ± 1.58	48.32 – 54.67
Largeur (mm)	37.08 ± 1.24	35 – 41.35
Volume (mm ³)	33 ± 11.54	30.12 – 44.96

Le tableau (**Tableau 12**) présente la matrice de corrélation entre la longueur, le largeur et le volume des œufs de la Foulque macroule (*Fulica atra*) pendant la saison 2018, Il y'a une corrélation positive et hautement significative entre la longueur et le largeur ($r = 0.50$; $p < 0.001$), et entre la longueur et le volume ($r = 0.70$; $p < 0.001$), et entre la largeur et le volume ($r = 0.95$; $p < 0.001$) (**Figure 33**).

Tableau 12 : Matrice de corrélation entre la longueur, la largeur et le volume des œufs du Foulque macroule en 2018.

Paramètre	Corrélation	Longueur	Largeur	Volume
Longueur	<i>r</i>	1	0.50 ***	0.70 ***
	<i>p</i>	NA	< 0.001	< 0.001
Largeur	<i>r</i>	0.50 ***	1	0.95 ***
	<i>p</i>	< 0.001	NA	< 0.001
Volume	<i>r</i>	0.70 ***	0.95 ***	1
	<i>p</i>	< 0.001	< 0.001	NA
N	72	72	72	72

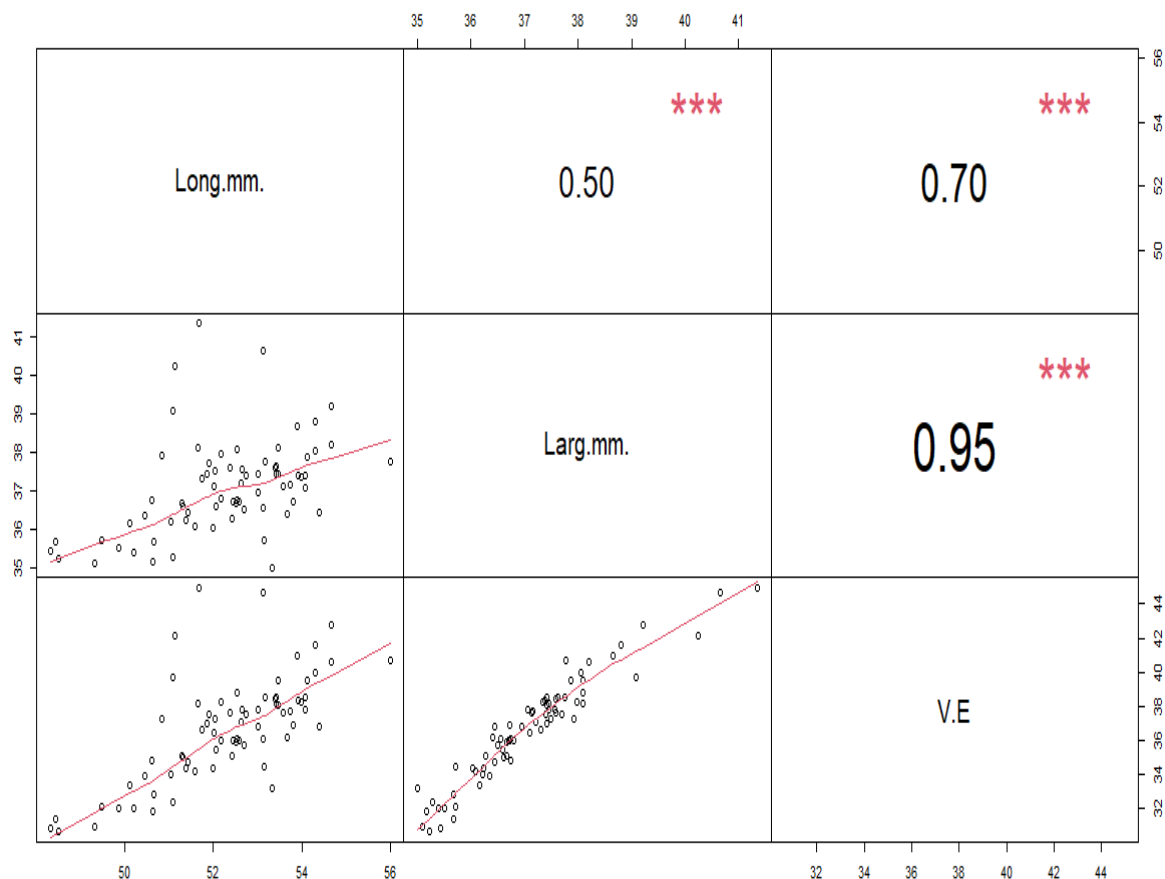


Figure 33 : Corrélation entre les dimensions et le volume des œufs du Foulque macroule en 2018.

2.3. Discussion

2.3.1. Dénombrement de la Foulque macroule

Les Foulques macroules sont connues comme des espèces grégaires très caractéristique pendant la période hivernale (Tamisier et Dehorter, 1999 ; Zitouni, 2014 ; Kennat, 2019). Au cours de la période d’observation l’abondance minimale (50 individus) a été enregistrée durant le début de l’étude, soit pendant le mois de Décembre 2017. Cette période survient après la période de reproduction et correspond à l’entretien et à l’élevage des poussins qui ont atteint pendant cette période l’âge de l’envol. L’hivernage de la Foulque macroule à Boussedra s’est caractérisé par sa grande abondance, 94 espèces ont été enregistrées dans cette période. Les effectifs les plus élevés sont dénombrés entre Février et Mars 2018 expliquant soit l’arrivée massive des populations, soit le regroupement pour la migration pré-nuptiale, soit le début de la formation des couples préparant la nouvelle saison de reproduction. En

mois d'Avril les effectifs chutent continuellement et ce jusqu'à la fin de l'étude on a recensé 71 individus de Foulque macroule à Boussedra, qui coïncide avec la ponte des œufs. La période estivale est celle où l'on retrouve les plus faibles regroupements d'oiseaux d'eau. Cette période est caractérisée par le retour de tous les oiseaux migrateurs vers leurs quartiers de nidification notamment du Paléarctique occidental et des régions subsahariennes (Houhamdi, 2002 ; Benradia et al., 2018). Le climat, les changements dans les niveaux d'eau, les ressources trophiques sont en relation directe avec la phénologie des oiseaux et les différences entre les dates d'arrivée et de départ des espèces (Kershaw et Cranswick, 2003 ; Metallaoui, 2010 ; Benradia et al., 2018). La présence des individus de Foulque macroule à Boussedra correspond à leur séjour prolongé au cours des mois de l'hiver et même de l'été, exprime la reconstitution des réserves énergétiques après les efforts investis dans la reproduction des individus hivernants et souvent aussi dans la migration. Les données collectées durant les dénombrements des oiseaux d'eau alimentent les banques de données nationale et internationale, et permettant d'évaluer les tendances des effectifs ainsi que leur distribution. Ces dénombrements fournissent des informations sur l'état de leurs sites d'hivernage. Et ces informations sont essentielles pour identifier les menaces qui pèsent sur ces sites, et aussi pour les protéger.

2.3.2. Ecologie de la reproduction de la Foulque macroule

Notre étude consiste à la recherche systématique des nids dans le marais Boussedra, à l'aide d'un Kayak on utilisant des cuissardes. La détection des signes de présence des individus et surtout les signes de mise en couple, nous ont permis de trouver les nids, et suivre la reproduction de l'espèce ciblée.

2.3.2.1. Date et période de ponte

Le début de la saison reproductive de la Foulque macroule varie d'une région à une autre. En Europe centrale, Havlin (1970) a signalé le premier œuf au début de Mars. En Grande-Bretagne, les œufs ont été trouvés en deuxième semaine de Mars (Sage, 1969). D'autres chercheurs (Bezzel, 1967 ; Havlin, 1970 ; Blüms, 1973 ; Gadsby, 1978 et Jortay, 2002) ont montré que la Foulque macroule commence à pondre au début d'Avril en Europe. En Algérie, Etchecopar et Hue (1964) et Rizi et al., (1999) ont avancé que le début de la ponte à la fin d'Avril et au mois de Mai était typique des Foulques nord-africaines qui se reproduisaient ainsi après leurs congénères européens.

Dans le Lac Réghaïa, les premiers nids de la Foulque ont été trouvés vers la dernière décennie d'Avril 2010 et 2011 respectivement et la période de ponte a duré du 10 Avril au 10 Juin 2010 et à partir du 21 Avril au 10 Juin en 2011 (Metna et al., 2016). Samraoui et Samraoui (2007) ont trouvés aussi presque les mêmes périodes de ponte à Timerganine, Les dates de début et de fin de ponte sont relativement similaires avec nos données pour l'année 2018.

Les premières couples des Foulques qui se reproduisent sont avantageuses, parce qu'elles occupent les meilleurs territoires et ceux qui sont arrivées en retard probablement risquent d'une faible contribution à la nouvelle génération. Par conséquent, le comportement territorial pourrait accentuer les différences individuelles en aptitude à la reproduction (Fjeldsa, 1973).

2.3.2.2. Caractéristiques des nids

L'emplacement du nid et ses caractéristiques peuvent avoir une influence déterminante sur la performance de reproduction (Collias et Collias, 1984 ; Ulfvens, 1988). Une fois le couple est formé, il commence à construire leur nid, les deux partenaires coopèrent pour le construire. Le nid doit être suffisamment large pour accueillir tous les œufs pondus mais il ne doit pas être plus large que ce qu'il devrait l'être pour qu'il ne soit facilement repérable par les prédateurs (Sonow, 1978). Les nids sont composés essentiellement de *Typha angustifolia*, qui leur procurera nourriture, camouflage du nid, abri en cas de fuite (Jortay, 2002). Selon le même auteur, le nid est parfois extrêmement visible, parfois plus discrètement construit, à l'abri du feuillage d'un saule par exemple. Pour Samraoui et Samraoui (2007), les nids sont composés par des tiges et des feuilles de Roseaux, soit flottants sur l'eau, soit suspendus ou attachés aux plantes pour qu'ils ne soient pas emportés par les courants.

Les nids de la Foulque macroule au niveau du marais Bousseadra ont été construits dans la végétation à une hauteur moyenne de 15.95 ± 3.33 cm au-dessus de l'eau et à une profondeur moyenne de l'eau de 74.70 ± 14.96 cm. Les fluctuations du niveau de l'eau imposent souvent aux espèces de Foulques de rehausser le niveau du nid, un assèchement total autour du nid entraîne, à terme, son abandon (Jortay, 2002). Les résultats de la matrice de corrélation entre les caractéristiques des nids montrent la présence des corrélations significatives entre le diamètre interne et le diamètre externe, le diamètre interne et la densité de recouvrement des végétations, le diamètre

interne et la distance du nid par rapport à l'eau libre, aussi entre la hauteur des nids par rapport à la hauteur de végétation, et entre la distance du nid par rapport à l'eau libre avec la densité de recouvrement des végétations aussi la corrélation est hautement positive entre la hauteur des nids et la distance du nid par rapport à l'eau libre. Par contre les résultats obtenus en Turk Par [Uzun \(2012\)](#), montre que les dimensions des nids diminuent aussi en fonction de la profondeur de l'eau. Ainsi, plus d'emplacement des nids est situé dans une eau profonde plus ils affichent de petites dimensions.

2.3.2.3. Caractéristiques des œufs

Les dimensions des œufs du Foulque macroule sont en relation avec l'abondance des ressources trophiques notamment pendant la période qui précède la période de pondaison ([Decker et al., 2012](#)), cependant la taille et l'âge des femelles n'influent pas sur la taille des œufs, ceci est confirmé chez plusieurs espèces d'oiseaux ([Conrad et Robertson, 1993](#)).

La longueur des œufs mesurés au marais Boussedra durant l'année 2018, a varié de 48.32 à 54.67 mm, soit une moyenne de 52.28 ± 1.58 mm, et la largeur a varié de 35 à 41.35 mm, avec une moyenne de 37.08 ± 1.24 mm. Ces résultats se rapprochent de ceux enregistré par [Rizi et al., \(1999\)](#) au lac Tonga (Longueur : 52.4 ± 1.9 mm, Largeur : 35 ± 0.7 mm en 1997), par [Haouam et al., \(2006\)](#) dans la zone humide de Numidia (Longueur : 52.8 ± 2.16 mm, Largeur : 36.3 ± 1.12 mm en 2003), par [Samraoui et Samraoui \(2007\)](#) dans la zone humide de Timerganine (Longueur : 53.1 ± 0.1 mm, Largeur : 36.4 ± 1 mm en 2005), par [Menta et al., \(2016\)](#) dans la réserve naturelle du lac Réghaïa (Longueur : 53.5 ± 2.3 mm, Largeur : 37.3 ± 1.3 mm en 2010), et par le même auteur (Longueur : 53.8 ± 2.8 mm, Largeur : 37.6 ± 1.4 mm en 2011), et par [Belabed-Zediri et al., \(2020\)](#) dans le lac Tonga (Longueur : 52.4 ± 1.4 mm, Largeur : 35.4 ± 1.6 mm en 2012) et au marais Boussedra (Longueur : 52.2 ± 2.8 mm, Largeur : 35.7 ± 1.4 mm en 2012).

Nos résultats montrent que le marais Boussedra malgré la dégradation et les perturbations du site, ces dernières offrent les conditions nécessaires, et surtout les ressources trophiques nécessaires au bon développement des œufs de la Foulque macroule.



*Chapitre IV. Sélection de l'habitat et
Surveillance des zones humides à l'aide de
deux Rallidés en Italie durant le stage de
perfectionnement*



1. Sélection de l'habitat et Surveillance des zones humides à l'aide de deux Rallidés : la Foulque macroule et la Poule d'eau

Nous avons étudié la sélection de l'habitat chez deux Ralliés paléarctiques abondants et répandus, la Foulque macroule (*Fulica atra*) et la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) dans le marais protégé « Torre Flavia » à l'Italie centrale. Et nous avons réalisé une étude sur l'abondance de ces deux espèces dans la même zone humide, en utilisant deux méthodes d'échantillonnage largement utilisées : les dénombrements ponctuels et la méthode de cartographie. La répartition de ces deux espèces variait en fonction de plusieurs paramètres dans cette zone d'étude, la Foulque macroule et la Poule d'eau réagissent différemment à diverses pressions environnementales, elles pourraient être utilisées comme indicateurs utiles dans la biosurveillance des zones humides restantes. En effet, ce sont des espèces relativement généralistes, communes, et de taille moyenne, faciles à détecter et montrant une grande sensibilité à des types d'habitats spécifiques liés à l'eau également à une résolution spatiale à petite échelle.

1.1. Sélection de l'habitat préférentielle de la Foulque macroule (*Fulica atra*) et de la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) dans une zone humide méditerranéenne (Italie) : implications pour la conservation

Nos connaissances sur la façon dont les oiseaux choisissent leurs habitats sont essentielles pour mieux comprendre comment la sélection naturelle façonne le comportement des oiseaux afin d'optimiser la recherche de nourriture, le succès de la reproduction et la survie à travers des modèles d'habitats (Pulliam, 2000 ; Southwood, 1988). L'identification des variables environnementales clés déterminant le choix de l'habitat et l'amélioration de nos connaissances sur le processus comportemental par lequel la sélection de l'habitat est effectuée pourraient informer sur les mesures de conservation, car une gestion réussie dépend fortement de la compréhension des exigences d'une espèce cible (Newton, 1988 ; Chalfoun et Martin, 2007 ; Morris, 2003). De plus, parce que les oiseaux dépendent étroitement de leur habitat pour la nourriture, les refuges et la nidification, leur alimentation, leur survie et leur succès de reproduction sont traditionnellement reconnus comme des indicateurs importants de la qualité de l'habitat (Johnson, 2005 ; 2007).

Au cours du siècle dernier, les zones humides ont été affectées négativement par les changements globaux (Vitousek, 1997 ; Erwin, 2009), entraînant une fragmentation et

une perte sévère de services écosystémiques (Zorilla-Miras et al., 2014 ; Al-Obaid et al., 2017). Par conséquent, les oiseaux qui dépendent essentiellement des zones humides ont, à leur tour, été également affectés (Battisti et al., 2009 ; Benassi et al., 2009 ; Maclean et al., 2006 ; Paracuellos, 2008). Deux Rallidés communs, la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) et la Foulque commune (*Fulica atra*) prospèrent, souvent ensemble (c.-à-d. Syntopique), dans divers types de zones humides, sont donc des modèles biologiques utiles pour étudier l'utilisation différentielle des habitats sous un large spectre de gradients environnementaux (Meniaia et al., 2014 ; Samraoui et Samraoui, 2007 ; Samraoui et al., 2013). Cependant, les données sur les comparaisons d'habitat à grain fin entre ces deux espèces sont encore rares. Dans ce travail, nous avons mené une étude la sélection de l'habitat (Kristan et al., 2007 ; Martin, 2001) et la largeur de la niche (Giller, 1984 ; Rolando, 1990) de ces deux espèces d'oiseaux d'eau communes et largement réparties.

1.1.1. Description du site d'étude

La zone d'étude est incluse dans le monument naturel " Palude di Torre Flavia " (Italie centrale ; 41 ° 58'N ; 12 ° 03'E), étant une petite zone humide protégée (40 ha) sur la côte tyrrhénienne (zone protégée spéciale, conformément à la directive 2009/147 / CE du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre relative à la conservation des oiseaux sauvages), qui est une relique d'une plus grande zone humide drainée et transformée par la remise en état des terres au cours du siècle dernier (Battisti, 2006; Battisti et al., 2006) (Figure 34, 35). À l'échelle du paysage, cette zone présente les caractéristiques d'un fragment de zone humide résiduelle à l'intérieur d'une matrice agricole et urbanisée. À l'échelle locale, il présente une hétérogénéité semi-naturelle avec les roselières de *Phragmites australis*, canaux utilisés pour la pisciculture depuis 1938 (gérant principalement des stocks d'*Anguilla anguilla* et de trois espèces de mullets : le Mulet cabot *Mugil cephalus* ; le Chelon saliens *Liza saliens* ; et le Chelon ramada *Liza ramada*). Depuis 2004, les activités de gestion du poisson (p. Ex. Inondations, fauchage des roselières, incendies, Battisti et al., 2009) ont été arrêtées. Il existe des prairies inondées à proximité des roselières contenant *Carex hirta*, *Juncus acutus* et *Cyperaceae* correspondant à un type d'habitat *Juncetalia maritimi*, conformément à la directive «Habitat» 92/43 / CE. L'eau de la zone humide est principalement d'origine météorologique et de tempête de mer, avec

Sélection de l'habitat et Surveillance des zones humides à l'aide de deux Rallidés en Italie durant le stage de perfectionnement

des afflux effrayants des zones environnantes (Battisti, 2006 ; Battisti et al., 2008). Le climat est xérique-méso-méditerranéen (Tomaselli et al., 1973 ; Blasi et Michetti, 2005).

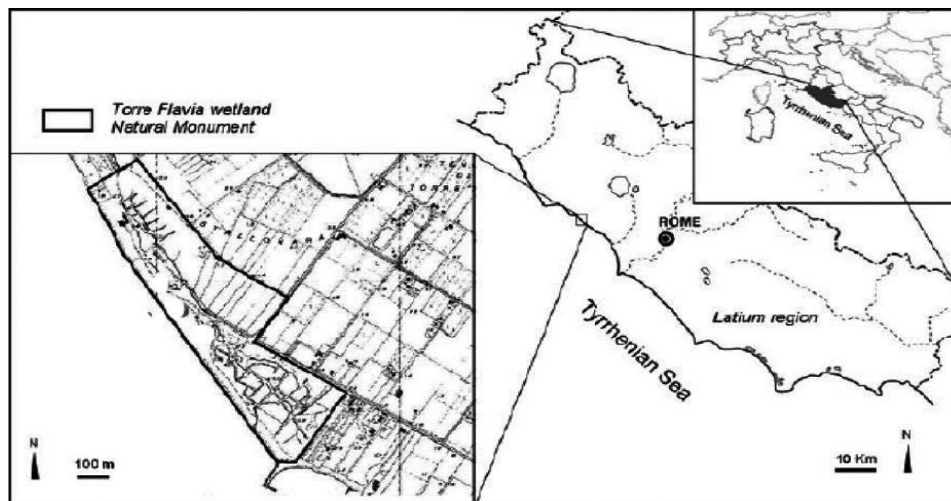


Figure 34 : Carte présentant la localisation de la zone d'étude « Torre Flavia » en Italie (Talbi et al., 2020).



Figure 35 : Le marais « Torre Flavia » dans une vue aérienne prise par un drone (Battisti et al., 2021).

1.1.2. Méthodes d'échantillonnage

Du 1er Février au 12 Mars 2020, un total de 18 visites d'échantillonnage a été effectué avec un échantillonnage étendu dans une zone humide hétérogène. A chaque visite, nous avons collecté des données suivant un transect non linéaire (2200 m de long) tôt

le matin (07.00 à 10.00 h), comprenant des sessions d'enquête de 2 min chacune autant que possible dans toute la zone d'étude. L'ensemble de l'effort d'échantillonnage a été d'environ 2 160 min (20 h) à l'aide de jumelles et d'une carte.

Nous avons signalé tout enregistrement des deux espèces sur une carte détaillée au 1:2000 rapportant un ensemble de types d'habitats à grain fin obtenus à partir d'une carte de végétation de la zone humide de Torre Flavia (Battisti, 2006) par un logiciel SIG (QGIS). Par conséquent, la carte a été géoréférencée et une distribution de fichier de formes de points aléatoires a été créée (c'est-à-dire des points aléatoires à l'intérieur de l'algorithme de polygones) avec le même nombre de points échantillonnés pour des extensions géographiques identiques. Une base de données a été mise en place pour chaque point (échantillonné ou aléatoire), rapportant à la fois les habitats relatifs d'intérêt communautaire et la classe de couverture végétale.

1.1.3. L'analyse des données

Les fréquences relatives calculées des enregistrements subdivisés pour tout type d'habitat sont résumées dans le (Tableau 13).

L'indice de Shannon a été calculé selon (Magurran, 1988) avec la formule suivante :

$$H' = -\sum \ln fr (\ln)$$

Cette formule a été utilisée pour calculer le niveau de généralité / spécialisation des deux espèces, où fr est la fréquence relative des occurrences dans chaque type d'habitat. L'indice de largeur de niche de Feinsinger (Feinsinger et al., 1981) a été calculé comme suit :

$$PS = 1 - 0.5 \sum |p_i - q_i|$$

Pour évaluer la capacité à utiliser les ressources, par rapport à leur disponibilité (un indice de préférence d'habitat). Dans l'indice, p_i est la proportion de la ressource utilisée (c'est-à-dire la fréquence des enregistrements dans chacun des quatre types d'habitats), tandis que q_i est la proportion de la ressource disponible (c'est-à-dire la fréquence de chaque type d'habitat terrestre dans la zone d'étude totale). L'indice varie de 0 (extrêmement spécifique pour cette ressource spécifique) à 1 (extrême généraliste). Rizzo et Battisti (2009) fournissent une application de cette relation. Le degré de chevauchement des courbes d'utilisation (p_{xi} et p_{yi}) (c'est-à-dire l'utilisation

Sélection de l'habitat et Surveillance des zones humides à l'aide de deux Rallidés en Italie durant le stage de perfectionnement

relative de l'habitat par chaque espèce) a été mesuré en calculant l'indice de Levins (Levins, 1968) comme suit :

$$LO_{x, y} = \frac{\sum ((p_{x, i}) (p_{y, i}))}{\sum (p_{x, i})^2}$$

Cet indice asymétrique va de 0 à 1. Après avoir obtenu un nombre comparable de points aléatoires sur une carte, les fréquences relatives ont été calculées. Les fréquences obtenues pour des enregistrements réels avec des occurrences aléatoires ont été comparées à l'aide d'un test χ^2 (Dytham, 2011) pour obtenir des informations sur la sélection de l'habitat. Enfin, une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur une matrice types d'habitats / espèces pour obtenir une typologie de l'utilisation et de la désuétude de l'habitat. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide de R (R development Core Team, 2019).

Tableau 13 : Nombre et fréquence d'occurrence obtenus à partir de données réelles (sur le terrain) et aléatoires, pour la Foulque macroule (*Fulica atra*) et la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*).

Foulque macroule	Occurrences		Données aléatoires			
	N	fr	N	fr	X ²	p
Habitat 1410 (<i>Juncetalia maritimi</i>) Prairies salées méditerranéennes	3	0.01	25	0.08	0.359	0.549
Habitat 2190 Pantalons de dunes humides avec <i>Phragmites australis</i>	185	0.61	38	0.13	71.672	<.001**
Habitat 2190 Prairies de dunes humides avec <i>Bolboschoenus maritimus</i>	66	0.22	26	0.09	14.276	<.001**
Habitat 2190 Canaux à l'intérieur des dépressions humides oligohaline de forme et de taille variables, ouvert par fauchage pour la pisciculture	38	0.13	6	0.02	20.307	<.001**
Zones anthropisées (zones humides écotones – terres cultivées)	9	0.03	55	0.18	28.602	<.001**
Écotones de végétation alo-psammophile (habitats en mosaïque 1210–2110)		0	44	0.15	39.209	<.001**
Terres cultivées fauchées		0	57	0.19	50.467	<.001**
Terres non cultivées avec végétation synanthropique et pâturages		0	50	0.17	44.449	<.001**

Sélection de l'habitat et Surveillance des zones humides à l'aide de deux Rallidés en Italie durant le stage de perfectionnement

Le total	301		301			
Poule d'eau	Occurrences		Données aléatoires			
Types d'habitats (catégories à grain fin)	N	fr	N	fr	X ²	p
Habitat 1410 (<i>Juncetalia maritimi</i>) Prairies salées méditerranéennes	8	0.062	11	0.085	0.002	.96
Habitat 2190 Pantalons de dunes humides avec <i>Phragmites australis</i>	16	0.123	16	0.123	0.035	.851
Habitat 2190 Prairies de dunes humides avec <i>Bolboschoenus maritimus</i>	29	0.223	9	0.07	0.801	.371
Habitat 2190 Canaux à l'intérieur des dépressions humides oligohaline de forme et de taille variables, ouvert par fauchage pour la pisciculture	7	0.054		0	0.051	.822
Zones anthropisées (zones humides écotonales – terres cultivées)	70	0.538	23	0.177	7.593	.006**
Écotonales de végétation alo-psammophile (habitats en mosaïque 1210–2110)		0	22	0.17	0.887	.346
Terres cultivées fauchées		0	23	0.177	0.984	.321
Terres non cultivées avec végétation synanthropique et pâturages		0	26	0.2	1.31	.252
Le total	130		130			

Comparaisons entre fréquences effectuées à l'aide d'un test χ^2 (**: $p < .001$); N = nombre; fr = fréquence d'occurrence; X² = valeur de test du chi carré; p = niveau de signification).

1.1.4. Résultats

Au total, 301 enregistrements originaux de Foulque macroule et 130 de Poule d'eau ont été obtenus. Même s'il existait un certain chevauchement dans l'utilisation de l'habitat, il y avait une nette différence dans la façon dont la Foulque et la Gallinule exploitaient écologiquement la zone d'étude. Les Foulques étaient le plus souvent exposées dans les dunes humides avec *Phragmites australis* (Habitat code UE 2190), tandis que les Poules d'eau exploitaient le plus fréquemment les écotonales et les terres cultivées. Ce résultat est conforme aux études rapportant la Poule d'eau comme une espèce synanthropique tolérante et même prospère dans les habitats anthropisés

(Samraoui et al., 2013). Dans leurs habitats préférés, les espèces dominantes n'ont pas exclu l'autre, ces dernières utilisant l'habitat à faible fréquence (**Tableau 13**).

Le chevauchement de l'utilisation de l'habitat était le plus frappant dans les dunes humides avec *Bolboschoenus maritimus* et moins marqué dans les chenaux où les Foulques étaient plus fréquentes. Les deux espèces de Rallidés évitaient les habitats en mosaïque avec une végétation alo-psammophile, des terres cultivées fauchées et des terres incultes avec une végétation synanthropique et des pâturages. Les Foulques se sont généralement éloignés des prairies salées méditerranéennes, tandis que les Poules d'eau ont rarement utilisé ces habitats.

L'indice de Shannon indique que les Poules d'eau ont exploité une plus grande gamme d'habitats que les Foulques ($H' = 1.25$ vs 1.04). Comme indiqué précédemment, contrairement aux Poules d'eau, les Foulques choisissaient rarement les prairies salées et les habitats anthropisés, confirmant ainsi leur préférence d'habitat plus restreint (**Tableau 13**), comme souligné par la largeur de niche plus élevée (indice de Feinsinger) observée à *Gallinula chloropus*, par rapport à *Fulica atra* (FS: 0.43 vs 0.31). Le degré de chevauchement des deux espèces est intermédiaire et similaire (indice de Levins: Gallinule – Foulque = 0.47 ; Foulque – Gallinule = 0.41). Chaque espèce présente sa propre préférence dans l'utilisation de l'habitat, mais partage également certains habitats (c'est-à-dire le mou des dunes avec *Bolboschoenus maritimus*) avec l'autre. Semblable aux indices précédents, l'indice de Levins indique que les Poules d'eau ont une plus grande propension au chevauchement que les Foulques.

L'APC a indiqué que l'utilisation de l'habitat par les Foulques et les Poules d'eau pouvait facilement être séparée par les deux éléments. La première composante (54.2% de l'inertie totale) a souligné que les deux espèces évitaient les écotones de la végétation alo-psammophile, les terres cultivées fauchées et les terres incultes avec une végétation synanthropique et des pâturages (**Figures 36 (a)**). La deuxième composante (45.8% de l'inertie totale) a souligné que les Foulques occupaient plus fréquemment les dunes humides avec *Phragmites australis*, tandis que les Poules d'eau se trouvaient plus souvent sur les écotones des zones humides et des habitats anthropisés. Les deux espèces occupaient le mou des dunes humides avec *Bolboschoenus maritimus* et chenaux, bien que l'occupation était différente de celle des

Sélection de l'habitat et Surveillance des zones humides à l'aide de deux Rallidés en Italie durant le stage de perfectionnement

Foulques, qui avait une plus grande préférence pour ce dernier. Cette deuxième composante pourrait refléter un gradient de profondeur de l'eau, les Foulques exploitant des habitats avec de plus grandes profondeurs d'eau.

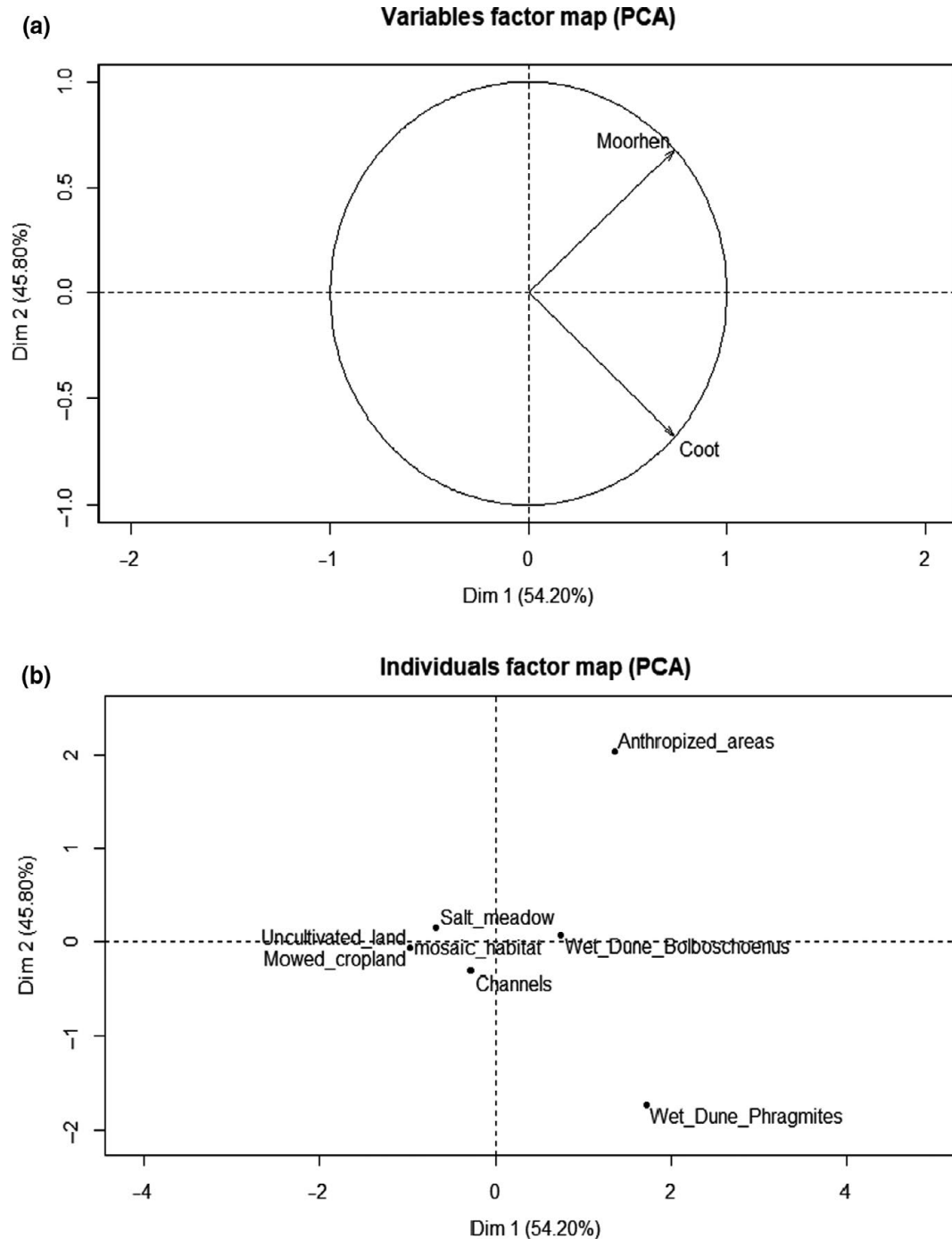


Figure 36 : Deux premières composantes principales : (a) carte des facteurs variables et (b) carte des facteurs individuels (voir la section Méthodes pour plus de détails).

1.1.5. Discussion

Comme pour les autres organismes, les Foulques et les Poules d'eau sont adaptées pour répondre à des caractéristiques ou des indices spécifiques de l'environnement pour s'installer dans des habitats qui maximisent leur succès de reproduction et leur survie (Mayor et al., 2009). Ainsi, la sélection de l'habitat qui détermine l'abondance, la distribution et la performance des individus est réalisée grâce à un processus de reconnaissance d'indices immédiats, à la fois abiotiques et biotiques, qui informent les organismes sur la qualité des habitats (Johnson, 2007 ; Jones, 2001 ; Stamps, 1991).

Les résultats de la présente étude indiquent que, malgré un certain chevauchement dans leur utilisation de l'habitat en raison de leur relation étroite avec les plans d'eau, les Foulques et les Poules d'eau exploitent des habitats différenciellement distincts. Les Foulques sont principalement liées aux dunes humides avec des roselières de *Phragmites australis* et, en second lieu, aux dunes humides avec des *Bolboschoenus maritimus* et des chenaux. En revanche, les Poules d'eau exploitent des habitats essentiellement anthropisés et moins profonds comme les interfaces des zones humides et des terres cultivées. Bien que les roselières soient adaptées aux zones humides avec une large gamme de niveaux d'eau souvent d'un mètre de profondeur (Köbbing et al., 2013 ; 2014), la plasticité phénotypique du *Phragmites australis* lui permet de prospérer à des profondeurs encore plus profondes (Vretare et al., 2001). En revanche, *Bolboschoenus maritimus* est adapté aux faibles profondeurs et aux fluctuations du niveau d'eau caractéristiques des sécheresses estivales (Clevering et van Gulik, 1997 ; Hroudová et al., 2005).

Ainsi, les niveaux d'eau sont un facteur discriminant important de l'utilisation de l'habitat entre les deux Rallidés, comme le suggère la végétation aquatique dominante observée dans les habitats d'étude. De même, il a été démontré que les niveaux d'eau influent sur la sélection des sites de nidification pour deux autres espèces de Rallidés (La Marouette poussin *Porzana parva* ; Le Râle d'eau *Rallus aquaticus*) (Jedlikowski et al., 2014). Ces résultats sont à prévoir puisque la Foulque se nourrit principalement dans l'eau en marchant, en nageant ou en plongeant (Conigliaro et al., 2011 ; Cramp et Simmons, 1980), démontrant l'importance de la préservation des eaux peu profondes dans les zones humides (voir par exemple l'espèce congénère La Foulque à jarretières *Fulica armillata* ; Velásquez et al., 2019).

Sélection de l'habitat et Surveillance des zones humides à l'aide de deux Rallidés en Italie durant le stage de perfectionnement

Cependant, comme la plongée est une méthode d'alimentation coûteuse en énergie, l'alimentation de surface est la principale méthode d'alimentation pour le Foulque (Baaziz et Samraoui, 2008 ; Draulans et Vanberck, 1987). Comme les Foulques se nourrissent principalement de végétation submergée, elles ont une préférence d'habitat plus étroite que les Poules d'eau, ces dernières se nourrissant généralement de pelouses, de boue et d'eau (Holm et al., 2011; Fordham, 1978).

En raison de leur mobilité et de leurs interactions avec les milieux terrestres et aquatiques, il est suggéré que les Foulques et les Poules d'eau pourraient refléter les effets cumulatifs de divers facteurs de stress environnementaux et agir comme des indicateurs utiles de la santé générale de différents types de lacs, de réservoirs et de zones humides, en notant qu'ils réagissent différemment aux changements hydrologiques et aux niveaux de pressions anthropiques (Wong et Candolin, 2015). Dans le contexte des changements globaux, en particulier du réchauffement climatique, la biosurveillance de la dynamique des populations de ces deux Rallidés répandus et abondants offre une opportunité prometteuse et abordable d'améliorer nos connaissances sur la façon dont les oiseaux d'eau répondent aux changements radicaux qui peuvent affecter les services écosystémiques des zones humides (Amat et Green, 2010 ; Ramírez et al., 2018). À cet égard, étant donné la relation stricte du Foulque et de la Poule d'eau avec les habitats liés à l'eau, ces espèces pourraient représenter un bon indicateur sensu Heink et Kowarik (2010), qui est une composante ou une mesure de phénomènes environnementaux pertinents pour décrire ou évaluer les conditions ou les changements environnementaux. En effet, ces espèces communes liées à l'eau réponds à plusieurs des critères typiques requis pour un indicateur biologique (Noss, 1990 ; Rüdissler et al., 2012), à savoir (i) les deux ont une systématique zoologique et une taxonomie stables; (ii) ce sont des espèces relativement généralistes, communes, répandues et de taille moyenne, relativement faciles à détecter et à échantillonner avec un minimum d'efforts sur le terrain et économiques; (iii) ils sont sensibles à une variable spécifique (dans ce cas, le niveau d'eau et la présence de types d'habitats spécifiques liés à l'eau); (iv) ces espèces permettent le suivi des changements liés à l'eau à une résolution spatiale à petite échelle (dans ce cas, s'étendant de 100 à 1000 m); (v) ces espèces sont largement diffusées, ce qui suggère que leur utilisation comme indicateurs est universellement applicable et spatialement comparable; et (vi) l'interprétation et la communication des

Sélection de l'habitat et Surveillance des zones humides à l'aide de deux Rallidés en Italie durant le stage de perfectionnement

résultats des indicateurs pourraient être facilement effectuées grâce à des mesures univariées simples, quantitatives et reproductibles (par exemple, la densité des occurrences).

Enfin, les résultats de cette étude pourraient avoir des implications en ce qui concerne l'analyse des besoins en superficie minimale de ces espèces strictement liées à l'eau. Les écotones et les lisières anthropiques se trouvent en grande partie dans les zones humides fragmentées, et ce phénomène pourrait faciliter les occurrences de ces espèces généralistes comme la Gallinule, alors que cela pourrait être une contrainte pour le Foulque plus spécialisé sur le plan écologique et sensible à la zone, qui pourrait nécessiter des roselières relativement plus grandes et non fragmentées et des eaux peu profondes. À cette fin, une précédente étude axée sur la fragmentation menée au niveau du paysage dans une zone géographique similaire (Tyrrhénienne centrale de l'Italie) a mis en évidence l'exigence de superficie minimale spécifique pour ces dernières espèces (Benassi et Battisti, 2011).

1.2. Surveillance des zones humides à l'aide des Rallidés (Gruiformes)

Bien qu'il n'occupe que 2-3% de la superficie du bassin méditerranéen et présente une petite taille, les zones humides abritent plus de 30% des espèces de vertébrés (Geijzendorffer et al., 2019) et, dans les paysages dominés par l'homme, ils abritent une grande partie des oiseaux aquatiques et spécialisés (BirdLife International, 2004). De plus, les zones humides restantes représentent une grande proportion de la quantité totale d'écosystèmes humides dans le bassin méditerranéen et présentent une valeur écologique élevée (Gallego-Fernandez et al., 1999). Ces écosystèmes sont très vulnérables à de nombreuses menaces anthropiques agissant sur de nombreuses cibles écologiques : à cet égard, les oiseaux d'eau sont un groupe sensible aux perturbations anthropiques (Battisti et al., 2008 ; 2009). À cet égard, les estimations de l'abondance des oiseaux sont essentielles pour évaluer l'état et les tendances des espèces, en particulier lorsqu'elles présentent un intérêt écologique.

Parmi les Gruiformes, les rallidés représentent un groupe intéressant composé d'un peu plus de 130 espèces des zones humides, particulièrement sensibles au stress hydrique d'origine humaine (Zacchei et al., 2011). La Foulque macroule (*Fulica atra*) et la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) sont les espèces les plus communes et les plus répandues de la famille des Rallidés : la Foulque est très grégaire en hiver et farouchement territoriale pendant la saison de reproduction (Cramp et Simmons, 1980), tandis que les Poules d'eau se reproduisent de manière monogame mais, comme ils s'adonnent également à un large éventail de stratégies de reproduction, y compris la polyandrie, la polygamie et la polygynandrie, leurs systèmes d'accouplement et leurs corrélats écologiques ont attiré beaucoup d'attention (Wood, 1974 ; Petrie, 1983 ; Gibbons, 1986 ; McRae, 1995 ; McRae, 1997 ; Brambilla et Rubolini, 2003, Forman et Brain, 2004 ; Forman, 2005 ; Samraoui et al., 2013).

Dans les zones humides méditerranéennes, ces deux Rallidés sont sédentaires à la fois avec des populations d'hivernage et de reproduction sur les mêmes sites. La Foulque macroule a un statut sédentaire reproducteur dans tout le bassin méditerranéen (Allouche et Tamsier, 1984 ; Samraoui et Samraoui, 2007), tandis que la Poule d'eau présente un statut similaire dans la même aire de répartition (Ledant et al., 1981 ; Isenmann et Moali, 2000 ; Meniaia et al., 2014). En raison de leur omniprésence, les Rallidés communs peuvent être facilement enregistrés et, par conséquent, utilisés pour

évaluer l'état écologique général des zones humides (Bharucha et Gogte, 1990 ; Mansouri et al., 2014 ; Ogden et al., 2014). En effet, en raison de cette relation étroite avec les zones humides, ils représentent un bon indicateur écologique (Heink et Kowarik, 2010), c'est-à-dire une composante ou une mesure de phénomènes environnementaux pertinents - utilisé pour décrire ou évaluer les conditions ou les changements environnementaux.

Il existe de nombreuses méthodes pour recenser l'abondance des oiseaux d'eau, toutes montrant une efficacité différente (p. Ex. Transect linéaire, méthode de cartographie, dénombrement ponctuel, cris enregistrés : revue dans Bibby et al., 2000 ; Sutherland, 2006). À cet égard, plusieurs études ont comparé diverses méthodes de recensement des oiseaux, à la fois en pratique et en théorie (Emlen, 1977 ; Edwards et al., 1981 ; Whitman et al., 1997 ; Zuberogitia et Campos, 1998 ; Haselmayer et Quinn, 2000 ; Sedláček et al., 2015 ; Cento et al., 2018). Évidemment, toutes ces méthodes présentent des points forts et des points faibles en fonction des circonstances externes ou des caractéristiques intrinsèques propres à l'espèce. L'effort de temps est une variable qui diffère largement selon les méthodes. Ainsi, les méthodes de comptage des populations d'oiseaux présentent des compromis entre la précision et les efforts d'échantillonnage (Solonen et Jokimaki, 2011). De plus, le suivi des populations d'oiseaux peut différer selon les habitats et les espèces (Bibby et al., 2000) et la précision des relevés peut dépendre de la stochasticité temporelle et de la détectabilité des individus (Gordo, 2018). De plus, la plupart des auteurs qui ont comparé diverses méthodes ont convenu que les tests devraient être basés sur des données collectées simultanément dans la même zone pour une comparaison adéquate et la sélection finale de la meilleure méthode (Emlen, 1977 ; Edwards et al., 1981 ; Cento et al., 2018).

Dans ce travail, nous avons réalisé une étude de l'abondance des Rallidés les plus courants (Foulque macroule et Poule d'eau) dans une zone humide restante du centre de l'Italie, en comparant simultanément deux méthodes différentes et largement utilisées : méthode de cartographie et comptage des points. La méthode de cartographie a été considérée comme l'approche la plus fine pour obtenir des estimations d'abondance par rapport à d'autres techniques, par ex. comptage de points ou transects linéaires ; Bibby et al., 2000). Cependant, cette méthode nécessite un

effort de recherche important par rapport à des enquêtes plus rapides comme, par exemple, les comptages ponctuels (Emlen, 1977 ; Edwards, 1981 ; Whitman et al., 1997). En effet, bien qu'efficace pour obtenir des estimations fiables à grain fin dans les zones humides restantes (Causarano et al., 2009), la méthode de cartographie est une approche très longue pour compter les individus et, par conséquent, elle peut être trop coûteuse et inefficace pour une surveillance rapide afin de détecter les impacts potentiels sur les zones humides (Sutherland, 2006). En revanche, les comptages ponctuels sont largement utilisés pour obtenir des estimations rapides des oiseaux d'eau (Malavasi et al., 2009): néanmoins, cette approche enregistre des données de fréquence relative, mais ne parvient pas à obtenir des estimations fiables de l'abondance absolue (Bibby et al., 2000). Ainsi, nous avons cherché à vérifier l'efficacité des dénombrements ponctuels comme méthode moins chronophage pour obtenir une estimation fiable de l'abondance relative par rapport à un recensement plus chronophage (méthode de cartographie).

1.2.1. Méthodes d'échantillonnage

1.2.1.1. Site d'étude

Le site d'étude est incluse dans le monument naturel «Palude di Torre Flavia» (Italie centrale ; 41 ° 57'45.0 "N 12 ° 02'50.5" E) (**Figure 37**), une petite zone humide protégée (40 ha) sur la côte tyrrhénienne (zone spéciale de conservation, selon la directive CE sur la conservation des oiseaux sauvages 79/409 / CE), vestige d'une plus grande zone humide drainée et transformée par la remise en état des terres au siècle dernier (Battisti, 2006 ; Battisti et al., 2006). À l'échelle du paysage, cette zone présente les caractéristiques d'un fragment résiduel de zone humide à l'intérieur d'une matrice agricole et urbanisée. À l'échelle locale, il montre une hétérogénéité semi-naturelle avec les roselières de *Phragmites australis*, canaux utilisés pour la pisciculture (principalement trois espèces de mulets, *Mugil cephalus*, *Liza saliens*, *Liza ramada*), prairies inondées de *Carex hirta*, *Juncus acutus* et *Cyperaceae* correspondant au type d'habitat de *Juncetalia maritimi* selon la directive CE «Habitat» 92/43 / CE, zones de dunes et de backdunes. Le climat est xérique-mésoméditerranéen (Blasi et Michetti, 2005). L'eau dans la zone humide est principalement due aux pluies et aux tempêtes. Les flux provenant des zones environnantes sont rares. La profondeur est variable dans le temps et aucune eau n'est présente de juillet à

Sélection de l'habitat et Surveillance des zones humides à l'aide de deux Rallidés en Italie durant le stage de perfectionnement

octobre (Battisti, 2006). Le stress hydrique est l'une des principales menaces locales directes connues pour la zone humide de Torre Flavia (Battisti et al., 2008). Dans cette zone d'étude, cinq espèces de Rallidés ont été détectées, la Foulque macroule et la Poule d'eau étant les espèces les plus abondantes (Battisti, 2006 ; Fortunati et Battisti, 2011).

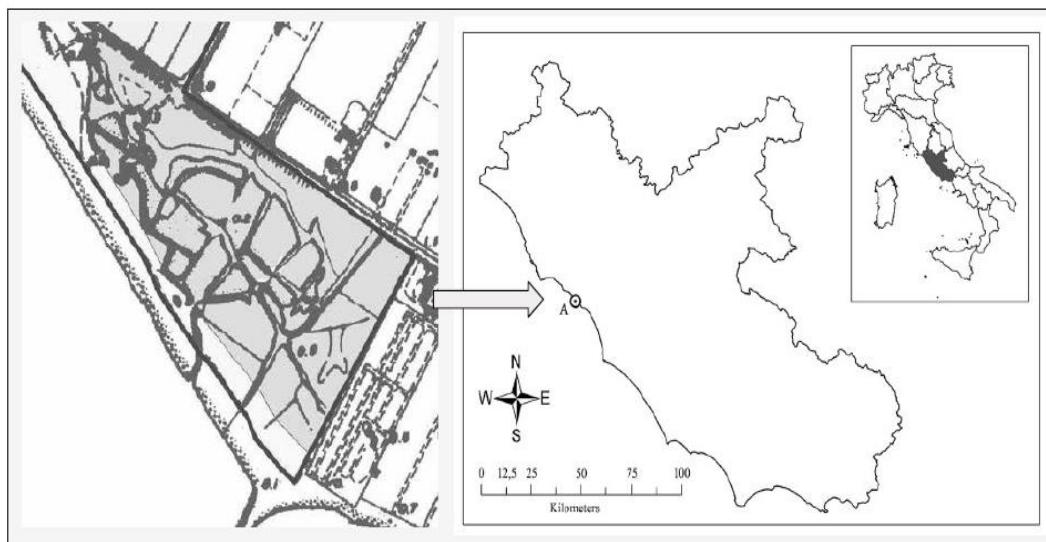


Figure 37 : La zone humide de Torre Flavia (Italie centrale). En gris la zone d'étude.

1.2.1.2. Techniques d'échantillonnage

Nous avons utilisé un échantillonnage de terrain intensif pendant la période d'hivernage 2020 (du 1er Février au 12 Mars ; total : 18 visites d'échantillonnage), évitant les jours de pluie et de vent fort. À chaque visite, nous avons utilisé deux approches différentes : (i) les méthodes de comptage par points et (ii) la méthode de cartographie (Bibby et al., 2000). Les deux méthodes ont été menées dans la même zone de 11 ha de large, incluse dans le monument naturel «Torre Flavia» (environ 6 ha caractérisés par une roselière *Phragmites australis* et environ 5 ha dans des habitats de joncs correspondant à *Juncetalia maritimi* EU code de type d'habitat 1410). Dans les deux méthodes, nous avons effectué le même nombre de visites périodiques.

1.2.1.2.1. Points de dénombrement (POINT COUNTS)

Les données ont été collectées à partir de 10 points d'échantillonnage répartis au hasard dans la zone d'étude. Nous avons rapporté les enregistrements (c'est-à-dire le

nombre d'individus échantillonnés de chacune des deux espèces) dans chaque dénombrement au point d'échantillonnage. Nous avons échantillonné chaque décompte de points tôt le matin (de 7 h 00 à 11 h 00) avec des séances de 2 minutes chacune. L'ensemble de l'effort d'échantillonnage était d'environ 1220 minutes (20 heures). Pour éviter la pseudo-réplication des données, nous avons enregistré tous les oiseaux vus ou entendus à moins de 50 m de chaque dénombrement. La distance entre les comptages de points environnants était toujours supérieure à 100 m. L'opération du système de coordonnées MGE (MCSO Intergraph - 1995) a donné les coordonnées terrestres de chaque comptage de points (matériaux supplémentaires).

1.2.1.2.2. Méthode de cartographie

À chaque visite, nous avons collecté des données en suivant un transect non linéaire (2200 m de long) tôt le matin (07h00 -10h00) en surveillant, dans la mesure du possible, toute la zone d'étude. L'ensemble de l'effort d'échantillonnage a duré environ 2160 minutes (20 heures). Les contacts (c'est-à-dire les enregistrements de chaque oiseau individuel) ont été notés sur une carte locale (échelle 1: 2000 à partir de 1: 10 000 Carte technique régionale; Regione Lazio 1990). Un point a été accordé à tout contact individuel spécifique à une espèce complètement à l'intérieur de la zone d'étude, estimant la valeur de la densité des deux espèces par le dénombrement des individus observés, en suivant la procédure décrite dans [Bibby et al., \(2000\)](#).

1.2.2. L'analyse des données

Dans les deux méthodes, nous avons obtenu le nombre total d'individus (pour Foulque macroule et Poule d'eau) / visite, comme mesure de l'abondance locale. Nous avons également obtenu le nombre moyen d'individus (et l'écart type) de Foulque et de Poule d'eau. Les valeurs moyennes ont été comparées à l'aide du test U non paramétrique de Mann-Whitney. Nous avons utilisé le logiciel Past ([Hammer et al., 2001](#)).

Pour tester l'influence des méthodes et du temps d'échantillonnage (Day-of-Year: DoY) sur les dénombrements de Foulque et de Poule d'eau, nous avons réalisé un modèle additif généralisé (GAM du package MGCV avec une fonction log-link et une distribution d'erreur de Poisson). Le GAM est un modèle linéaire généralisé dans lequel la relation de la variable de réponse avec les covariables est représentée par une

fonction de lissage (Hastie et Tibshirani, 1990). Cette technique offre une flexibilité pour découvrir d'éventuels effets de covariables non linéaires. Pour traiter la structure de corrélation temporelle des données, nous avons utilisé Smoothers Processus gaussien, qui permettent de la nature auto-corrélée des dénombrements. Ces dernières analyses ont été réalisées à l'aide de R (R Development Core Team 2019).

1.2.3. Résultats

Au total, nous avons obtenu 403 enregistrements individuels en utilisant la méthode de comptage des points (278 pour Foulques et 125 pour Poules d'eau : nombre moyen d'individus / visite : Foulque : 15.44 ± 3.73 ; Poule d'eau : 6.94 ± 3.17) et 431 enregistrements individuels utilisant la méthode de cartographie (301 pour Foulque et 130 pour la Poule d'eau : nombre moyen d'individus / visite : Foulque : 16.72 ± 3.79 ; Poule d'eau : 7.22 ± 3.30). Les différences entre les valeurs moyennes obtenues en comparant la méthode de comptage ponctuel et la méthode de cartographie n'étaient pas significatives pendant la période d'étude d'hivernage (Foulque : $U = 129$, $z = 1.03$, $p = 0.302$; Poule d'eau : $U = 153$, $z = 0.27$, $p = 0.787$).

L'analyse GAM a indiqué que ni la méthode ni le moment de l'échantillonnage n'affectaient la population estimée de la Foulque macroule, tandis que pour la Poule d'eau, s'il n'y avait aucune différence entre les deux méthodes, le nombre d'oiseaux enregistrés a d'abord augmenté de manière significative avant de se stabiliser (Tableau 14, Figure 38).

Tableau 14. Sortie pour l'analyse GAM (Modèles Additifs Généralisés) pour la Foulque macroule et la Poule d'eau.

	EDF	Ref. df	χ^2	p
Foulque macroule				
s(Method)	0.0007	1.00	0.00	0.339
s(DoY)	1.549	1.94	3.98	0.100
Poule d'eau				
s(Method)	0.0001	1.00	0.00	0.754
s(DoY)	3.587	4.46	14.51	0.009

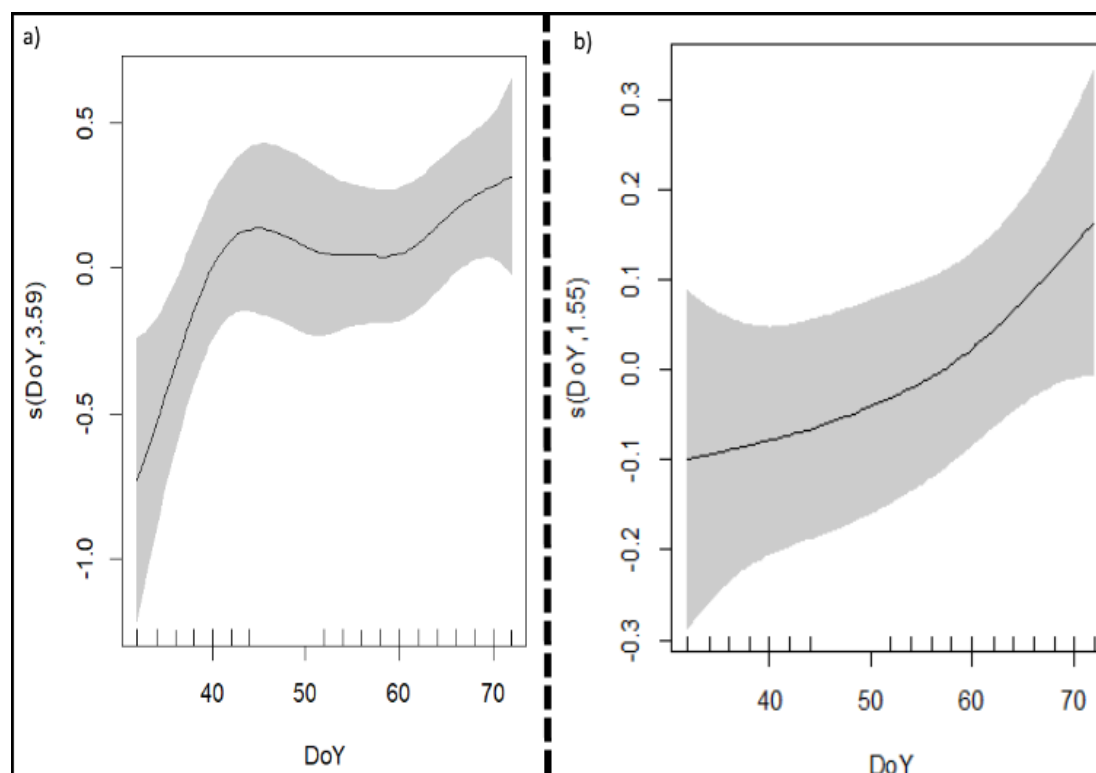


Figure 38 : Effets du moment de l'échantillonnage sur le nombre de Poules d'eau (a) et Foulques (b) dans la zone humide de Torre Flavia (analyse GAM). DoY signifie jour de l'année (1 = 1er janvier).

1.2.4. Discussion

La population de Foulques était relativement stable en abondance pendant la période d'hivernage (Février - mi-Mars). En revanche, la Poule d'eau a d'abord augmenté en nombre avant de se stabiliser. Cette augmentation initiale de la Poule d'eau peut s'expliquer par l'arrivée d'oiseaux nicheurs ou de migrants de passage (localement, des populations hivernantes et reproductrices sont présentes ; [Battisti et al., 2006](#) ; [Conigliaro et al., 2011](#) ; [Talbi et al., 2020](#)). Malheureusement, la période d'étude n'a pas pu être prolongée jusqu'à la saison de reproduction pour tester cette hypothèse. De plus, nos résultats confirment que les deux méthodes d'échantillonnage donnent des estimations comparables. Lorsque nous avons comparé les valeurs moyennes obtenues à la fois à partir de la méthode de comptage ponctuel et de la méthode de cartographie, nous n'avons pas obtenu de différences significatives pendant la période d'hivernage analysée. Ainsi, ce résultat est important en raison de la différence de durée entre la méthode de cartographie qui nécessite environ 36 heures par rapport aux comptages ponctuels, qui prend 20 heures (environ 55% du temps demandé par rapport à la cartographie) pour se terminer. À cet égard, la méthode de comptage des points nous a permis d'obtenir rapidement des données fiables par rapport à la méthode de cartographie plus longue et plus fine. Cependant, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour tester les dénombrements ponctuels sur une gamme de densités de Rallidés, car des recherches antérieures ont montré que la densité d'oiseaux peut influencer la précision des méthodes de comptage ([Franzreb, 1976](#) ; [Tomiałojć et Verner, 1990](#) ; [Budka et Kokociński, 2015](#)). Une autre source de biais de la technique d'échantillonnage adoptée est l'absence de calcul d'une probabilité de détection ([Nichols et al., 2000](#) ; [Carrascal, 2011](#)). Cela est particulièrement vrai pour les Rallidés, dont certains sont notoirement difficiles à enregistrer. Cependant, ces lacunes sont particulièrement vraies pour les espèces qui utilisent la communication acoustique à longue distance ([Lefebvre et Poulin, 2003](#) ; [Alldredge et al., 2007](#)).

Bien que nos résultats ne puissent pas s'étendre à d'autres taxons ou habitats ([Guareschi et al., 2015](#)), nous préconisons une méthode simple mais fiable pour des enquêtes rapides sur les Rallidés hivernants dans les zones humides restantes : l'utilisation d'un nombre représentatif de dénombrements ponctuels localisés au hasard

Sélection de l'habitat et Surveillance des zones humides à l'aide de deux Rallidés en Italie durant le stage de perfectionnement

peut permettre des estimations fiables des populations. De plus, l'estimation régulière de la taille des populations de Rallidés fournirait des données quantitatives systématiques qui s'avéreraient essentielles dans la conservation des zones humides et la gestion des oiseaux d'eau (Tamisier et Dehorter, 1999 ; Guillemain et al., 2014). Ainsi, des méthodes rapides et accessibles (Newson et al., 2008) qui donneraient accès aux informations de base sur les oiseaux seraient du plus grand intérêt dans les pays qui manquent d'ornithologues formés ou qui disposent de moins de ressources pour la recherche (Green et al., 2002 ; Al-Obaid et al., 2017). Considérant que les Rallidés communs, strictement liés aux habitats liés à l'eau, ont été considérés comme de bons bio-indicateurs de l'état des zones humides (Bharucha et Gogte, 1990 ; Mansouri et al., 2014), nous pensons que des enquêtes rapides utilisant des dénombrements ponctuels pourraient également être largement utilisées pour obtenir des informations écologiques générales sur l'état de ces écosystèmes restants.



Conclusion générale



Conclusion générale

Les zones humides urbaines et péri-urbaines ont soumises dans leur totalité une forte pollution. Le marais de Boussedra est un plan d'eau péri-urbain dont la source principale d'alimentation en eau demeure les eaux des égouts de la ville d'El-Bouni. Ce marais est utilisée comme décharge, et a perdu plus de 50% de son ancienne superficie durant les 3 derniers décennies.

La présence de la Foulque macroule (*Fulica atra*) et la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) dans ce plan d'eau avec un effectif important, aussi leurs capacité de se reproduire malgré les perturbations dans ce site, à attirer notre attention, ces deux raisons font de ces deux Rallidés des bons modèles biologique d'étude pour comprendre et expliquer les raisons faisant de lui l'un des oiseaux les plus communs.

Dans ce cadre-là, et dans le but de déterminer d'une part le statut phénologique de ces deux espèces dans le marais de Boussedra et de mieux comprendre la stratégie de la reproduction des mêmes espèces en Algérie, une étude a été effectuée durant l'année 2017-2018 s'intéressée principalement au recensement de ces deux populations de Rallidés et d'étudier quelques paramètres de la reproduction, et d'autre part cette étude va fournir des connaissances supplémentaires sur la sélection de l'habitat par notre modèles biologique durant l'année 2020 en Italie.

Le suivi de l'effectif de la population de la Foulque macroule et la Poule d'eau pendant notre étude, nous a montré le statut de ces deux espèces hivernantes et nicheuses régulièrement dans ce plan d'eau. L'effectif minimal de Foulques macroules enregistré dans le site est de 50 individus enregistré durant les mois de Décembre 2017. Cependant des effectifs élevés ont été notés un pic entre les mois de Février et Mars 2018 avec 94 individus. Et pour la Poule d'eau l'effectif minimal enregistré durant cette étude est seulement de 7 individus dans le mois de Décembre 2017, néanmoins, l'effectif le plus élevés a été observé durant le mois de Février 2018 avec 77 individus. Il nous a été aussi facile de dénombrer et d'observer plus d'une population écologique hivernante dans ce site. Ces populations peuvent donc avoir plusieurs origines.

Concernant l'étude de la reproduction, Les résultats obtenus montrent que la Poule d'eau et la Foulque macroule préfèrent fréquenter la végétation qui est presque dense où elle peut cacher ses nids et se fuir, et que la strate la plus utilisée pour les deux

espèces c'est le *Typha angustifolia*, les nids étant construits à faible altitude (moyenne : 9.42 ± 4.56 cm, pour la Poule d'eau ; 15.95 ± 3.33 cm pour la Foulque macroule).

La première ponte du Poule d'eau a été signalée vers le début de mois de Mai, et s'est étalée sur une période de 11 semaines. Et pour la Foulque macroule s'est signalée entre la mi-Avril et s'échelonne sur une période de 6 semaines.

Durant la saison d'étude, sur un échantillon de 118 œufs de la Poule d'eau, la longueur moyenne égale à 43.33 ± 1.90 mm, et varié entre (39.91 et 48.51 mm). La largeur moyenne est égale à 30.62 ± 1.52 mm, varié entre (27.44 et 36.96 mm). Le volume varié entre (15.82 et 30.13 cm³) et présente une moyenne de 20.76 ± 2.53 cm³. Les œufs mesurés pendant cette étude située bien dans l'intervalle des moyennes mesurés dans autres études. Et sur un échantillon de 80 œufs mesuré de la Foulque macroule, la longueur moyenne égale à 52.28 ± 1.58 mm, et varié entre (48.32 et 54.67 mm). La largeur moyenne est égale à 37.08 ± 1.24 mm, varié entre (35 et 41.35 mm). Le volume varié entre (30.12 et 44.96 cm³) et présente une moyenne de 33 ± 11.54 cm³. Il existe une corrélation positive entre les différentes dimensions et le volume des œufs.

La taille de ponte moyenne enregistrée durant cette étude est de 4.71 ± 1.83 œufs pour la Poule d'eau, et de 4 ± 2.14 œufs pour la Foulque macroule.

Nos travaux montrent que plusieurs facteurs agissent sur le succès de la reproduction de la Poule d'eau, la dégradation de l'habitat, l'intrusion humaine et la prédation sont des facteurs importants qui agissent sur le succès de la reproduction de cette population.

La perte et la fragmentation de l'habitat l'une des facteurs causant le phénomène du parasitisme. Sur 26 nids échantillonnés de la Poule d'eau, nous avons enregistré un nid avec trois œufs de ce rallidé et un œuf du Blongios nain (*Ixobrychus minutus*) entre le 9 et 13 Juin. L'œuf de Blongios nain a disparu par la suite, mais tous les poussins de Poule d'eau ont éclos le 5 Juillet. Au cours de la période d'étude, aucun adulte de Blongios nain n'a été enregistré à l'étang de Boussedra et aucun nid n'a été trouvé. Cela conforte l'hypothèse d'un événement rare (premier cas enregistré dans le monde ; localement, 3.8% des nids enregistrés ; n = 26). Ainsi, on pourrait suggérer que ce comportement «parasite» était probablement un phénomène local et occasionnel.

Au total, 301 enregistrements originaux de Foulque macroule et 130 de Poule d'eau ont été obtenus. Les Foulques étaient le plus souvent exposés dans les dunes humides avec *Phragmites australis*, tandis que les Poules d'eau sont des espèces synanthropiques, elles exploitaient le plus fréquemment les écotones, les terres cultivées et des habitats anthropisés.

Au total, des 403 enregistrements individuels en utilisant la méthode de comptage des points (278 pour Foulques et 125 pour Poules d'eau) et 431 enregistrements individuels utilisant la méthode de cartographie (301 pour Foulque et 130 pour la Poule d'eau : Foulque). Les différences entre les valeurs moyennes obtenues en comparant la méthode de comptage ponctuel et la méthode de cartographie n'étaient pas significatives pendant la période d'étude d'hivernage (Foulque : $U = 129$, $z = 1.03$, $p = 0.302$; Poule d'eau : $U = 153$, $z = 0.27$, $p = 0.787$). L'analyse GAM a indiqué que ni la méthode ni le moment de l'échantillonnage n'avaient affecté la population estimée de la Foulque macroule, tandis que pour la Poule d'eau, s'il n'y avait aucune différence entre les deux méthodes, le nombre d'oiseaux enregistrés a d'abord augmenté de manière significative avant de se stabiliser.

Nous pensons que d'autres enquêtes rapides utilisant des dénombrements ponctuels pourraient également être largement utilisées pour obtenir des informations écologiques générales sur l'état de ces écosystèmes restants.

Au terme de ce travail on peut dire que, une étude plus approfondie sur la biologie et l'écologie de ces Rallidés sont outils d'aide les décideurs et les gestionnaires des zones humides, par leurs orienter de réaliser une meilleure gestion. Nous souhaitons de compléter et enrichir cette base de données par étudier ces espèces dans l'ensemble des zones humides de l'Algérie pour les protéger de risque d'être menacé dans l'avenir à cause de la dégradation de ces habitats.



Références bibliographiques



Références bibliographiques

A

- Abatzoglou, J. T. Dobrowski, S. Z. Parks, S. A. et Hegewisch, K. C. (2018). TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958–2015. *Scientific data*, 5(1) : 1-12.
- Aberkane, M. Chettibi, F. Bakhouch, B. Draïdi, K. Bouzlama, Z. et Houhamdi, M. (2013). Breeding ecology of the Marbled duck *Marmaronetta angustirostris* at Boussehra march (Annaba, Northeast of Algeria). *Annals of Biological Research*, 4 (10) :103-107.
- Aberkane, M. (2014). Ecologie de la Sarcelle marbrée *Marmaronetta angustirostris* dans les zones humides de l'Est algérien. Thèse de Doctorat. Univ. Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.
- Adamou, A.E. Rabie, T. Kouidri, M. et Ouakid, M.L. (2013). Biologie de la reproduction du merle noir *Turdus merula* dans les oasis des zibans (Nord-Est Algerien), *Actes du Séminaire International sur la Biodiversité Faunistique en Zones Arides et Semi-arides*, 8-13.
- Allredge, M.W. Simons, T.R. et Pollock, K.H. (2007). A field evaluation of distance measurement error in auditory avian point count surveys. *The Journal of Wildlife Management*, 71(8): 2759-2766.
- Allouche, L. et Tamisier, A. (1984). Feeding convergence of Gadwall, Coot and the other herbivorous waterfowl species wintering in the Camargue. *Wildfowl*, 35: 135-142.
- Allouche, L. (1988). Stratégie d'hivernage comparée du Canard Chipeau et de la Foulque macroule pour un partage spatio-temporele des milieux humides de Camargue. Thèse de doctorat. Univ. Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier.
- Allouche, L., Dervieux, A., Lespinasse, P., & Tamisier, A. (1989). Sélection de l'habitat diurne par trois espèces d'oiseaux d'eau herbivores hivernant en Camargue (France). *Acta oecologica. Oecologia applicata*, 10(3) : 197-212.
- Allouche, L. et Tamisier, A. (1989). Activités diurnes du Canard Chipeau pendant son hivernage en Camargue. Relations avec les variables environnementales et sociales. *Revue d'écologie*, 44: 249-260.

- Allout, I. (2013). Etude de la biodiversité floristique de la zone humide de Boukhmira Sidi Salem – El Bouni – Annaba. Mémoire de Magister. Univ. Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.
- Al-Obaid, S. Samraoui, B. Thomas, J. El-Serehy, H.A. Alfarhan, A.H. Schneider, W. et O'Connell, M. (2017). An overview of wetlands of Saudi Arabia: Values, threats, and perspectives. *Ambio*, 46: 98-108.
- Amat, J.A. (1998). Mixed clutches in shorebird nests: why are they so uncommon. *Wader Study Group Bull*, 85: 55-59.
- Harvey, J.P. Noble, R.A. Nunn, A.D. Taylor, R.J. et Cowx, I.G. (2010). Monitoring sea lamprey *Petromyzon marinus ammocoetes* in SAC rivers: a case study on the River Wye. *In Conservation Monitoring in Freshwater Habitats* (pp. 193-206). Springer, Dordrecht.
- Anderson, A. (1975). A method of sexing moorhens. *Wildfowl*. 26 : 77-82.
- Anderson, D.W. et Keith, J.O. (1980). The human influence on seabird nesting success: conservation implications. *Biological Conservation* 18: 65–80.
- Angelici, C. Marini, F. Battisti, C. Bertolino, S. Capizzi, D. et Monaco, A. (2012). Cumulative impact of rats and Coypu on nesting waterbirds: first evidences from a small Mediterranean wetland (central Italy). *Vie et Milieu* 62: 137–141.
- Aouadi, A. Samraoui, F. Touati, L. Nedjah, R. Souiki, L. et Samraoui, B. (2021). Close to the Madding Crowd: How Resilient are Imperilled Mediterranean Urban Wetlands?. Preprint at <https://assets.researchsquare.com/files/rs-269747/v1/d49176f8-7c94-40bb-a2ef-983863a8ef13.pdf>.
- Atoussi, S. (2014). Etude des rythmes d'activités diurnes des Fuligules hivernants à la Garaet de Hadj-Tahar (Skikda, Nord-Est algérien). Thèse de doctorat, Univ. 8 Mai 1945 de Guelma, Algérie.
- Ayada, M. (2003). Caractères physico-chimiques et impact des apports terrigènes et anthropiques sur la biomasse phytoplanctonique dans la baie d'Annaba. Mémoire de Magister. Univ. Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.

B

- Baaziz, N. et Samraoui, B. (2008). The status and diurnal behaviour of wintering Common Coot *Fulica atra* in the Hauts Plateaux, Northeast Algeria. *European Journal of Scientific Research*, 23 : 495–512.
- Baaziz, N. (2011). Statut phénologique et reproduction des peuplements d’oiseaux d’eau dans l’éco-complexe de zones humides de Sétif (Hauts plateaux, Est de l’Algérie) *Bulletin de l’Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*, 33 (2) : 77-87.
- Bagnouls, F. et Gaussen, H. (1957). Les climats biologiques et leurs classifications. *Annales de géographie*. 355: 193-220.
- Bara, M. (2015). Structure et écologie des Rallidés dans les zones humides de Guerbes-Sanhadja (wilaya de Skikda). Thèse de Doctorat. Univ. Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.
- Barbraud, C. Sadoul, N. Kayser, Y. Pineau, O. et Isenmann, P. (2004). Evolution du peuplement des oiseaux reproducteurs en Camargue dans les temps récents. *Les Oiseaux de Camargue et leurs habitats, une histoire de*, 50 : 1954-2004.
- Battisti, C. (2006). Biodiversità, gestione, conservazione di un’area umida del litorale tirrenico : la Palude di Torre Flavia. *Provincia di Roma, Gangemi editore, Roma*.
- Battisti, C. Aglitti, C. Sorace, A. et Trotta, M. (2006). Water level decrease and its effects on the breeding bird community in a remnant wetland in central Italy. *Ekológia Bratislava* 25: 252–263.
- Battisti, C. Luiselli, L. Pantano, D. et Teofili, C. (2008). On threats analysis approach applied to a Mediterranean remnant wetland: is the assessment of human-induced threats related to different level of expertise of respondents?. *Biodiversity and Conservation*, 17: 1529–1542.
- Battisti, C. Luiselli, L. et Teofili, C. (2009). Quantifying threats in a Mediterranean wetland: are there any changes in their evaluation during a training course?. *Biodiversity and Conservation*, 18(11): 3053-3060.
- Battisti, C. Cento, M. Fraticelli, F. Huetting, S. et Muratore, S. (2021). Vertebrates in the “Palude di Torre Flavia” Special Protection Area (Lazio, central Italy): an updated checklist. *Natural History Sciences*, 8(1) : 3-28.

- Belabed-Zediri, H. Belabed, A.I. et Bouslama, Z. (2020). Etude comparative de l'écologie de la reproduction des rallidés entre milieu urbain et milieu naturel dans le nord-est Algérien. *Bull. Soc. Zool. Fr*, 145, 489-508.
- Benassi, G. et Battisti, C. (2011). Frequency of occurrence of a set of water-related bird species in an archipelago of remnant marshlands of Central Italy. *Rendiconti Lincei*, 22 : 11–16.
- Benassi, G. Battisti, C. Luiselli, L. et Boitani, L. (2009). Area-sensitivity of three reed bed bird species breeding in Mediterranean marsh land fragments. *Wetland Ecology and Management*, 17, 555–564.
- Benradia, M. Mena, M. Guellati, K. Maazi, M.C. Bouslama, Z. et Houhamdi, M. (2018). Écologie Des Anatidés Et Du Foulque Macroule *Fulica Atra* Dans Les Zones Humides De La Wilaya De Souk-Ahras (Nord-Est De L'Algérie). *Bull. Soc. Zool. Fr*, 143(3).
- Bensaci, E. Saheb, M. Nouidjem, Y. Bouzegag, A. et Houhamdi, M. (2013). Biodiversité de l'avifaune aquatique des zones humides sahariennes : cas de la dépression d'Oued Righ (Algérie). *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, 7 : 211-222.
- Bent, A.C. (1962). Life Histories of North American Shore Birds. Dover Publications, New York, 392p.
- Bezzel, E. (1967). Über Gelegegrösse und Legebeginn beim Blasshuhn (*Fulica atra*). *Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern*, 8: 183-185.
- Bharucha, E.K. et Gogte, P.P. (1990). Avian profile of a man-modified aquatic ecosystem in the backwaters of the Ujjani Dam. *Bombay Nat Hist Society*, 87: 73-87.
- Bibby, C.J. Burgess, N.D. Hill, D.A. et Mustoe, S. (2000). Bird Census Techniques. 2nd Ed. London. UK: Academic Press. 302p.
- BirdLife International (2004). Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status – BirdLife Conservation Series No.12, BirdLife International, Cambridge, U.K.
- Blasi, C. Boitani, L. La Posta, S. Manes, F. et Marchetti, M. (2005). Stato della biodiversità in Italia. 1-468.
- Blūms, P.N. (1973). The Coot (*Fulica atra*) in Latvia. *Academy of Sciences Latvian SSR. Institute of Biology, Riga*, p 146-153.

- Bonnet, V.H. Schoettle, A.W. et Shepperd, W.D. (2005). Postfire environmental conditions influence the spatial pattern of regeneration for *Pinus ponderosa*. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(1): 37-47.
- Boudraa, W. Bouslama, Z. et Houhamdi, M. (2014). Inventaire et écologie des oiseaux d'eau dans le marais de Bousledra (Annaba, Nord-Est de l'Algérie). *Bulletin Société Zoologique de France*, 139(1-4) : 279-293.
- Boudraa, W. (2015). Contribution à l'étude écologique de l'avifaune aquatique d'une zone humide péri-urbaine : cas du marais de Bousledra (Nord-est de l'Algérie). Thèse de Doctorat. Univ. Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.
- Brambilla, M. et Rubolini, D. (2003). Selezione dell'habitat di nidificazione nella Gallinella d'acqua. *Gallinula chloropus. Avocetta*, 27: 152.
- Brichetiel, P. et Dicapi, C. (2001). Guide pour reconnaître les oiseaux, les identifier, les localiser, leur territoire de nidification, leur habitat. Ed. De Vecchi.
- Brinkhoff, M.W.G. Cavé, A.J. Hage, F.J. et Verhulst, S. (1993). Timing of reproduction and fledging success in the Coot *Fulica atra*: evidence for a causal relationship. *Journal of Animal Ecology*, 62: 577-587.
- Brinkhoff, M.W.G. (1997). Seasonal variation in food supply and breeding success in European Coots *Fulica atra*. *Ardea*, 85: 51-65.
- Brinkhof, M.W. et Cavé, A.J. (1997). Food supply and seasonal variation in breeding success: an experiment in the European coot. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 264(1380) : 291-296.
- Budka, M. et Kokociński, P. (2015). The efficiency of territory mapping, point-based censusing, and point-counting methods in censusing and monitoring a bird species with long-range acoustic communication – the Corncrake *Crex crex*. *Bird study*, 62: 153-160.

C

- Cabard, P. et Chauvet, B. (2003). L'étymologie des noms d'oiseaux. Ed. Belin/éveil nature. 208p.
- Carignan, V. et Villard, M.A. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78: 45–61.

- Carney, K.M. et Sydeman, W.J. (1999). A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. *Waterbirds*, 22: 68–79.
- Carrascal, L.M. (2011). Data, preconceived notions and methods: The case of population sizes of common breeding birds in Spain. *Ardeola*, 58: 371-385.
- Causarano, F. Battisti, C. et Sorace, A. (2009). Effect of winter water stress on the breeding bird assemblages of a remnant wetland in Central Italy. *Revue d'écologie*, 64: 61-72.
- Cavalcanti, R.B. et Pimentel, T.M. (1988). Shiny Cowbird parasitism in central Brazil. *The Condor*, 90: 40-43.
- Cempulik, P. (1993). Breeding Ecology of the Moorhen *Gallinula chloropus* in Upper Silesia (Poland). *Acta Ornithologica*, 28: 75–89.
- Cento, M. Scrocca, R. Coppola, M. Rossi, M. Di Giuseppe, R. Battisti, C. Luiselli, L. et Amori, G. (2018). Do McKinnon lists provide reliable data in bird species frequency? A comparison with transect-based data. *Acta Oecologica*, 89: 27-31.
- Cesare, C. (1971). Encyclopédie du monde animal. Oiseaux-Reptiles-Amphibiens. Tome 2. Librairie Aristide Quillet. 278 Boulevard Saint-Germain. Paris (V2). Direction Francesco Vallardi. Conseillers scientifiques.
- Chalfoun, A.D. et Martin, T.E. (2007). Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. *Journal of Applied Ecology*, 44 : 983–992.
- Chantelat, J. C. (2002). Les oiseaux de France. Guide Vert.8. Ed. Solar.
- Chavigny, D. (2011). Plumes & pinceaux : Histoires de canards, Ed. Quae. 144p.
- Chenafi-Samraoui, F. (2005). Ecologie de la reproduction de la Foulque macroule *Fulica atra* dans l'étang de Timerganine (Oum El-Bouaghi). Mémoire de Magister. Univ. d'Oum El-Bouaghi, Algérie.
- Chettibi, F. (2014). Ecologie de l'Érismature à tête blanche *Oxyura leucocephala* dans les zones humides de la Numidie algérienne (du Littoral Est de l'Algérie).Thèse de Doctorat .Univ. Badji Moukhtar, Annaba, Algérie.
- Clevering, O.A. et Van Gulik, W.M.G. (1997). Restoration of *Scirpus lacustris* and *Scirpus maritimus* stands in a former tidal area. *Aquatic Botany*, 55: 229–246.

- Collias, N.E. et Collias, E.C. (1984). *Nest Building and Bird Behavior*. Princeton University press.
- Conigliaro, M. Battisti, C. Amori, G. et Luiselli, L. (2011). Diving times and pecking rates of the Eurasian coot (*Fulica atra*) in different habitat types: a pilot study. *Rendiconti Lincei*, 22(1): 47-53.
- Connecticut Department of Environmental Protection. (2000). Wildlife in Connecticut: Endangered and Threatened Species Series, Common Moorhen (*Gallinula chloropus*). URL <http://dep.state.ct.us/burnatr/wildlife/factshts/cmoorhen.htm>.
- Conrad, K.F. et Robertson, R.J. (1993). Patterns of Parental Provisioning by Eastern Phoebes *The Condor*, 95 (1): 57-62.
- Coulson, J.C. (1999). Variation in clutch size of the common eider: a study based on 41 breeding seasons on Coquet Island, Northumberland, England. *Waterbirds*, 22: 225–238.
- Cramp, S. (1980). Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa, Vol. 2, Hawks to bustards. Oxford, UK: Oxford Univ. Press.
- Cramp, S. (1994). Handbook of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 2. Oxford Univ. Press.
- Cramp, S. et Simmons, K.E.L. (1977). The birds of the western palearctic. Vol. 1. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. et Simmons, K.E.L. (1980). The birds of the western Palearctic, Vol. 2. Oxford University Press.

D

- Davies, N. B. (2000). Cuckoos, cowbirds and other cheats T & AD Poyser. *London, UK*.
- De Bélair, G. et Samraoui, B. (1994). Death of a lake: Lac Noir in northeastern Algeria. *Environmental Conservation*, 21: 169–172.
- De Belair, G. et Samraoui, B. (2000). L'écocomplexe des zones humides de Beni-Belaid: Un projet de réserve naturelle. *Sciences & Technologie. A, sciences exactes*, 115-124.

- De Graaf, R.M. et Yamasaki, M. (2001). New England wildlife: habitat, natural history, and distribution. University Press of New England.
- Decker, K.L. Conway, C.J. et Fontaine, J.J. (2012). Nest predation, food, and female age explain seasonal declines in clutch size. *Evolutionary Ecology*, 26(3): 683-699.
- Dementiev, G.P. et Gladkov, N.A. (1951). Birds of the Soviet Union. *Sovetskaya Nauka*, Moscow. Vol.1.
- Desfayes, M. (2000). Origine des noms des oiseaux et des mammifères d'Europe y compris l'espèce humaine, Ed. Saint-Augustin. 196p.
- Direction Générale Des Forêts. (2006). Zones humides en Algérie. Doc Poly. Direction Générale des Forêts. 15p.
- Djellali, H. (2008). Importance du lac Tonga (Nord-est Algérien) pour l'hivernage et/ou la reproduction de trois espèces de Rallidés (Rallidae) : La Foulque macroule (*Fulica atra*), La Poule d'eau (*Gallinula chloropus*), et La Talève sultane (*Porphyrio porphyrio*). Thèse de magister. Univ Badji Mokhtar. Annaba, Algérie.
- Dolenec, Z. (2006). Egg dimensions variation in relation to the laying order in Black Redstart (*Phoenicurus ochruros* Gmeulin, 1774) in NW Croatia. *Belgian Journal of Zoology*, 136: 257-258.
- Draulans, D. et Vanberck, L. (1987). Food and foraging of Coot *Fulica atra* on fishponds during autumn migration. *Wildfowl*, 38: 63-69.
- Drent, R.H. et Daan, S. (1980). The prudent parent: energetic adjustments in avian breeding 1. *Ardea*, 55(1-2) : 225-252.
- Dubois, P. Le Maréchal, P. Oliosio, G. et Yesou, P. (2001). Inventaire des Oiseaux de France - Avifaune de la France métropolitaine. Ed. Nathan, 397p.
- Duperat, M. (2008). Nids & œufs, Ed. Artemis. 143p.
- Dytham, C. (2011). Choosing and using statistics: *A biologist's guide*. Wiley-Blackwell.

E

- Eadie, J.M. Kehoe, F.P. et Nudds, T.D. (1988). Pre-hatch and post-hatch brood amalgamation in North American Anatidae: a review of hypotheses. *Canadian Journal of Zoology*, 66(8): 1709-1721.
- Eden, S.F. (1987). When do helpers help? Food availability and helping in the Moorhen, *Gallinula chloropus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 21(3): 191-195.
- Edwards, D.K. Dorsey, G.L. et Crawford, J.A. (1981). A comparison of three avian census methods. *Studies in Avian Biology*, 6: 170-176.
- Efe, M.A. Mohr, L.V. et Bugoni, L. (2001). Guia ilustrado das aves dos parques de Porto Alegre. Prefeitura de Porto Alegre, Secretaria Municipal do Meio Ambiente.
- Ehrlich, P.R. Dobkin, D.S. et Wheye, D. (1988). The Birder's Handbook: A Field Guide to the Natural History of North American Birds. Simon and Schuster, New York, NY, USA.
- El Agbani, M.A. (1997). L'Hivernage des Anatidés au Maroc : principales espèces, zones humides d'importance majeure et propositions de mesures de protections. Thèses d'État ès-Sciences Biologiques.
- Emberger, L. (1952). Sur le quotient pluviothermique. *COMPTES RENDUS HEBDOMADAIRES DES SEANCES DE L ACADEMIE DES SCIENCES*, 234(26): 2508-2510.
- Emberger, L. (1955). Classification bio graphique des climats, recueil des travaux de laboratoires de botanique. Montpellier Fasc, 7.
- Emlen, J.T. (1977). Estimating breeding season bird densities from transect counts. *Auk* 94: 455-468.
- Erwin, K.L. (2009). Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. *Wetland Ecology and Management*, 17 : 71–84.
- Etchecopar, R.D. et Hue, F. (1964). Les Oiseaux du Nord de l'Afrique, de la Mer Rouge aux Canaries. N. Ed. Boubée & Cie, Paris VI. 606 p.

F

- Feinsinger, P. Spers, E.E. et Poole, R.W. (1981). A simple measure of niche breadth. *Ecology*, 62: 27–32.

- Fenoglio, S. Cucco, M. et Malacarne, G. (2003). Moorhen *Gallinula chloropus* females lay eggs of different size and beta-carotene content. *Ardea*, 91: 117–121.
- Field, J. (1992). Intraspecific Parasitism as an Alternative Reproductive Tactic in Nest-building Wasps and Bees. *Biological Review*, 67: 79–126.
- Fjeldså, J. (2004). *The Grebes: Podicipedidae*. Oxford: Oxford University Press. 246p.
- Fjeldså, J. (1973). Territorial regulation of the progress of breeding in population of Coots *Fulica atra*. *Dansk orn. Foren. Tidsskr*, 67:115-127.
- Forbush, E.H. (1925). Birds of Massachusetts and Other New England States.Vol. 1. Massachusetts Department of Agriculture, Commonwealth of Massachusetts, MA, USA.
- Forman, D.W. et Brain, P.F. (2004). Reproductive strategies used by Moorhens (*Gallinula chloropus*) colonizing an artificial wetland habitat in south Wales. *Journal of Natural History*, 38: 389–401.
- Forman, D.W. (2005). Laying plasticity in an avian brood parasite. *Auk*, 122(2): 566-570.
- Fortunati, L. et Battisti, C. (2011). Diving times and feeding rate by pecking in the Eurasian coot (*Fulica atra*). *Ethology Ecology & Evolution*, 23: 165-170.
- Franzreb, K.E. (1976). Comparison of variable strip transect and spot-map methods for censusing avian populations in a mixed-coniferous forest. *The Condor*, 78: 260-262.
- Frochot, B. (1990). Les zones humides. Eléments pour leur gestion et leur protection. Assises de l'eau. Groupe de travail (protection des milieux aquatiques). Univ. Bourgogne. 11p.
- Frochot, B. Godreau, V. et Roché, J. (2008). L'expansion récente des oiseaux d'eau. *Alauda*, 76: 279–286.
- Fuller, R. et Ausden, M. (2008). Birds and habitat change in Britain. Part I: a review of losses and gains in the twentieth century. *British Birds*, 101: 644–675.
- Fustec, E. et Lefeuvre, J.C. (1990). Fonctions et valeurs des zones humides. *Dunod*, 300p.

G

- Gabriel, L.W. Franchesco, D.F. Anderson, S.B. Josmael, C. Mauro, F.O. et Nilton, C.C. (2010). Behaviour of the Common Moorhen in Rio Grande do Sul, Brazil. *acta ethologica*, 13 : 127-135.

- Gadsby, A.B. (1978). Territoriality and breeding biology of the coot *Fulica atra* at Attenborough. Master thesis. University of Durham, Durham.
- Gallego-Fernandez, J.B. Garcia-Mora, M.R. et Garcia-Novo, F. (1999). Small wetlands lost: a biological conservation hazard in Mediterranean landscapes. *Environmental Conservation*, 26: 190-199.
- Garguil, Ph. (1990). Les oiseaux des marais. Ed. Jean-Paul Gisserot. 20p.
- Gaud, B. (1976). Etude hydrogéologique du système aquifère Annaba-Bouteldja (Synthèse des connaissances et recherche des conditions de modélisation). Rapport ANRH, Algérie, 151p.
- Geijzendorffer, I. Beltrame, C. Chazee, L. Gaget, E. Galewski, T. Guelmami, A. Perennou, C. Popoff, N. Guerra, C.A. Leberger, R. et Jalbert, J. (2019). A more effective Ramsar Convention for the conservation of Mediterranean wetlands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, Vol.7, 21p.
- Geroudet, P. (1978). Grands échassiers, Gallinacés, Râles d'Europe. Ed. Delachaux et Niestlé.
- Ghanem, R. (2009). Préservation du patrimoine forestier contre le dépérissement : cas des subéraies de l'Edough Annaba. Mémoire de Master. Univ. Badji Moukhtar, Annaba, Algérie.
- Gibbons, D.W. (1985). Cooperation, conflict and manipulation in the Moorhen, *Gallinula chloropus*. Thèse de doctorat. University of Cambridge.
- Gibbons, D.W. (1986). Brood parasitism and cooperative breeding in the moorhen, *Gallinula chloropus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 19: 211–232.
- Giller, P.S. (1984). *Community structure and the niche*. Chapman and Hall.
- Glutz, U.N. Bauer, K. et Bezzel, E. (1979). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. B.5 Wiesbaden. 688p.
- Gordo, O. (2018). Are two days enough? Checking the accuracy of the survey protocols used in common bird monitoring schemes. *Ardeola*, 65: 41-52.
- Green, A.J. El Hamzaoui, M. El Agbani, M.A. et Franchimont, J. (2002). The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978. *Biological conservation*, 104: 71-82.

Guareschi, S. Abellán, P. Laini, A. Green, A.J. Sánchez-Zapata, J.A. Velasco, J. et Millán, A. (2015). Cross-taxon congruence in wetlands: Assessing the value of waterbirds as surrogates of macroinvertebrate biodiversity in Mediterranean Ramsar sites. *Ecological Indicators*, 49: 204-215.

Guillemain, M. Devineau, O. Simon, G. et Gauthier-Clerc, M. (2014). Common but poorly known: information derived from 32 years of ringing Coot *Fulica atra* in the Camargue, southern France. *Ringing and Migration*, 29: 10-18.

H

Hamel, J. (2011). Utilisation des oiseaux aquatiques comme bioindicateurs de l'intégrité des lacs de montagnes Marocaines. Thèse de doctorat. Univ. de Sherbrooke.

Hammer, Ø. Harper, D. A. et Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1) : 9.

Haouam, L. (2003). Ecologie et reproduction des Rallidés de la Numidie. Mémoire d'ingénieur d'état en écologie et environnement. Univ. Badji Moukhtar, Annaba, Algérie.

Haouam, L. Samraoui, F. et Samraoui, B. (2006). Influence des ressources trophiques sur la reproduction de la Foulque macroule *Fulica atra* dans l'éco-complexe de zones humides de la Numidie (Algérie) [Influence of trophic resources on reproduction of the Coot *Fulica atra* in eco-wetland complex of Numidia (Algeria)]. *Bulletin INSTM, Salambo*, 17-20.

Haselmayer, J. et Quinn, J.S. (2000). A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in Amazonian southeast Peru. *Condor*, 102: 887-893.

Hashimoto, H. et Sugawa, H. (2013). Population trends of wintering Eurasian coot *Fulica atra* in East Asia. *Ornithological Science*, 12(2) : 91-105.

Hastie, T.J. et Tibshirani, R.J. (1990). Generalized additive models. Ed. Chapman and Hall/CRC. 352p.

Havlin, J. (1970). Breeding season and success in the Coot. *Zoologische Listy*, 19 : 35-53.

Hebert, V.L. et Elkins, K.C. (1994). Common moorhen. in Atlas of breeding birds in New Hampshire, C.S. Foss, editor. Arcadia, Dover, New Hampshire, USA. Pages 76-77.

Heink, U. et Kowarik, I. (2010). What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological indicators*, 10: 584-593.

- Hepp, G.R. (1984). Dominance in wintering Anatinae: potential effects on clutch size and time of nesting. *Wildfowl*, 35: 132–134.
- Hilly, J. (1957). Etude géologique du Massif de l'Edough et du Cap de Fer (Est-Constantinois): Thèse de doctorat. Univ. de Nancy, France.
- Hoffmann, L. Hafner, H. et Salathé, T. (1996). The contribution of colonial waterbird research to wetland conservation in the Mediterranean region. *Colonial Waterbirds*, 19: 12–30.
- Högstedt, G. (1981). Effect of additional food on reproductive success in the Magpie (*Pica pica*). *Journal of Animal Ecology*, 50: 219–229.
- Hollis, G.E. (1992). The causes of wetland loss and degradation in the Mediterranean. In *Managing Mediterranean Wetlands and their Birds*, Ed. C.M. Finlayson, and T.J. Davis ; 83-90. Slimbridge: IWRB.
- Houhamdi, M. (2002). Ecologie des peuplements aviens du Lac des Oiseaux : Numidie orientale. Thèse de doctorat. Univ. Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.
- Houhamdi, M. Maazi, M.C. Seddik, S. Bouaguel, L. et Saheb, M. (2009). Statut et écologie de l'érismaire à tête blanche (*Oxyura leucocephala*) dans les hauts plateaux de l'est de l'Algérie, *Aves*, 46 (1) : 9-19.
- Hoyt, D.F. (1979). Practical methods of estimating volume and fresh weight of bird eggs, *the Auk*, 96: 73-77.
- Hroudová, Z. Zákavský, P. Wójcicki, J.J. Marhold, K. et Jarolímová, V. (2005). The genus *Bolboschoenus* (Cyperaceae) in Poland. *Polish Botanical Journal*, 50: 117–137.
- Huxley, C.R. et Wood, N.A. (1976). Aspects of the breeding of the Moorhen in Britain. *Bird Study*, 23: 1-10.

I

- Isenmann, P. et Moali, A. (2000). Oiseaux d'Algérie. *Birds of Algeria*. Ed. SEOF. Paris. 336 p.
- Isenmann, P. Gaultier, T. El-Hili, A. Azafzaf, H. Dlensi, H. et Smart, M. (2005). *Oiseaux de Tunisie/Birds of Tunisia*. SEOF. 432p.

J

- Jedlikowski, J. Brambilla, M. et Suska-Malawska, M. (2014). Fine-scale selection of nesting habitat in Little Crane *Porzana parva* and Water Rail *Rallus aquaticus* in small ponds. *Bird Study*, 61: 171–181.
- Jamieson, I.G. McRae, S.B. Simmons, R.E. et Trewby, M. (2000). High rates of conspecific brood parasitism and egg rejection in Coots and Moorhens in ephemeral wetlands in Namibia. *Auk*, 117: 250-255.
- Johnsgard, P.A. (1997). *The avian brood parasites: deception at the nest*. Oxford University Press, New York.
- Johnson, M. (2005). Habitat quality: A brief review for wildlife biologists. *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society*, 41: 31–41.
- Johnson, M.D. (2007). Measuring habitat quality: A review. *Condor*, 109: 489–504.
- Joleaud, L. (1936). Geologic study of the region of Bone and Calle. Bulletin of the Service of the Geologic map of Algeria; Sécheresse, 12(2): 192.
- Jones, J. (2001). Habitat selection studies in Avian Ecology: a critical review. *Auk*, 118 : 557–562.
- Jortay, A. (2002). Nidification et hivernage de la Foulque macroule (*Fulica atra*) dans les bassins de décantation de Hesbaye liégeoise. *Aves*, 39 (2): 65-84.

K

- Kamburova, N. et Michev, T. (2003). Breeding Density and Habitat of the Coot (*Fulica atra* L.) in the Srebarna Managed Reserve. *Acta zoologica bulgarica*, 55(1) : 29-33.
- Kannat, A. (2019). Ecologie du Canard chipeau *Anas strepera* et de la Foulque macroule *Fulica atra* hivernants au niveau de Garaet Hadj-Taher (Skikda, Nord-Est de l'Algérie). Thèse de doctorat. Univ. Larbi Ben M'hidi d'Oum El-Bouaghi, Oum El-Bouaghi, Algérie.
- Kershaw, M. et Cranswick, P.A. (2003). Numbers of wintering waterbirds in Great Britain, 1994/1995–1998/1999: I. Wildfowl and selected waterbirds. *Biological conservation*, 111(1): 91-104.

- Kershaw, M. et Cranswick, P.A. (2003). Deriving population estimates for wintering wildfowl in Great Britain. *Ornis Hungarica*, 12(13) : 75-87.
- Killian, M. Lars, S. Dan, Z. et Peter, J.G. (1999). Le guide ornitho. Les 848 espèces d'Europe en 4000 dessins. Ed. Delachaux et Niestlé, 300p.
- Köbbing, J.F. Thevs, N. et Zerbe, S. (2013/2014). The utilisation of reed (*Phragmites australis*): A review. *Mires and Peat*, 13: 1–14.
- Korpimäki, E. (1990a). Low repeatability of laying date and clutch size in Tengmalm's Owl : An adaptation to fluctuating food conditions. *Ornis scand.*, 21: 282-286.
- Korpimäki, E. (1990b). Body mass of breeding Tengmalm's Owls *Aegolius funereus*: seasonal, between-year, site and age-related variation. *Ornis scandinavica*, 169-178.
- Korpimäki, E. et Norrdahl, K. (1991). Numerical and functional responses of kestrels, short-eared owls and long-eared owls. *Ecology*, 72: 814–826
- Kristan, W.B.III. Johnson, M. et Rotenberry, J.T. (2007). Choices and consequences of habitat selection for birds. *Condor*, 109 : 485–488.

L

- Lahlah, N. (2011). Trait d'histoire de vie et régime alimentaire chez les Hirondelles de fenêtre (*Delichon urbicum eridionalis*) dans le Nord-Est algérien. Thèse de Doctorat. Univ. Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.
- Lahonder, J.C. (1987). Les séries ultra -telliennes d'Algérie Nord-Orientale et les formations environnantes dans leur cadre structural. Thèse de Doctorat. Univ. Paul Sabatier, Toulouse, France.
- Lack, D. (1950). The breeding season of European birds. *Ibis*, 92: 288-316.
- Leclerc, G.L. (1788). Histoire naturelle, générale et particulière, Volume 23 ; Volume 59, Dufart, Imprimeur libraire, Paris.
- Ledant, J.P. Jacob, P. Jacob, F. Malher, B. Ochando, J. et Roché, J. (1981). Mise à jour de l'avifaune Algérienne. [Update of the Avifauna of Algeria.]. *Gerfaut* ,71: 295–398.
- Lefebvre, G. et Poulin, B. (2003). Accuracy of bittern location by acoustic triangulation. *Journal of Field Ornithology*, 74: 305-311.

- Levins, R. (1968). *Evolution in changing environments*. Princeton University Press.
- Lu, Xin. (2011). Reproductive Ecology of Three Tibetan Waterbird Species, with Special Reference to Life-History Alterations along Elevational Gradients. *Zoological Studies*, 50: 192–202.
- Lyon, B.E. (1993). Conspecific brood parasitism as a flexible reproductive tactic in American Coots. *Animal Behaviour*, 46: 911-928.
- Lyon, B.E. et Eadie, J.M. (2008). Conspecific brood parasitism in birds: a life-history perspective. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39: 343–63.

M

- Ma, Z. Wang, Y. Gan, X. Li, B. Caj, Y. et Chen, J. (2009). Waterbird population changes in the wetlands at Chongming Dongtan in the Yangtze River estuary, China. *Environmental Management*, 43: 1187–1200.
- Maazi, M.C. (2005). Eco-éthologie des anatidés hivernants dans la Garâa de Timerganine wilaya d'Oum-El-Bouaghi. Thèse de Doctorat. Oum-El-Bouaghi.
- Maazi, M.C. (2009). Eco éthologie des Anatidés hivernant au niveau de Garaet Timerganine Wilaya d'Oum el bouaghi. Thèse de Doctorat. Univ d'Annaba. Algérie.
- Maclean, I.M.D. Hassall, M. Boar, R. et Lake, I. (2006). Effects of disturbance and habitat loss on papyrus-dwelling passerines. *Biological Conservation*, 131: 349–358.
- Magurran, A.E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press.
- Malavasi, R. Battisti, C. et Carpaneto, G.M. (2009). Seasonal bird assemblages in a Mediterranean patchy wetland: corroborating the intermediate disturbance hypothesis. *Polish Journal of Ecology*, 57: 171-179.
- Mansouri, B. Majnoni, F. et Moussavi, S.P. (2014). Distribution of mercury in some organs of the Kani Barazan wetland common coot (*Fulica atra*). *Chemistry and Ecology*, 30: 440-445.
- Martin, T.E. (1995). Avian Life History Evolution in Relation to Nest Sites, Nest Predation, and Food. *Ecological Monographs*, 65: 101–127.
- Martin, T.E. (2001). Abiotic vs. Biotic influences on habitat selection of coexisting species: Climate change impacts?. *Ecology*, 82: 175–188.

- Massachusetts Division of Fisheries and Wildlife (2000). Natural Heritage and Endangered Species Program. Westborough, MA. URL <http://www.state.ma.us/dfwele/dfw/nhesp/>.
- Mayache , B. (2008). Inventaire et étude écologique de l'avifaune aquatique de l'éco-complexe de zones humides de Jijel. Thèse de Doctorat d'état. Univ. BADJI Mokhtar, Annaba, Algérie.
- Mayor, S.J. Schneider, D.C. Schaefer, J.A. et Mahoney, S.P. (2009). Habitat selection at multiple scales. *Ecoscience*, 16: 238–247.
- McRae, S.B. (1994). An ecological and genetic analysis of breeding strategies in the moorhen, *Gallinula chloropus*. PhD thesis, University of Cambridge.
- McRae, S.B. (1995). Temporal variation in responses to intraspecific brood parasitism in the Moorhen. *Animal Behaviour*, 49: 1073–1088.
- McRae, S.B. (1997). A rise in nest predation enhances the frequency of intraspecific brood parasitism in a Moorhen population. *Journal of Animal Ecology*, 66: 143–153.
- McRae, S.B. (1997). Identifying eggs of conspecific brood parasites in the field: a cautionary note. *Ibis*, 139: 701-704.
- Mejelekh, D. et El Ganaoui, M. (2012). Evaluation climatique préliminaire à la position des problèmes de transferts de chaleur et de masse rencontrés dans le bâtiment. *XXXe Rencontres AUGCIBPSA Chambéry, Savoie*, 6.
- Meniaia, Z. Samraoui, F. Alfarhan, A. H. et Samraoui, B. (2014). Nest-site selection, breeding success and brood parasitism in the common moorhen *Gallinula chloropus* in Algeria. *Zoology and Ecology*, 24: 305–313.
- Meniaia, Z. (2014). Ecologie de la reproduction de la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) en Numidie. Thèse de Doctorat. Univ. 8 Mai 1945 Guelma, Algérie.
- Metallaoui, S. (2010). Biodiversité et écologie de l'avifaune aquatiques hivernantes dans Garaet Hadj Tahar (Skikda, Nord-Est de l'Algérie), Thèse de Doctorat, Univ. Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.
- Metna, F. Lardjane-Hamiti, A. Merabet, S. Boukhemza-Zemmouri, N. Rakem, K. et Boukhemza, M. (2016). Ecology of the Coot's *Fulica atra* reproduction (Linnaeus, 1758)

in the nature reserve of Lake Réghaïa (Algiers, Algeria). *Zoology and Ecology*, 26(3) : 166-172.

Merabet, N. (2013). Ecologie de la reproduction et Ecologie parasitaire de la Foulque macroule *Fulica atra* (Aves, Rallidae) dans l'Est Algérien. Thèse de Doctorat. Univ. Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.

Morgan, N.C. (1982). An ecological survey of standing waters in North-West Africa : II Site descriptions for Tunisia and Algeria. *Biological conservation*, 24: 83-113.

Morgan, N.C. et Boy, V. (1982). An ecological survey of Standing Waters in North west Africa: I. Rapid Survey and classification. *Biological conservation*, 24: 5-44.

Morris, D.K. (2003). How can we apply theories of habitat selection to wildlife conservation and Management?. *Wildlife Research*, 30: 303–319.

Myers, N. Mittermeier, R.A. Mittermeier, C.G. da Fonseca, G.A. et Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403 (6772): 853-858.

N

Nager, R.G. et Zandt, H.S. (1994). Variation in egg size in Great tits. *Ardea*, 82: 315-328.

National Geographic Society (1999). Field Guide to the Birds of North America.3rd Ed. National Geographic Society, Washington, DC, USA.

Newson, S.E. Evans, K.L. Noble, D.G. Greenwood, J.J.D. et Gaston, K.J. (2008). Use of distance sampling to improve estimates of national population sizes for common and widespread breeding birds in the UK. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1330-1338.

Newton, I. (1998). *Population limitation in birds*. Academic Press.

Nichols, J.T. Hines, J.E. Sauer, J.R. Fallon, J.E. et Heglund, P.J. (2000). A double-observer approach for estimating detection probability and abundance from point counts. *Auk*, 117: 393-408.

Norris, K. Atkinson, P.W. et Gill, J.A. (2004). Climate change and coastal waterbird populations – past declines and future impacts. *Ibis*, 149: 82-89.

Noss, R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4:355–364.

Nouidjem, Y. (2008). Ecologie des oiseaux d'eau du Lac de Oued khrouf (Vallée de Oued Righ Sahara Algérien).Thèse de Magistère. Univ. 8 Mai 1945 Guelma, Algérie.

O

Ogden, J.C. Baldwin, J.D. Bass, O.L. Browder, J.A. Cook, M.I. Frederick, P.C. Frezza, P.E. Galvez, R.A. Hodgson, A.B. Meyer, L.D. Paul, A.F. Fletcher, P.J. Davis, S.M. et Lorenz, J.J. (2014). Waterbirds as indicators of ecosystem health in the coastal marine habitats of southern Florida: 1. Selection and justification for a suite of indicator species. *Ecological indicators*, 44: 148-163.

Oliveira, R.F. Taborsky, M. et Brockmann, H.J. (2008). Alternative Reproductive Tactics. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Ozenda, P. (1994). *Végétation du continent européen*. Ed. Delachaux et Niestlé. 272p.

P

Paracuellos, M. (2008). Effects of long-term habitat fragmentation on a wetland bird community. *Revue d'écologie*, 63: 1–12.

Payne, R.B. (1977). The ecology of brood parasitism in birds. *Annual review of ecology and systematics*, 8: 1-28.

Perdeck, A.C. et Cavé, A.J. (1992). Laying date in the coot: effects of age and mate choice. *Journal of Animal Ecology*, 61: 13–19.

Perrins, C.M. (1970). The timing of birds' breeding season. *Ibis*, 112: 242 -255.

Petrie, M. (1983). Female Moorhens compete for small fat males. *Science*, 220: 413–415.

Post, W. et Seals, C.A. (2000). Breeding biology of the common moorhen in an impounded cattail marsh. *Journal of Field Ornithology*, 71 (3) : 437-442.

Pratte, O. (2003). La foulque macroule *Fulica atra*. In Godin J, Boutrouille C, Haubreux D, Kerautret L, Luczak C, Tombal J.C. partez à la rencontre de la biodiversité. Les oiseaux d'eau nicheurs du bassin artois, picardie. Agence de l'eau, centre tertiaire de l'arsenal, 17p.

Pulliam, H.R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3: 349–361.

R

- R Development Core Team (2019). R: A Language and Environment for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramírez, F. Rodríguez, C. Seoane, J. Figuerola, J. et Bustamante, J. (2018). How will climate change affect endangered Mediterranean waterbirds?. *PLoS one*, 13(2) : e0192702.
- Ravussin, P.A. et Roulin, A. (2007). SECONDES PONTES CHEZ LE GOBE-MOUCHE NOIR *Ficedula hypoleuca* EN SUISSE. *Alauda (Dijon)*, 75(4) : 418-421.
- Regione Lazio (1990). Technical Regional Map, scale 1: 10,000. Foglio 373660 “Ladispoli”.
- Relton, J. (1972). Breeding biology of the Moorhen on Huntingdonshire farm ponds. *British Birds*, 65: 258-256.
- Rek, P. (2010). Testing the relationship between clutch size and brood size in the Coot (*Fulica atra*). *Journal of Ornithology*, 151: 163–168.
- Ritter, M.W. et Savidge, J.A. (1999). A predictive model of wetland habitat use on Guam by endangered Mariana Common Moorhens. *The condor*, 101(2): 282-287.
- Rizi, H. Benyacoub, S. Chabi, Y. et Banbura, J. (1999). Nesting and reproductive characteristics of coots *Fulica atra*. Breeding on two lakes in Algeria. *Ardeola*, 46: 179-186.
- Rizzo, E. et Battisti, C. (2009). Habitat preferences of Anatidae (Aves, Anseriformes) in a Mediterranean patchy wetland (Central Italy). *Ekologia, Bratislava*, 28: 66–73.
- Rolando, A. (1990). On niche breadth and related concepts. *Bollettino Di Zoologia*, 57: 145–148.
- Rouibi, A. (2013). Ecologie de la reproduction du Grèbe huppé *Podiceps cristatus* dans le Lac Tonga (Parc National d’El-Kala). Thèse de doctorat, Univ. Badji Mokhtar, Annaba. Algérie.
- Rüdisser, J. Tasser, E. et Tappeiner, U. (2012). Distance to nature—a new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecological Indicators*, 15 : 208–216.

S

- Saheb, M. (2009). Ecologie de la reproduction de l'Echasse blanche *Himantopus himantopus* et de l'Avocette élégante *Recurvirostra avosetta* dans les hautes plaines de l'Est-algérien, Thèse de doctorat. Univ. Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.
- Sage, B.L. (1969). Breeding biology of Coot. *British Birds*, 62:134–143.
- Sæther, B.E. (1990). Age-specific variation in reproductive performance of birds. *Current Ornithology*, 7: 251–283.
- Salathé, T. (1986). Habitat use by Coots nesting in a Mediterranean wetland. *Wildfowl*, 37: 163–171.
- Salathé, T. (1987). Crow predation on Coot eggs – Effects of investigator disturbance, nest cover and predator learning. *Ardea*, 75: 221–229.
- Salathé, T. et Boy, V. (1987). Territoriality and time budget of breeding coots. *Wildfowl*, 38: 70-76.
- Samraoui, B. De Belair, G. et Benyacoub, S. (1992). A much threatned lake: Lac des Oiseaux (North-East Algeria). *Environnemental conservation*, 19: 264-267+276.
- Samraoui, B. et De Belair, G. (1997). The Guerbes-Sanhadja wetlands (N.E. ALGERIA) Part I: Overview. *Ecologie*, 28 (3): 233-250.
- Samraoui, F. et Samraoui, B. (2007). The reproductive ecology of the Common Coot (*Fulica atra*) in the Hauts Plateaux, northeast Algeria. *Waterbirds*, 30: 133–139.
- Samraoui, B. et Samraoui, F. (2008). An ornithological survey of the wetlands of Algeria: important Bird Areas, Ramsar sites and threatened species. *Wildfowl*, 58: 71–98.
- Samraoui, F. Alfarhan, A.H. Al-Rasheid, K.A.S. et Samraoui, B. (2011). An Appraisal of the Status and Distribution of Waterbirds of Algeria: Indicators of Global Changes?. *Ardeola*, 58: 137–163.
- Samraoui, F. Nadjah, R. Bouchecker, A. Alfarhan, A. H. et Samraoui, B. (2012). Breeding ecology of the Little Bittern *Ixobrychus minutus* in northeast Algeria. *Bird Study*, 59(4): 496-503.
- Samraoui, F. Alfarhan, A.H. et Samraoui, B. (2013). Status and breeding ecology of the Common Moorhen *Gallinula chloropus* in Algeria, Ostrich: *Journal of African Ornithology*, 84(2): 137-144.

- Sauer, F. et Witt, R. (1998). Encyclopédies Bordas. Nature, Volume 2. Europe : Oiseaux, 360p.
- Sedláček, O. Vokurková, J. Ferenc, M. Djomo, E.N. Albrecht, T. et Hořák, D. (2015). A comparison of point counts with a new acoustic sampling method: a case study of a bird community from the montane forests of Mount Cameroon. *Ostrich*, 86: 213-220.
- Solonen, T. et Jokimaki, J. (2011). The efficiency of three-visit square surveys vs. one-visit line transects in censusing sparsely distributed birds in managed forest landscapes. *Bird Conservation International*, 21: 156-171.
- Snow, D.W. (1978). The nest as a factor determining clutch-size in tropical birds. *Journal für Ornithologie*, 119(2): 227-230.
- Southwood, T.R.E. (1988). Tactics, strategies and templets. *Oikos*, 52: 3–18.
- Staa, R. (1998). Longevity of birds ringed in Europe. Euring Newsletters 2, 18p.
- Stamps, J. (1991). The effect of conspecifics on habitat selection in territorial species. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 28: 29–36.
- Stevenson, A.C. Skinner, J. Hollis, G.E. et Smart, M. (1988). El-Kala National Park and environs, Algeria: An ecological evaluation. *Environmental conservation*, 15: 335-348.
- Sutherland, W.J. (2006). Ecological census techniques: a handbook. Cambridge University press, Cambridge: 336p.

T

- Taborsky, M. (1994). Sneakers, satellites and helpers: parasitic and cooperative behavior in fish reproduction. *Advances in the Study of Behavior*, 23: 1-101.
- Talbi, A. Samraoui, F. Samraoui, B. Zullo, F. et Battisti, C. (2020). Habitat selection of Coot (*Fulica atra*) and Moorhen (*Gallinula chloropus*) in a remnant Mediterranean wetland (Italy): Implications for conservation. *Lakes and Reservoir: Research and Management*.
- Talbi, A. Touati, L. Athamnia, M. Samraoui, F. Battisti, C. et Samraoui, B (2021). The synanthropic Common Moorhen (*Gallinula chloropus*) in North Africa: The Impact of habitat degradation on breeding performances. *Zoology and Ecology*, 31 : 1.
- Tamisier, A. et Dehorter, O. (1999). Camargue, canards et foulques : Fonctionnement d'un prestigieux quartier d'hiver. Centre Ornithologique du Gard. Nîmes, 369 p.

- Telino-Júnior, W.R. Azevedo-Júnior, S.M. et Neves, R.M.L. (2003). Biologia e censo de *Porphyryla martinica*, *Gallinula chloropus* e *Jacana jacana* em Dois Irmãos, Pernambuco, Brasil. *Lundiana: International Journal of Biodiversity*, 4(1): 43-49.
- Temple, S.A. et WIENS, J.A. (1989). Bird Populations and environmental changes: can birds be bio-indicators?. *Birds*, 43: 260-270.
- Thévenot, M. Vernon, R. et Bergier, P. (2003). The birds of Morocco. BOU Checklist series No. 20. *British Ornithologists' Union*. Tring.
- Thomas, G.H. Lanctot, R.B. et Székely, T. (2006). Population declines in North American shorebirds: ecology, life-history and sexual selection. *Waterbirds around the world*, Edinburgh: The Stationery Office, 207–208. 146: 82–89.
- Tomaselli, R. Balduzzi, A. et Filippello, S. (1973). *Carta Bioclimatica d'Italia*. Istituto di Botanica dell'Università di Pavia.
- Tomiałojć, L. et Verner, J. (1990). Do point counting and spot mapping produce equivalent estimates of bird densities?. *The Auk*, 107: 447-450.
- Tournier, E. (1995). Etangs et marais : Aménagements, entretien, chasse. Ed. Gerfaut, Paris.
- Trnka, A. (2015). The efficiency and costs of Common Moorhen *Gallinula chloropus* parasitism on the Little Bittern *Ixobrychus minutus*: an experimental study. *Bird Study*, 62: 253-256.

U

- Ulfvens, J. (1988). Nest characteristics and nest survival in the horned grebe *Podiceps auritus* and great crested grebe *Podiceps cristatus* in a Finnish archipelago. *Annales Zoologici Fennici*, 25: 293-298.
- Uzun, A. (2012). The effect of vegetation and water depth on nest patterns of the Eurasian coot (*Fulica atra*), *Turkish Journal of Zoology*, 36(6):820-823.

V

- Van Dijk, G. et Ledant, J.P. (1983). La valeur ornithologique des zones humides de l'Est algérien. *Biological Conservation*, 26: 215-226.

- Veen, J. Peeters, J. Mullié, W.C. Diagona, C. H. et Hoedemakers, K. (2006). Manuel pour le suivi des colonies de nidification d'oiseaux marins en Afrique de l'Ouest. Suivi de : Synopsis iconographique des otolithes de quelques espèces de poissons des côtes ouest africaines. *Wetlands International*. Dakar.
- Velásquez, C. Jaramillo, E. Camus, P.A. et San Martín, C. (2019). Consumption of aquatic macrophytes by the Red-gartered Coot *Fulica armillata* (Birds: Rallidae) in a coastal wetland of north central Chile. *Gayana*, 83 : 68–72.
- Vila, J.M. (1980). La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins algéro-Tunisiens. Thèse de Doctorat .Univ. Pierre et Marie Curie.
- Vitousek, P.M. Mooney, H.A. Lubchenco, J. et Melillo, J.M. (1997). Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 277: 494–499.
- Vretare, V. Weisner, S.E.B. Strand, J.A. et Graneli, W. (2001). Phenotypic plasticity in *Phragmites australis* as a functional response to water depth. *Aquatic Botany*, 69: 127–145.
- Voorbergen, A. De Boer, W.F. et Underhill, L.G. (2012). Natural and human-induced predation on Cape Cormorants at Dyer Island. *Bird Conservation International*, 22: 82–93.

W

- Whitfield, P. et Walker, R. (1988). Le grand livre des animaux. Ed. Solar, Paris. 616p.
- Whitman, A.A. Hagan, III J.M. et Brokaw, N.V. (1997). A comparison of two bird survey techniques used in a subtropical forest. *Condor*, 99: 955-965.
- Winkler, D.W. et Winkler, J.R. (1983). The Determination of Clutch Size in Precocial. *Birds Current Ornithology*, 1: 33-68.
- Wong, B.B.M. et Candolin, U. (2015). Behavioral responses to changing environments. Behavioral responses to changing environments. *Behavioral Ecology*, 26: 665–673.
- Wood, N.A. (1974). The breeding behaviour and biology of the Moorhen. *British Birds*, 67: 137-158.

Y

Yesou, P. (2006). Quelques aspects de la reproduction de l'ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* dans l'estuaire de la Loire. *Alauda*, 74 (4): 421-427.

Yom-Tov, Y. (2001). An updated list and some comments on the occurrence of intraspecific nest parasitism in birds. *Ibis*, 143: 133–143.

Z

Zacchei, D. Battisti, C. et Carpaneto, G.M. (2011). Contrasting effects of water stress on wetland-obligated birds in a semi-natural Mediterranean wetland. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 16(4): 281-286.

Zediri, H. Belabed, A.I. et Bouslama, Z. (2014). Is there any variation between the clutch and egg size of the common moorhen *Gallinula chloropus* breeding on Lac Tonga in Northeast of Algeria?. *Annals of Biological Research*, 5 (2) : 26-30.

Zediri, H. (2015). Ecologie et santé des populations de poule d'eau *Gallinula chloropus* dans l'est Algérie. Thèse de Doctorat. Univ. Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.

Zitouni, A. (2014). Ecologie de la reproduction de la Foulque macroule (*Fulica atra*) dans le Lac Tonga (Parc National d'El-Kala). Thèse de Doctorat. Univ. Badji Mokhtar, Annaba, Algérie.

Zorrilla-Miras, P. Palomo, I. Gómez-Baggethun, E. Martín-López, B. Lomas, P.L. et Montes, C. (2014). Effects of land-use change on wetland ecosystem services: a case study in the Doñana marshes (SW Spain). *Landscape and Urban Planning*, 122: 160–174.

Zuberogoitia, I. et Campos, L.F. (1998). Censusing owls in large areas: a comparison between methods. *Ardeola*, 45: 47–53.

Sites internet :

- [1] <http://www.futura-sciences.com/>.
- [2] <https://www.oiseaux.net/oiseaux/foulque.caronculee.html>
- [3] <http://maps.oiseaux.net>
- [4] www.oiseaux.net
- [5] <https://www.oiseaux.net/photos/aurelien.audevard/gallinule.poule-d.eau.4.html>

Résumé

La plupart des ornithologues et des chercheurs s'investissent beaucoup plus dans l'étude et la conservation des espèces rare ou bien menacées. Néanmoins, les recherches consacrées aux espèces communes sont moins importants comme c'est le cas de notre espèce la Foulque macroule « *Fulica atra* » et la Poule d'eau « *Gallinula chloropus* » objet de la présente thèse. Ces deux espèces sont abondants et cosmopolites ce que peuvent expliquer le fait de les considérés comme étant une espèce sans grand intérêt d'étude et de recherche. Le présent travail à l'objectif d'éclaircir et de mieux comprendre la stratégie de reproduction et d'hivernage de la Foulque macroule et la Poule d'eau dans le marais Boussedra. Notre étude réalisée durant l'année (2017 – 2018). Nous avons dénombré les deux espèces qui fréquentent ce site pour l'escale, l'hivernage ou la reproduction, *Fulica atra* et *Gallinula chloropus* sont des espèces présentes avec deux populations dont la première est sédentaire et la seconde migratrice nicheuse. Les résultats obtenus montrent que les diamètres extérieur et intérieur des nids de Poule d'eau sont respectivement (20.54 ± 3.29 cm et 13.46 ± 2.45 cm), avec une hauteur de 9.42 ± 4.56 cm, et pour la Foulque macroule sont respectivement (29.45 ± 2.63 cm et 17.95 ± 1.50 cm), avec une hauteur de 15.95 ± 3.33 cm. ces paramètres sont en relation avec la densité de végétations et la distance des nids par rapport à l'eau libre. Les deux Rallidés préfèrent l'installation Typha dans la construction des nids qui fournit une couverture contre la prédation et une source alimentaire. La période de ponte a duré 8 semaines pour la Poule d'eau, et environs 6 semaines pour la Foulque macroule. La biométrie des œufs du Poule d'eau est (Longueur : 43.33 ± 1.90 mm, Largueur : 30.62 ± 1.52 cm, le volume : 20.76 ± 2.53 cm³), et pour la Foulque macroule (Longueur : 52.28 ± 1.58 mm, Largueur : 37.08 ± 1.24 cm, le volume : 33 ± 11.54 cm³). Le succès de la reproduction de la Poule d'eau est de 69%, les causes de l'échec de la reproduction sont multiples et les principaux sont la prédation, l'anthropisation et la fragmentation de l'habitat. La pression de ce dernier causant le phénomène du parasitisme qui est enregistré pour la première fois entre le Blongios nain et la Poule d'eau. Enfin la Poule d'eau et la Foulque macroule sont des espèces sédentaires nicheuses à Boussedra, elles ne sont pas considérées comme des espèces rares, du fait que ses effectifs ne sont pas faibles. Cependant si on continue à dégrader ses niches écologiques sensibles elles vont être menacées.

Mots clés : *Gallinula chloropus*, *Fulica atra*, Reproduction, Dénombrements, Boussedra, Bioindicateurs, Parasitisme.

Abstract

Most of Birdwatchers and researchers are much more involved in the study and conservation of rare or endangered species. Nevertheless, working on common species is less important, as is the case of our species the Common coot "*Fulica atra*" and the Common moorhen "*Gallinula chloropus*" subject of this thesis. These two species are abundant and cosmopolitan, which may be explained by the fact that they are considered to be a species of uninteresting for studies and research. The present work aims to clarify and better understand the breeding and wintering strategy of the Common coot and Common moorhen in Boussedra marsh. Our study carried out during the year (2017 - 2018). We have counted the two species that frequent this site for stopover, wintering or breeding, *Fulica atra* and *Gallinula chloropus* are species present with two populations, the first of which is sedentary and the second nesting migratory. The data obtained show that the External and internal diameters of the Moorhen's nests are respectively (20.54 ± 3.29 cm and 13.46 ± 2.45 cm), with a height of 9.42 ± 4.56 cm, and for the Common coot are respectively (29.45 ± 2.63 cm and 17.95 ± 1.50 cm), with a height of 15.95 ± 3.33 cm. these parameters are related to the density of vegetation and the distance of the nests from the water. Both Rallids prefer the Typha vegetation in nest construction which provides cover against predation and a food source. The laying period lasted 8 weeks for the moorhen, and around 6 weeks for the coot. The biometrics of the Moorhen eggs is (Length: 43.33 ± 1.90 mm, Breadth: 30.62 ± 1.52 cm, volume: 20.76 ± 2.53 cm³), and for the coot (Length: 52.28 ± 1.58 mm, Breadth: 37.08 ± 1.24 cm, the volume: 33 ± 11.54 cm³). The breeding success of the Moorhen is 69%, the causes of breeding failure are multiple and the main ones are predation, anthropization and habitat fragmentation. The pressure of this latter causing the phenomenon of parasitism which is recorded for the first time between the Little Bittern and the Moorhen. Finally, the moorhen and the Eurasian coot are sedentary nesting species in Boussedra; they are not considered to be rare species, because their numbers are not low. However, if we continue to degrade its sensitive ecological niches they will be threatened.

Key words: *Gallinula chloropus*, *Fulica atra*, Breeding, Counts, Boussedra, Bioindicators, Parasitism.

المخلص

يشارك معظم الطيور والباحثين بشكل أكبر في دراسة وحفظ الأنواع النادرة أو المهددة بالانقراض. ومع ذلك، فإن البحث المكرس للأنواع الشائعة هي أقل أهمية كما هو الحال بالنسبة لنوعنا، مثل الغرة السوداء "*Fulica atra*" و دجاجة الماء "*Gallinula chloropus*" موضوع هذه الأطروحة. هذان النوعان وفيران وعالميان، وهو ما يمكن تفسيره من خلال حقيقة أنهما يعتبران نوعًا قليل الأهمية للدراسة والبحث. يهدف العمل الحالي إلى توضيح وفهم إستراتيجية التكاثر والشتاء الخاصة بالغرة السوداء و دجاجة الماء في مستنقع بوسيدرة. تمت دراستنا خلال العام (2017 - 2018). لقد قمنا بإحصاء النوعين اللذين يترددان على هذا الموقع للتوقف أو الشتاء أو التكاثر ، الغرة السوداء و دجاجة الماء هما نوعان موجودان في مجموعتين ، الأول منهما مستقر والثاني مهاجر. أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها أن الأقطار الخارجية والداخلية لأعشاش دجاجة الماء هي على التوالي (20.54 ± 3.29 سم و 13.46 ± 2.45 سم) ، مع ارتفاع 9.42 ± 4.56 سم ، وبالنسبة للغرة السوداء على التوالي (29.45 ± 2.63 سم و 17.95 ± 1.50 سم) ، مع ارتفاع 15.95 ± 3.33 سم. ترتبط هذه المعلومات بكثافة الغطاء النباتي ومسافة الأعشاش عن المياه المفتوحة. يفضل كلا الرليدز نباتات *Typha* في بناء العش الذي يوفر غطاءً ضد الاقتراس ومصدرًا للغذاء. استغرقت فترة وضع البيض 8 أسابيع لدجاجة الماء، وحوالي 6 أسابيع بالنسبة للغرة السوداء. القياس الحيوي لبيض دجاجة الماء هو (الطول: 43.33 ± 1.90 مم ، العرض: 30.62 ± 1.52 سم ، الحجم: 20.76 ± 2.53 سم³) ، وبالنسبة للغرة السوداء (الطول: 52.28 ± 1.58 مم ، العرض: 37.08 ± 1.24 سم ، الحجم: 33 ± 11.54 سم³). تبلغ نسبة نجاح التكاثر لدجاجة الماء 69 % ، وأسباب فشل التكاثر متعددة والأسباب الرئيسية هي الاقتراس والتشريح وتفتت الموائل. تسبب ضغط الأخير في ظاهرة التطفل التي تم تسجيلها لأول مرة بين واق صغير و دجاجة الماء. أخيرًا ، يعتبر طائر دجاجة الماء و الغرة السوداء من الأنواع المستقرة التي تعشش في بوسيدرة ؛ لا تعتبر من الأنواع النادرة ، لأن أعدادها ليست منخفضة. ومع ذلك ، إذا وصلنا تدهور المنافذ البيئية الحساسة ، فسوف يتعرضون للتهديد.

الكلمات المفتاحية: *Gallinula chloropus* ، *Fulica atra* ، التكاثر ، العد ، بوسيدرة ، المؤشرات الحيوية ، التطفل.



Publications scientifique



THE SYNANTHROPIC COMMON MOORHEN (*GALLINULA CHLOROPUS*) IN NORTH AFRICA: THE IMPACT OF HABITAT DEGRADATION ON BREEDING PERFORMANCES

Awatif Talbi^{a, e}, Laïd Touati^{b, e}, Mohammed Athammia^{a, e}, Farrah Samraoui^{a, e}, Corrado Battisti^c and Boudjéma Samraoui^{d, e}

^aDepartment of Ecology and Environmental Engineering, University 8 Mai 1945, Guelma, Algeria; email: talbi.awatiff@gmail.com; athammia.mouh@yahoo.fr

^bBiology and Ecology Department, University of Constantine, Constantine, Algeria; email: laidbio@hotmail.com

^c'Torre Flavia' LTER (Long Term Ecological Research) Station, Protected areas – Regional park Service, Città Metropolitana di Roma Capitale, viale G. Ribotta, 41, 00144 Rome, Italy and Faculty of Science – University of Rome III, viale Marconi, 446, 00146 Rome, Italy; email: c.battisti@cittametropolitanaroma.gov.it

^dDepartment of Biology, University Badji Mokhtar Annaba, Annaba, Algeria; email: bsamraoui@gmail.com

^eLaboratoire de Conservation des Zones Humides, Université 8 Mai 1945, Guelma, Algeria

*Corresponding author. Email: fsamraoui@gmail.com

Article history

Received: 20 August 2020;
accepted: 9 March 2021

Keywords:

Wetlands; Rallids;
breeding success; land
conversion; species'
response; human
encroachment

Abstract. We carried out a study on dynamics of the Common Moorhen, *Gallinula chloropus*, a synanthropic rail (Aves, Gruiformes), to elucidate the adverse effects this species has possibly suffered from the markedly increased habitat degradation that has been taking place over the last decades at Bousseadra Pond, north-eastern Algeria. During the period 2015–2018, this wetland-related species showed an annual 35.4% decrease in its numbers, and the number of breeding pairs, which was monitored between 2008 and 2018, experienced an annual drop of 4.9%. The clutch size, a key determinant of breeding performance, averaged 4.7 ± 1.0 eggs ($N = 26$ clutches) in 2018 and was significantly lower than those reported in previous studies. As a result of anthropogenic activities, the size of the marsh decreased by more than 50% over the 1984–2018 period. The long-lasting shrinkage of this relict wetland was accompanied by the expansion of built-up areas (>50%) and cultivated plots, and, also, by a marked reduction in natural both wet- and dry-land habitats in its vicinity. We suggest that the decrease in the population trend and the breeding performance of the Common Moorhen could be indicative of the species stress response to the long-lasting land conversion, pressuring the relict habitat of Bousseadra Pond.

INTRODUCTION

In recent decades, important environmental changes have affected wetlands worldwide (Gibbs 2000; Sun et al. 2015). A similar adverse trend has impacted Mediterranean wetlands (de Bélair and Samraoui 1994; Benslimane et al. 2019), with consequent local-, medium- and large-scale effects on many waterbirds, using these ecosystems as wintering areas, migratory stopovers or breeding sites (Battisti et al. 2008; Paracuellos 2008). In the face of environmental perturbations, species show varying capacity of persistence, and their response may be mediated by a range of behavioral and physiological adaptations to environmental and human-induced stresses (Hofmann and Todgham 2010; Battisti et al. 2016), with inter-specific and intra-specific variations (Oliver et al. 2015).

Waterbirds respond differently to environmental changes and, in many cases, they are considered to be most suitable bio-indicators for assessing the general status of wetlands and the threats facing them (Temple and

Wiens 1989; Gregory et al. 2008; Benassi et al. 2007). The habitat use by waterbirds is primarily affected by habitat composition, structure and heterogeneity, food resources, climate, and mortality (Ogden et al. 2014).

Due to their commonness and wide distribution, rails (Gruiformes, Rallidae), which are usually associated with marshy habitats covered by dense vegetation (De Kroon 2004), are considered to be good biological models for monitoring anthropogenic (human-induced) changes in wetlands (Samraoui et al. 2015). Notably, the Common Moorhen (*Gallinula chloropus*) is a territorial and generalist rail, which exploits a wide spectrum of habitats ranging from rivers and canals to lakes and ponds (Wood 1974; Cramp and Simmons 1980; Talbi et al. 2020). In Northern Africa, the Common Moorhen is a sedentary species that breeds and winters in a large number of wetlands (Samraoui and Samraoui 2008; Samraoui et al. 2011), and shows high resilience to anthropogenic changes (Smith and Chow Fraser 2010; Samraoui et al. 2013). In addition, the status of the species in the region has been well documented, and many

aspects of its life history have been described. Due to the detailed studies documenting its breeding ecology in altered habitats (Samraoui et al. 2013; Meniaia et al. 2014), the species may be considered to be a suitable bio-indicator of the ecological integrity of wetlands under severe anthropogenic stress.

Boussedra Pond (North-eastern Algeria) is an important wintering and nesting marsh for many waterbird species (Samraoui et al. 2011). This marsh is directly affected by urbanization, causing large area losses and significant disruption of the natural and functional status of the aquatic ecosystem. The unabated landfill of Boussedra Pond has led to the plant cover decline. Distinct plant communities of the marsh serve as feeding and breeding areas for the migratory or resident avifauna. However, a large number of human-induced disturbances (*sensu* Battisti et al. 2016) act on waterbirds (Zacchei et al. 2011). These disturbances may have implications on the breeding ecology of waterbirds, which might respond to these disturbances by modifying their ecology and behavior.

The rapid decrease in waterbird diversity has aroused worldwide concern and heightened the need for these species' conservation (Wang et al. 2018). The present study aims at enhancing our knowledge of the transformation extent that the landscape around Boussedra Pond, a relict wetland, has undergone over the 1984–2018 period. The available baseline data on breeding pairs, nesting success (2008) and winter counts (2015) of the Common Moorhen *Gallinula chloropus* in this severely disturbed wetland, facing an increasing number of anthropogenic threats, manifest the negative effect of the habitat deterioration on the nesting success and population dynamics of this species.

METHODS

Study area

The fieldwork was carried out at the Boussedra Pond (36°50'45" N, 7°43'47" E), which lies within El Bouni, a suburb of the coastal town of Annaba (Figure 1). This unprotected freshwater marsh is dominated by *Scirpus maritimus* and *Typha angustifolia*. A small stand of Tamarisk trees *Tamarix gallica* is also found on its southern shore. The weather is typically Mediterranean with a dry and hot period between May and October and a wet period between November and April. Since 2003, the site has been used as a landfill resulting in the loss of over 30% of its former area by 2011 (Samraoui et al. 2012, 2013). Since then, the degradation of Boussedra Pond has been proceeding unabated. The site is recognized as an Important Bird Area (Fishpool and Evans 2001) due to its role as a wintering and breeding ground for the globally threatened White-headed Duck *Oxyura leucocephala* and Ferruginous Duck *Aythya nyroca* (Samraoui and Samraoui 2008).

Sampling protocol

An exhaustive sampling was carried out twice a month from December 2017 to April 2018, to identify and determine the phenological status of the Common Moorhen at Boussedra Pond. The inventory was made from two observation points overlooking the site using an ornithological telescope (KONUS-SPOT 20–40 × 60). An individual count was carried out in cases where the population was very close (less than 200m) and did not exceed 200 individuals. Where the population was remote or its number was fairly large, visual estimates were made (Meziane et al. 2014).

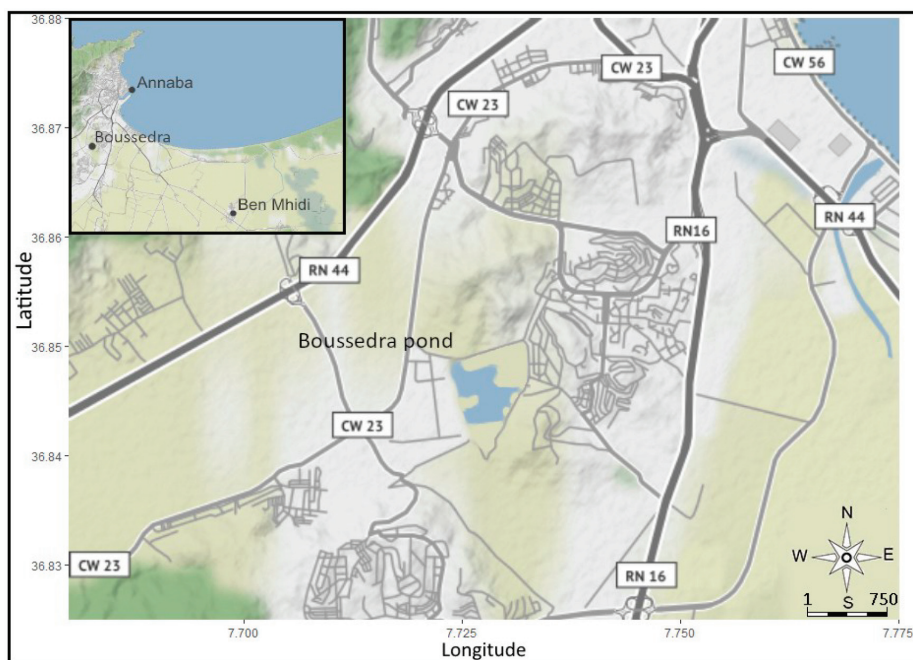


Figure 1. Map of the study area, Boussedra Pond (Algeria).

The data were collected twice a week during the breeding season between early May and the end of July 2018. All nest positions were recorded using a Global Positioning System (GPS), and with the help of a kayak, each nest was found and labeled with a distinct code. The height of the nest above water, the water depth, and the external and internal diameters were measured.

The vegetation density (% cover) was visually estimated in a 4 × 4-m square centered on the nest. Eggs were given a number, with a permanent marker. Egg length (L) and egg breadth (B) were measured to the nearest 0.1 mm using digital vernier calipers. Egg volume (V) was calculated using Hoyt's (1979) formula: $(V = 0.000509 * L * B^2)$. Clutches were deemed completed when the number of eggs remained unchanged between subsequent visits. The date when the first egg of a clutch was laid was used as the laying date of a nest (Lack 1950). When nests were found after the clutch was completed, the first-egg date was inferred from hatching dates with the incubation period assumed to be 22 days long. The outcome was also recorded (success, depredation or mortality due to other causes) (Huxley and Wood 1976; Samraoui et al. 2013).

Land cover change and population monitoring

The images obtained from Google Earth (for the years 1984, 1998, and 2018) were classified by Earth Observation Tools using the open-source QGIS environment (with a 10 km² buffer zone), to provide land use and land cover (LULC) information.

Unpublished data (F. Samraoui, unpub.) allowed us to assess changes in the wintering peak population in the period 2015–2018 by calculating the annual growth rate using the formula $((f/s)^{(1/t)-1}) * 100$, where f and s are the final and starting values, respectively, and t represents the elapsed period between the two (Touati et al. 2017). Likewise, the data for the breeding season of 2008 (Samraoui et al. 2013) allowed us to estimate changes in the number of active nests in the period 2008–2018 using the same formula.

Statistical analysis

A Generalized Linear Model (GLM) with a Poisson error distribution and a log link function was performed to test whether the clutch size could be explained by nest characteristics (egg laying date, nest height, external diameter, vegetation density and water depth). Similarly, a GLM with binomial error distribution and a logit link function was used to test whether nesting success could be explained by nest characteristics. A backward selection approach was used and the goodness of fit was evaluated using the log-likelihood of the data given the estimated parameters. Selected models were subsequently validated.

One-sample *t*-tests were conducted to test whether the recorded clutch sizes were significantly different from the mean clutch sizes previously reported at Boussedra Pond (Samraoui et al. 2013) and Lake Tonga (Meniaia et al. 2014). All statistical analyses were carried out using R (R Development Core Team 2019).

RESULTS

Land conversion

Patterns of land use and land cover (LULC) in and around Boussedra Pond, clearly indicated that between 1984 and 2018, significant land changes had occurred (Figure 2a,b). In the surrounding area of Boussedra Pond, built-up areas had doubled in size, their percentage of the total area increasing from 25.5% to 50.2%. At the same time, the surface occupied by grassland shrank from 69.9% to 47.6%. The decline in natural vegetation is even more pronounced as the land converted to agricultural use, a phenomenon on the increase over the same period (1984–2018), was recorded as “land under vegetation”. Thus, both built-up and agricultural areas expanded at the expense of natural terrestrial vegetation. Similarly, the relict wetland, Boussedra Pond, also incurred considerable modifications, with the total marsh area shrinking by more than 50% (from 4.7% to 2.2%) between 1984 and 2018. This modification corresponded to the conspicuous loss of water and aquatic vegetation within the marsh (Table 1, Figure 2a,b).

Table 1. Size area of Boussedra pond, terrestrial vegetation and built areas all in m² in the study years (1984, 2008, 2018).

Terrain	1984	2008	2018
Boussedra Pond (m ²)	470,000	290,000	220,000
Terrestrial vegetation (m ²)	6,984,757	5,903,806	4,755,830
Built-up areas (m ²)	2,545,243	3,806,194	5,024,170

Winter abundance and phenology

The number of moorhens rose from December 2017 to February 2018 peaking at 77 individuals before declining (Figure 3). Compared to the previous peak of 286 birds recorded in 2015, the recent peak represents a decline of 35% in total abundance.

Nest characteristics and breeding phenology

All the nests, 26 in number, in 2018 were recorded within *Typha angustifolia* stands (Table 2). Egg laying started in May and ended on 19 July, with a peak observed on 28 June (Figure 4a). When compared to the previous survey of breeding pairs in 2008 (Samraoui et al. 2013), the recorded number of nests represents a drop of 4.9%.

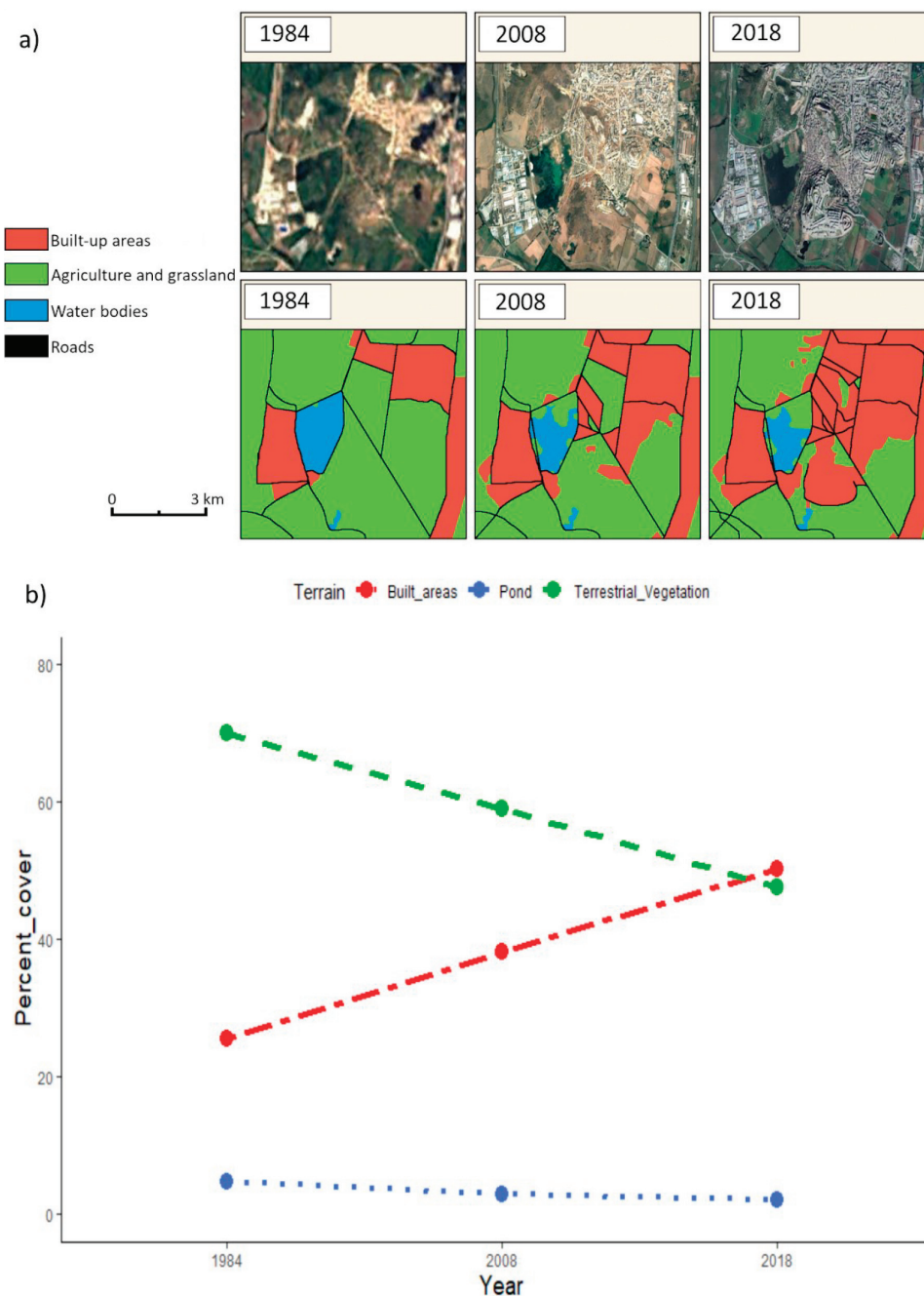


Figure 2. Changes in landscape cover in a 10 km² buffer zone around Bussedra Pond in 1984, 2008, and 2018 (a), and percent cover (%) change (b).

Table 2. Nesting sites and nest characteristics of Common Moorhen at Bussedra Pond in 2018.

	Mean ± sd	Min	Max
Characteristics of nesting sites			
Water depth (cm)	59.73 ± 17.01	22	88
Water/nest distance (cm)	35.23 ± 15.77	10	68
Vegetation height (cm)	158.77 ± 41.96	58	250
Density (%)	57.50 ± 20.46	20	95
Nest measurements			
External diameter (cm)	20.54 ± 3.29	14	30
Internal diameter (cm)	13.46 ± 2.45	9	20
Height (cm)	9.42 ± 4.56	4	20

Egg characteristics, clutch size and hatching success in 2018

The mean recorded egg length, breadth and volume ($n = 118$ eggs) was 43.3 ± 1.9 mm, 30.6 ± 1.5 mm and 20.8 ± 2.5 cm³, respectively (Table 3). The mean clutch size was 4.7 ± 1.0 eggs (range 1–9; $n = 26$ clutches) with 4 egg-bearing nests being the most prevalent (Figure 4b). We also compared the recorded clutches with the mean values (6.7 and 7.0) reported by Samraoui et al. (2013) at Bussedra and Meniaia et al. (2014), respectively. Both one-sample t -tests were associated with statistically significant effects ($t(25) = -5.0$, $p = 3.8 \text{ e-}05$) and

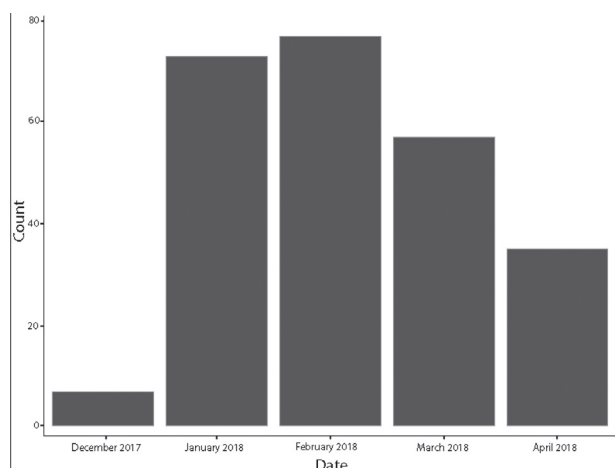


Figure 3. Monthly changes of wintering Common Moorhen at Bousseadra Pond during the season 2017–2018.

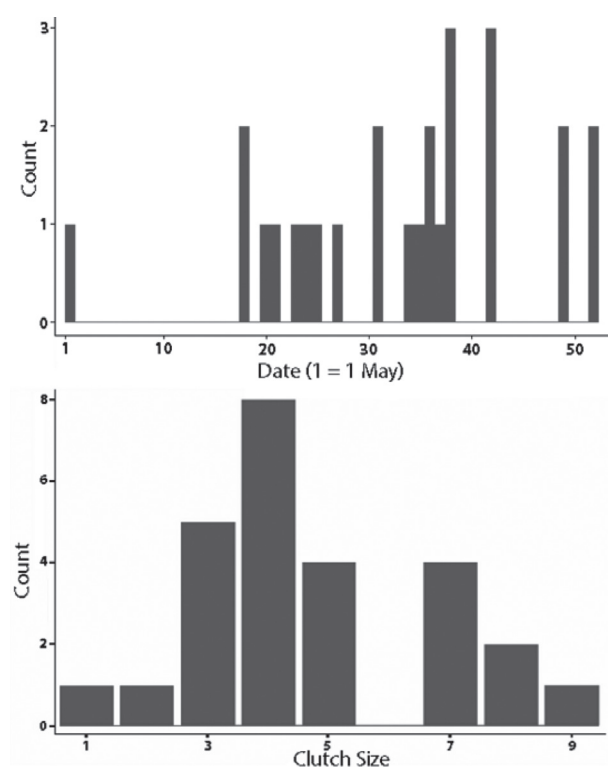


Figure 4. Distribution of egg laying date (a) and clutch size (b) of Common Moorhen at Bousseadra Pond in 2018.

($t(25) = -5.8, p = 5.4 \times 10^{-6}$), respectively. Thus, the clutch sizes recorded by us were significantly smaller than those reported by Samraoui et al. (2013) and Meniaia et al. (2014).

During the study period, the overall nesting success was 69% (nests with at least one chick that survived until it left the nest) and the hatching rate was 71% ($n = 18$). Nest failure was mainly due to predation (31%) by the Viperine Snake *Natrix maura* and other unidentified predators. The Poisson GLM showed no seasonal variation in clutch size ($p = 0.11$), whereas, as indicated by the binomial GLM, nesting success showed a marginally

positive trend with delayed egg laying ($p = 0.05$). Nest characteristics (nest height, external diameter, vegetation density and water depth) had no significant impact on clutch size or breeding success.

Table 3. Egg measurements of Common Moorhen at Bousseadra Pond in 2018 ($N = 118$ clutches).

	Mean \pm sd	Min	Max
Egg measurements			
Length (mm)	43.33 \pm 1.90	39.91	48.51
Breadth (mm)	30.62 \pm 1.52	27.44	36.96
Volume (cm ³)	20.76 \pm 2.53	15.82	30.13

DISCUSSION

Bousseadra Pond and the landscape surrounding it have changed markedly over the 1984–2018 period. Human encroachment into the area surrounding this relict wetland, as reflected by built-up areas and agricultural land, has significantly expanded impacting on the natural terrestrial vegetation. Besides providing various ecosystem services (pollination, pest control, soil stabilization and carbon stocking) (Bolin 1977), terrestrial vegetation shelters nesting birds such as Mallard *Anas platyrhynchos* (Fouzari et al. 2018). Thus, the loss of terrestrial vegetation has indirect but serious implications for the ecological integrity of the marsh (Stewart et al. 2016).

In the period 1984–2018, the marsh was also directly affected by human activity and therefore sustained heavy damage: its size halved. The construction of the university campus at the town El Bouni proved instrumental in reducing the marsh land area, as the soil excavated during construction was dumped in the marsh. Both areas of open water and aquatic vegetation shrank with consequential effects on breeding birds and invertebrates (Tschardtke 1992). The combined effect of all these changes, leading to the loss of habitat heterogeneity and impairment of its functioning, has been shown to have deleterious consequences on Mediterranean wetlands and birds breeding therein (Paracuellos 2008; Battisti et al. 2008).

The Common Moorhen showed a hump-shaped pattern in abundance during the wintering season 2017–2018, with a peak in February when the local population of this species was composed of residents and wintering/passage migrant birds. The abundance progressively decreased as a result of both extrinsic (departure of wintering birds) and intrinsic factors (sampling bias: the elusive behavior of individuals during the breeding period makes them less noticeable). When compared to the wintering season of 2014–2015 (unpublished), the Common Moorhen population exhibited a marked downward trend, declining annually by 35.4%, an unus-

tainable trend that requires prompt mitigating measures (e.g. halting of poaching and landfilling).

The egg-laying date is an important trait that is frequently used in reproductive studies (e.g. Krebs et al. 2002; Both et al. 2005; Fouzari et al. 2015). The onset of egg-laying at Bousshedra in 2018 was recorded in May and lasted until mid-June, and the peak in the second half of June was relatively late compared to those previously recorded at Bousshedra Pond and Lake Tonga (Samraoui et al. 2013: in mid-May; Meniaia et al. 2014: early May and mid-May), suggesting the late arrival of breeding pairs (Samraoui et al. 2013). However, this discrepancy in the timing of egg-laying deserves further investigation.

In total, 26 Common Moorhen's nests were found located in beds of *Typha angustifolia*, showing a clear preference for lesser bulrush and dense vegetation, which provide nesting cover and trophic resources (Samraoui et al. 2013; Meniaia et al. 2014). Our findings on nest sites correspond with the data obtained by Samraoui et al. (2013) from neighboring sites in Algeria and Forman and Brain (2004) in Northern Europe. If past breeding surveys are used as baseline data, the present number of breeding pairs is exhibiting a downwards trend (-4.9%), which is likewise unsustainable and may soon rule out the Common Moorhen as a breeding species at Bousshedra Pond.

Our data on the mean egg length and breadth were well within the means and ranges cited in the literature from Europe (north western Italy: length 44.3 ± 1.8 , breadth 30.2 ± 1.4 , Fenoglio et al. 2003; UK: length 44.97 ± 0.04 , breadth 32.05 ± 0.02 , Forman and Brain 2004) and from Algeria (Bousshedra: length 43.5 ± 1.6 , breadth 30.1 ± 1.2 / Tonga : length 42.9 ± 1.3 , breadth 30.2 ± 0.8 , Samraoui et al.2013; Tonga: length 42.49 ± 1.72 , breadth 29.60 ± 1.24 , Meniaia et al. 2014). Egg size may be influenced by a range of factors including maternal age, maternal quality and clutch size, and, also, by the fact whether a clutch is a replacement or not (Fjeldså 2004; Saether 1990). However, our data suggest that there is no latitudinal gradient influence on the egg size of Common Moorhens. Similarly, we could not detect the hypothetical impact that a change in habitat at Bousshedra Pond could make on egg size.

In contrast to egg size, the overall mean clutch size recorded in the present study was significantly smaller than the values previously reported from Bousshedra Pond (6.7 ± 2.1 , N= 14 clutches: Samraoui et al. 2013) and Lake Tonga (7.03 ± 2.5 , n = 58 clutches: Meniaia et al. 2014). As the marsh has decreased considerably in size over the last three decades, the population density of moorhens might have increased accordingly, leading to a decreased mean clutch size due to intraspecific competition. This density-dependent regulation combined with

the persistent degradation of the marsh may lead to the extirpation of moorhens as it happened in the case of such marsh specialists as the Little Bittern *Ixobrychus minutus* and Marsh Harrier *Circus aeruginosus* (B. Samraoui, pers. obs.). Clutch size is a key determinant of nesting success (Högstedt 1981) and a reliable indicator of habitat quality, including quality and quantity of trophic resources (Coulson 1999).

In our study, the hatching success was within the range recorded previously at Bousshedra Pond and Lake Tonga (Samraoui et al. 2013; Meniaia et al. 2014). Differences may result from variation factors such as water depth and predation (Salathé 1986, 1987), habitat characteristics (e.g. high density of vegetation), the presence of humans and related threats (Salathé 1987), physiological nutrient reserves and individual fitness (Hepp 1984), and finally, food supply and the timing of breeding (Perdeck and Cav  1992; Brinkhoff et al. 1993; Brinkhoff 1997; Brinkhoff and Cav  1997).

Regarding the disturbances to nesting birds, we recorded a relatively high rate of nest failure in late spring, a recurrent phenomenon coinciding with the beginning of the school break. During this period, human intrusion (e.g. trampling, active search for nests by children) adversely affects the fitness of waterbirds by disturbing adults and chicks or facilitating predation (Anderson and Keith 1980; Carney and Sydeman 1999; Voorbergen et al. 2012). This wetland is close to an urban area, which leaves nests exposed to the threat of failure. However, most nests probably failed due to predation by the Viperine Snake *Natrix maura*, which is a common snake predator at Bousshedra Pond (Battisti et al. 2006, Meniaia et al. 2014). The loss of plant cover may contribute to the vulnerability of clutches to predation (Samraoui et al. 2013).

As for the water level in 2018, our results indicate that the breeding success was not associated with water depth. However, it is likely that a high-water level, would impede human-induced disturbances and predation events (McRae 1997; Angelici et al. 2012; Meniaia et al. 2014).

This study has presented the first assessment of the extent of land conversion in and around an urban marsh, Bousshedra Pond, now reduced to a relict wetland. It has also provided an overview of the recent status and breeding performance of the Common Moorhen, considered as a resilient rallid, whose breeding ecology is relatively well known. Compared to a recent past (2008 and 2015), the Common Moorhen has been exhibiting a decrease in its wintering and breeding populations at Bousshedra Pond, while its breeding performance has been declining, suggesting a possible link with severe anthropogenic impacts on its habitat. Further monitoring of this relict wetland may inform about future population

trends of waterbirds, and their responses to a rapidly deteriorating environment (Samraoui et al. 2012).

COMPETING INTEREST

The authors declare that they have no competing interest.

ACKNOWLEDGMENTS

We are most grateful to two anonymous reviewers for their helpful comments. We also thank Kenz Raouf Samraoui for help with maps. This study was supported by the Algerian Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique (MESRS).

REFERENCES


- Anderson, D. W., and J. O. Keith. 1980. The human influence on seabird nesting success: conservation implications. *Biological Conservation* 18: 65–80. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(80\)90067-1](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(80)90067-1)
- Angelici, C., F. Marini, C. Battisti, S. Bertolino, D. Capizzi, and A. Monaco. 2012. Cumulative impact of rats and Coypu on nesting waterbirds: first evidences from a small Mediterranean wetland (central Italy). *Vie et Milieu* 62: 137–141.
- Battisti, C., C. Aglitti, A. Sorace, and M. Trotta. 2006. Water level decrease and its effects on the breeding bird community in a remnant wetland in central Italy. *Ekológia Bratislava* 25: 252–263.
- Battisti, C., L. Luiselli, D. Pantano, and C. Teofili. 2008. On threats analysis approach applied to a Mediterranean remnant wetland: Is the assessment of human-induced threats related to different level of expertise of respondents? *Biodiversity and Conservation* 17: 1529–1542. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-008-9360-1>
- Battisti, C., G. Poeta, and G. Fanelli. 2016. An introduction to Disturbance Ecology. *A road map for wildlife management and conservation*. Springer, Switzerland.
- Benassi, G., C. Battisti, and L. Luiselli. 2007. Area effect on bird species richness of an archipelago of wetland fragments in Central Italy. *Community Ecology* 8: 229–237. <http://dx.doi.org/10.1556/ComEc.8.2007.2.9>
- Benslimane, N., K. Chakri, D. Haiahem, A. Guelmami, F. Samraoui, and B. Samraoui. 2019. Anthropogenic stressors are driving a steep decline of hemipteran diversity in dune ponds in northeastern Algeria. *Journal of Insect Conservation* 23: 475–488.
- Bolin, B. 1977. Changes of land biota and their importance for the carbon cycle. *Science* 196: 613–615. <http://dx.doi.org/10.1126/science.196.4290.613>
- Both, C., T. Piersma, and S. P. Roodbergen. 2005. Climatic change explains much of the 20th century advance in laying date of Northern Lapwing *Vanellus vanellus* in The Netherlands. *Ardea* 93: 79–88.
- Brinkhof, M. W. 1997. Seasonal variation in food supply and breeding success in European Coots *Fulica atra*. *Ardea* 85: 51–66.
- Brinkhof, M. W., and A. J. Cavé. 1997. Food supply and seasonal variation in breeding success: an experiment in the European coot. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 264: 291–296.
- Brinkhof, M. W., A. J. Cavé, F. J. Hage, and S. Verhulst. 1993. Timing of reproduction and fledging success in the coot *Fulica atra*: evidence for a causal relationship. *Journal of Animal Ecology* 62: 577–587. <http://dx.doi.org/10.2307/5206>
- Carney, K. M., and W. J. Sydeman. 1999. A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. *Waterbirds* 22: 68–79. <http://dx.doi.org/10.2307/1521995>
- Coulson, J. C. 1999. Variation in clutch size of the common eider: a study based on 41 breeding seasons on Coquet Island, Northumberland, England. *Waterbirds* 22: 225–238. <http://dx.doi.org/10.2307/1522211>
- Cramp, S., and K. E. L. Simmons. 1980. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 2. Oxford: Oxford University Press. 696 pp.
- de Bélair, G., and B. Samraoui. 1994. Death of a Lake: Lac Noir in Northeastern Algeria. *Environmental Conservation* 21: 169–172.
- De Kroon, G. H. 2004. A comparison of two European breeding habitats of the Water Rail *Rallus aquaticus*. *Acta Ornithologica* 39: 21–27.
- Fenoglio, S., M. Cucco, and G. Malacarne. 2003. Moorhen *Gallinula chloropus* females lay eggs of different size and beta-carotene content. *Ardea* 91: 117–121.
- Fjeldså, J. 2004. *The Grebes: Podicipedidae*. Oxford: Oxford University Press. 246 pp.
- Fishpool, L.D., and M. I. Evans. 2001. Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation. *BirdLife International*. Cambridge.
- Forman, D.W., and P. F. Brain. 2004. Reproductive strategies used by moorhens (*Gallinula chloropus*) colonizing an artificial wetland habitat in south Wales. *Journal of Natural History* 38: 389–401.
- Fouzari, A., F. Samraoui, A. H. Alfarhan, and B. Samraoui. 2015. Nesting ecology of Ferruginous Duck *Aythya nyroca* in northern Algeria. *African Zoology* 50: 99–305.
- Fouzari, A., F. Samraoui, and B. Samraoui. 2018. The breeding ecology of Mallard *Anas platyrhynchos* at Lake Tonga, northeastern Algeria. *Ostrich* 89: 315–320.
- Gibbs, J. P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14: 314–317. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98608.x>

- Gregory, R.D., P. Voříšek, D.G. Noble, A. Van Strien, A. Klvaňová, M. Eaton, A. W. G. Meyling, A. Joys, R.P.B. Foppen, and I. J. Burfield. 2008. The generation and use of bird population indicators in Europe. *Bird Conservation International* 18: S223–S244. <http://dx.doi.org/10.1017/S0959270908000312>
- Hepp, G. R. 1984. Dominance in wintering Anatinae: potential effects on clutch size and time of nesting. *Wildfowl* 35: 132–134.
- Hofmann, G. E., and A. E. Todgham. 2010. Living in the now: physiological mechanisms to tolerate a rapidly changing environment. *Annual Review of Physiology* 72: 127–145. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-physiol-021909-135900>
- Högstedt, G. 1981. Effect of additional food on reproductive success in the Magpie (*Pica pica*). *Journal of Animal Ecology* 50: 219–229. <http://dx.doi.org/10.2307/4041>
- Huxley, C. R., and N. A. Wood. 1976. Aspects of the breeding of the moorhen in Britain. *Bird Study* 23: 1–10. <http://dx.doi.org/10.1080/00063657609476478>
- Krebs, E. A., D. J. Green, M. C. Double, and R. Griffiths. 2002. Laying date and laying sequence influence the sex ratio of crimson rosella broods. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 51: 447–454. <http://dx.doi.org/10.1007/s00265-002-0459-1>
- Lack, D. 1950. The breeding seasons of European birds. *Ibis* 92: 288–316. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919-X.1950.tb01753.x>
- McRae, S. B. 1997. A rise in nest predation enhances the frequency of intraspecific brood parasitism in a moorhen population. *Journal of Animal Ecology* 66: 143–153. <http://dx.doi.org/10.2307/6017>
- Meniaia, Z., F. Samraoui, A. H. Alfarhan, and B. Samraoui. 2014. Nest-site selection, breeding success and brood parasitism in the common moorhen *Gallinula chloropus* in Algeria. *Zoology and Ecology* 24: 305–313.
- Meziane, N., F. Samraoui, B. Samraoui. 2014. Status and diurnal activity budget of non-breeding White-headed Ducks *Oxyura leucocephala* in Algeria. *Ostrich* 85: 177–184.
- Ogden, J. C., J. D. Baldwin, O. L. Bass, J. A. Browder, M. I. Cook, P. C. Frederick, P. E. Frezza, R. A. Galvez, A. B. Hodgson, K. D. Meyer, L. D. Oberhofer, A. F. Paul, P. J. Fletcher, S. M. Davis, and J. J. Lorenz. 2014. Waterbirds as indicators of ecosystem health in the coastal marine habitats of southern Florida: 1. Selection and justification for a suite of indicator species. *Ecological indicators* 44: 148–163. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.03.007>
- Oliver, T. H., M. S. Heard, N. J. Isaac, D. B. Roy, D. Procter, F. Eigenbrod, R. Freckleton, A. Hector, C. D. L. Orme, O. L. Petchey, V. Proença, D. Raffaelli, K. B. Suttle, G. M. Mace, B. M. López, B. A. Woodcock, and J. M. Bullock. 2015. Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in Ecology and Evolution* 30: 673–684. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>
- Paracuellos, M. 2008. Effects of long-term habitat fragmentation on a wetland bird community. *Revue d'écologie* 63: 1–12.
- Perdeck, A. C., and A. J. Cavé. 1992. Laying date in the coot: effects of age and mate choice. *Journal of Animal Ecology* 61: 13–19. <http://dx.doi.org/10.2307/5504>
- R Development Core Team. 2019. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria.
- Sæther, B. E. 1990. Age-specific variation in reproductive performance of birds. *Current Ornithology* 7: 251–283.
- Salathé, T. 1986. Habitat use by Coots nesting in a Mediterranean wetland. *Wildfowl* 37: 163–171.
- Salathé, T. 1987. Crow predation on Coot eggs – Effects of investigator disturbance, nest cover and predator learning. *Ardea* 75: 221–229.
- Salathé, T., and V. Boy. 1987. Territoriality and time budget of breeding Coots. *Wildfowl* 38: 70–76.
- Samraoui, B., and G. de Bélair. 1997. The Guerbes–Senhadja wetlands (NE Algeria). Part I: an overview. *Ecologie* 28: 233–250.
- Samraoui, B., and F. Samraoui. 2008. An ornithological survey of the wetlands of Algeria: important Bird Areas, Ramsar sites and threatened species. *Wildfowl* 58: 71–98.
- Samraoui, F., A. H. Alfarhan, K. A. Al-Rasheid, and B. Samraoui. 2011. An appraisal of the status and distribution of waterbirds of Algeria: indicators of global changes? *Ardeola* 58: 137–163. <http://dx.doi.org/10.13157/arla.58.1.2011.137>
- Samraoui, F., R. Nedjah, A. Bouchecker, A. H. Alfarhan, and B. Samraoui. 2012. Breeding ecology of the Little Bittern *Ixobrychus minutus* in northeast Algeria. *Bird Study* 59: 496–503.
- Samraoui, F., A. H. Alfarhan, and B. Samraoui. 2013. Status and breeding ecology of the Common Moorhen *Gallinula chloropus* in Algeria. *Ostrich* 84: 137–144. <http://dx.doi.org/10.2989/00306525.2013.823130>
- Samraoui, F., R. Nedjah, A. H. Alfarhan, and B. Samraoui. 2015. An overview of the Rallidae of Algeria with particular reference to the breeding ecology of the Purple Swamp-Hen *Porphyrio porphyrio*. *Wetlands Ecology and Management* 23: 505–517. <http://dx.doi.org/10.1007/s11273-014-9404-0>
- Smith, L. A., and P. Chow-Fraser. 2010. Impacts of adjacent land use and isolation on marsh bird communities. *Environmental Management* 45: 1040–1051. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-010-9475-5>
- Stewart, R. I. A., G. K. S. Andersson, C. Brönmark, B. K. Klatt, L. A. Hansson, V. Zülsdorff, and H. G. Smith. 2016. Ecosystem services across the aquatic-terrestrial boundary: Linking ponds to pollination. *Basic and Applied Ecology* 18: 13–20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2016.09.006>
- Sun, Z., W. Sun, C. Tong, C. Zeng, X. Yu, and X. Mou.

2015. China's coastal wetlands: Conservation history, implementation efforts, existing issues and strategies for future improvement. *Environmental International* 79: 25–41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2015.02.017>
- Talbi, A., F. Samraoui, B. Samraoui, F. Zullo, and C. Battisti. 2020. Habitat selection of Coot (*Fulica atra*) and Moorhen (*Gallinula chloropus*) in a remnant Mediterranean wetland (Italy): Implications for conservation. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 25: 413–418. <http://dx.doi.org/10.1111/lre.12347>
- Temple, S. A., and J. A. Wiens. 1989. Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators. *American Birds* 43: 260–270.
- Touati, L., R. Nedjah, F. Samraoui, A.H. Alfarhan, L. Gango, J. Figuerola, and B. Samraoui. 2017. On the brink: status and breeding ecology of Eleonora's Falcon *Falco eleonora* in Algeria. *Bird Conservation International* 27: 594–606. <http://dx.doi.org/10.1017/S0959270916000484>
- Tscharntke, T. 1992. Fragmentation of *Phragmites* habitats, minimum viable population size, habitat suitability, and local extinction of moths, midges, flies, aphids, and birds. *Conservation Biology* 6: 530–536. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.06040530.x>
- Voorbergen, A., W. F. De Boer, and L. G. Underhill. 2012. Natural and human-induced predation on Cape Cormorants at Dyer Island. *Bird Conservation International* 22: 82–93. <http://dx.doi.org/10.1017/S0959270912000032>
- Wang, X., F. Kuang, K. Tan, and Z. Ma. 2018. Population trends, threats, and conservation recommendations for waterbirds in China. *Avian Research* 9: 14. <http://dx.doi.org/10.1186/s40657-018-0106-9>
- Wood, N. A. 1974. The breeding behaviour and biology of the Moorhen. *British Birds* 67: 137–158.
- Zacchei, D., C. Battisti, and G. M. Carpaneto. 2011. Contrasting effects of water stress on wetland-obligated birds in a semi-natural Mediterranean wetland. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 16: 281–286.

RESEARCH NOTE

Habitat selection of Coot (*Fulica atra*) and Moorhen (*Gallinula chloropus*) in a remnant Mediterranean wetland (Italy): Implications for conservation

Awatif Talbi^{1,2} | Farrah Samraoui^{1,2} | Boudjéma Samraoui^{1,3} | Francesco Zullo⁴ | Corrado Battisti^{5,6} 

¹Laboratoire de Conservation des Zones Humides, Université 8 Mai 1945, Guelma, Algeria

²Department of Ecology and Environmental Engineering, University 8 Mai 1945, Guelma, Algeria

³Department of Biology, University Badji Mokhtar Annaba, Annaba, Algeria

⁴DICEAA – University of L'Aquila, L'Aquila AQ, Italy

⁵Torre Flavia' LTER (Long Term Ecological Research) Station, Rome, Italy

⁶Faculty of Science, University of Rome III, Rome, Italy

Correspondence

Corrado Battisti, 'Torre Flavia' LTER (Long Term Ecological Research) Station, Protected Areas – Regional Park, Service, Città Metropolitana di Roma Capitale, viale G. Ribotta, 41, 00144 Rome, Italy. Email: c.battisti@cittametropolitanaroma.gov.it

Abstract

The habitat selection of two abundant and widespread Palearctic rallids (Coot *Fulica atra*; Moorhen *Gallinula chloropus*) across a range of wetland types was investigated. The distribution of these two species varied according to water depth, as implied by the dominant vegetation present in the study area. Coots most frequently used wet dune slacks dominated by *Phragmites australis*, whereas Moorhens were mostly present in anthropized ecotones. It is hypothesized that because these two rallid species respond differently to various environmental pressures, they could be used as useful indicators for biomonitoring remnant wetlands. Indeed, they are relatively generalist, common, widespread and medium-sized species, relatively easy to detect and exhibit a high sensitivity to specific water-related habitat types, also at a small-scaled spatial resolution.

KEYWORDS

habitat types, indicator, remnant wetland, water level, waterbirds

1 | INTRODUCTION

Our knowledge of how birds choose their habitats is essential to better understanding how natural selection shapes the behaviour of birds to optimize foraging, reproductive success and survival through habitat templates (Pulliam, 2000; Southwood, 1988). Identifying key environmental variables driving habitat choice and improving our knowledge of the behavioural process by which habitat selection is carried out might inform on conservation actions since successful management relies heavily on understanding the requirements of a target species (Newton, 1988; Chalfoun & Martin, 2007; Morris, 2003). In addition, because birds closely depend on their habitats for food, refuges and nesting, their foraging intake, survival and breeding success are traditionally recognized as important indicators of habitat quality (Johnson, 2005, 2007).

Over the past century, wetlands have been negatively affected by global changes (Vitousek, 1997; Erwin, 2009), incurring fragmentation and severe loss of ecosystem services (Zorilla-Miras et al., 2014; Al-Obaid et al., 2017). Consequently, birds that rely essentially on wetlands have, in turn, also been adversely affected (Battisti et al., 2009; Benassi et al., 2009; Maclean et al., 2006; Paracuellos, 2008). Two common rallids, the Common Moorhen (*Gallinula chloropus*) and the Common Coot (*Fulica atra*) thrive, often together (i.e. syntopic), in various types of wetlands, therefore are useful biological models to investigate differential habitats use under a large spectrum of environmental gradients (Meniaia et al., 2014; Samraoui & Samraoui, 2007; Samraoui et al., 2013). However, data on a fine-grained habitat comparisons between these two species are still scanty. Accordingly, the present study focuses on habitat selection (Kristan et al., 2007; Martin, 2001) and niche breadth (*sensu* Giller, 1984; Rolando, 1990) of these two common and widely distributed waterbird species.

2 | METHODS

2.1 | Study area

The study area is included in the 'Palude di Torre Flavia' Natural Monument (central Italy; 41°58'N; 12°03'E), being a small protected wetland (40 ha) on the Tyrrhenian coast (Special Protected Area, according to Directive 2009/147/EC of the European Parliament and the Council of 30 November on the conservation of wild birds), which is a relic of a larger wetland drained and transformed by land reclamation during the last century (Battisti, 2006; Battisti et al., 2006; Figure 1). At the landscape scale, this area exhibits characteristics of a remnant wetland fragment inside an agricultural and urbanized matrix. At the local scale, it exhibits a semi-natural heterogeneity with *Phragmites australis* reed beds, channels used for fish farming since 1938 (mainly managing stocks of *Anguilla anguilla* and three species of mullets [*Mugil cephalus*; *Liza saliens*; and *Liza ramada*]). Since 2004, fish management activities (e.g. flooding; reed bed mowing; fire; Battisti et al., 2009) were stopped. There are flooded meadows near the reed bed stands containing *Carex hirta*, *Juncus acutus* and Cyperaceae corresponding to a *Juncetalia maritimi* habitat type, in accordance with the 'Habitat' Directive 92/43/EC. The water in the wetland is mainly of meteorologic and sea storm origin, with scarce inflows from the surrounding areas (Battisti, 2006; Battisti et al., 2008). The climate is xeric-meso-Mediterranean (Tomaselli et al., 1973; Blasi & Michetti, 2005).

2.2 | Data sampling

A total of 18 sampling visits with an extensive sampling in a heterogeneous wetland were carried out from 1 February to 12 March. Data were collected at each visit following a non-linear transect (2,200 m long) in the early morning (0700 to 1000 h), comprising survey sessions of 2 min each as much as possible throughout the

study area. The entire sampling effort was about 2,160 min (20 h) using binoculars and a map.

Any record of the two species on a 1:2000 detailed map containing a set of fine-grained habitat types obtained from a vegetation map of Torre Flavia wetland (Battisti, 2006) through GIS software (QGIS) was reported. Thus, the map was georeferenced, and a random point shapefile distribution was created (i.e. random points inside polygons algorithm) with the same numbers of sampled points for identical geographic extensions. A database was implemented for each point (sampled or random), reporting both the relative habitats of community interest and the vegetation cover class.

2.3 | Data analysis

The calculated relative frequencies of records subdivided for any habitat type are summarized in Table 1.

The Shannon index was calculated as follows: $H' = -\sum \ln(fr)$ (Magurran (1988) to calculate the level of generality/specialization of the two species, where fr is the relative frequency of the occurrences in each habitat type. The Feinsinger niche breadth index was calculated as follows: $PS = 1 - 0.5 \sum |p_i - q_i|$ (Feinsinger et al. (1981)) to evaluate the ability to use the resources, compared with their availability (an index of habitat preference). In the index, p_i is the proportion of the utilized resource (i.e. the frequency of records in every one of the four habitat types), while q_i is the proportion of the available resource (i.e. frequency of each land habitat type in total study area). The index varies from 0 (extremely specific for that specific resource) to 1 (extreme generalist). Rizzo and Battisti (2009) provide an application of this relationship. The degree of overlap of the utilization curves ($p_{x,i}$ and $p_{y,i}$) (i.e. relative use of habitat by each species) was measured by calculating the Levins index (Levins, 1968) as follows: $LO_{x,y} = \sum ((p_{x,i}) (p_{y,i})) / \sum (p_{x,i})^2$. This asymmetric index ranges from 0 to 1.

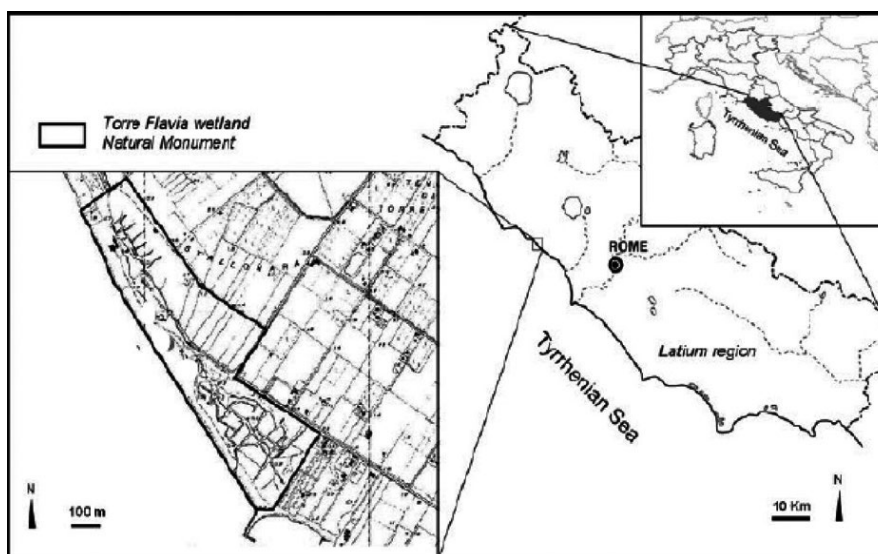


FIGURE 1 Location map of study area.

TABLE 1 Number and frequency of occurrence obtained from real (field) and random data, both for Coot (*Fulica atra*) and Moorhen (*Gallinula chloropus*).

Coot	Occurrences		Random data		χ^2	<i>p</i>
	<i>N</i>	<i>fr</i>	<i>N</i>	<i>fr</i>		
Habitat types (fine-grained categories)						
Habitat 1410 (<i>Juncetalia maritimi</i>) Mediterranean salt meadows	3	0.01	25	0.08	0.359	0.549
Habitat 2190 Humid dune slacks with <i>Phragmites australis</i>	185	0.61	38	0.13	71.672	<.001**
Habitat 2190 Humid dune slacks with <i>Bolboschoenus maritimus</i>	66	0.22	26	0.09	14.276	<.001**
Habitat 2190 Channels inside the oligohaline damp depressions of variable shape and size, opened by mowing for fish farming	38	0.13	6	0.02	20.307	<.001**
Anthropized areas (ecotone wetland-croplands)	9	0.03	55	0.18	28.602	<.001**
Ecotones of alo-psammophilous vegetation (mosaic habitats 1210–2110)		0	44	0.15	39.209	<.001**
Mowed croplands		0	57	0.19	50.467	<.001**
Uncultivated lands with synanthropic vegetation and pastures		0	50	0.17	44.449	<.001**
Total	301		301			
Moorhen						
Habitat types (fine-grained categories)	<i>n</i>	<i>fr</i>	<i>N</i>	<i>fr</i>	χ^2	<i>P</i>
Habitat 1410 (<i>Juncetalia maritimi</i>) Mediterranean salt meadows	8	0.062	11	0.085	0.002	.96
Habitat 2190 Humid dune slacks with <i>Phragmites australis</i>	16	0.123	16	0.123	0.035	.851
Habitat 2190 Humid dune slacks with <i>Bolboschoenus maritimus</i>	29	0.223	9	0.07	0.801	.371
Habitat 2190 Channels inside the oligohaline damp depressions of variable shape and size, opened by mowing for fish farming	7	0.054		0	0.051	.822
Anthropized areas (ecotone wetland-croplands)	70	0.538	23	0.177	7.593	.006**
Ecotones of alo-psammophilous vegetation (mosaic habitats 1210–2110)		0	22	0.17	0.887	.346
Mowed croplands		0	23	0.177	0.984	.321
Uncultivated lands with synanthropic vegetation and pastures		0	26	0.2	1.31	.252
Total	130		130			

Comparisons between frequency performed using a χ^2 test (**: $p < .001$); *N* = number; *fr* = frequency of occurrence; χ^2 = chi-square test value; *p* = level of significance).

After a comparable number of random points on a map were obtained, the relative frequencies were calculated. The frequencies obtained for real records with random occurrences were compared, using a χ^2 test (Dytham, 2011) to obtain information about habitat selection. Finally, a principal component analysis (PCA) was performed on a matrix habitat types/species to obtain a typology of habitat use and disuse. All statistical analyses were carried out using R (R development Core Team, 2019).

3 | RESULTS

A total of 301 original records for Coots and 130 for Moorhen were obtained. Although some overlap in habitat use existed, there was a clear difference in the way Coot and Moorhen ecologically exploited the study area (see supplemental materials). Coots was most frequently exhibited in wet dune slacks with *Phragmites australis* (Habitat EU code 2190), whereas the Moorhen most frequently exploited ecotones and crop lands. This result is consistent with studies reporting the Moorhen as a synanthropic species that is tolerant and even thrives in anthropized habitats (Samraoui et al., 2013). In

their preferred habitats, the dominant species did not exclude the other, with the latter using the habitat at a low frequency (Table 1).

The overlap of habitat use was most striking in wet dune slacks with *Bolboschoenus maritimus* and less marked in channels where the Coot were more frequent. Both species of rallids avoided mosaic habitats with alo-psammophilous vegetation, mowed croplands and uncultivated lands with synanthropic vegetation and pastures. Coots generally also steered clear of Mediterranean salt meadows, while Moorhens infrequently used these habitats.

The Shannon index indicated Moorhens exploited a larger range of habitats than Coots ($H' = 1.25$ vs. 1.04). As previously reported, in contrast to Moorhens, Coots rarely selected salt meadows and anthropized habitats, thereby confirming their narrower habitat preference (Table 1), as highlighted by the higher niche breadth (Feinsinger index) observed in Moorhen, compared with Coot (FS: 0.43 vs 0.31). The degree of overlap of the two species is intermediate and similar (Levins index: Moorhen–Coot = 0.47; Coot–Moorhen = 0.41). Each species exhibits its own preference in habitat use, but also share some habitats (i.e. dune slack with *Bolboschoenus maritimus*) with the other. Similar to previous indices, the Levins index indicates Moorhens have a higher propensity of overlap than Coots.

PCA indicated that Coots and Moorhens' habitat use could easily be separated by the two components. The first component (54.2% of total inertia) underscored that both species shunned the ecotones of alo-psammophilous vegetation, mowed croplands and the uncultivated lands with synanthropic vegetation and pastures (Figure 2a,b). The second component (45.8% of total inertia) emphasized Coots occupied more frequently wet dune slacks with *Phragmites australis*, while Moorhens were found more often on the ecotones of wetlands and anthropized habitats. Both species occupied the wet dune slack with *Bolboschoenus maritimus* and channels, although the occupation was different than Coots, which had a greater preference for the latter. This second component might reflect a gradient of water depth, with Coots exploiting habitats with greater water depths.

4 | DISCUSSION

As with other organisms, Coots and Moorhens are adapted to respond to specific features or cues in the environment to settle in

habitats that maximize their breeding success and survival (Mayor et al., 2009). Thus, habitat selection that determines the abundance, distribution and performance of individuals is achieved through a process of recognition of proximate cues, both abiotic and biotic, that inform organisms about the quality of the habitats (Johnson, 2007; Jones, 2001; Stamps, 1991).

The results of the present study indicate that, despite some overlap in their habitat use due to their close relationship with water bodies, both Coots and Moorhens exploit differentially distinct habitats. Coots are primarily linked to wet dune slacks with *Phragmites australis* reed beds, and secondarily, to wet dune slacks with *Bolboschoenus maritimus* and channels. In contrast, Moorhens exploit essentially anthropized and shallower habitats like the interfaces of wetlands and croplands. Although reed beds are adapted to wetlands with a wide range of water levels often one metre deep (Köbbing et al., 2013, 2014), the phenotypic plasticity of *Phragmites australis* allows it to thrive in even deeper depths (Vretare et al., 2001). In contrast, *Bolboschoenus maritimus* is adapted to shallow depths and water-level fluctuation

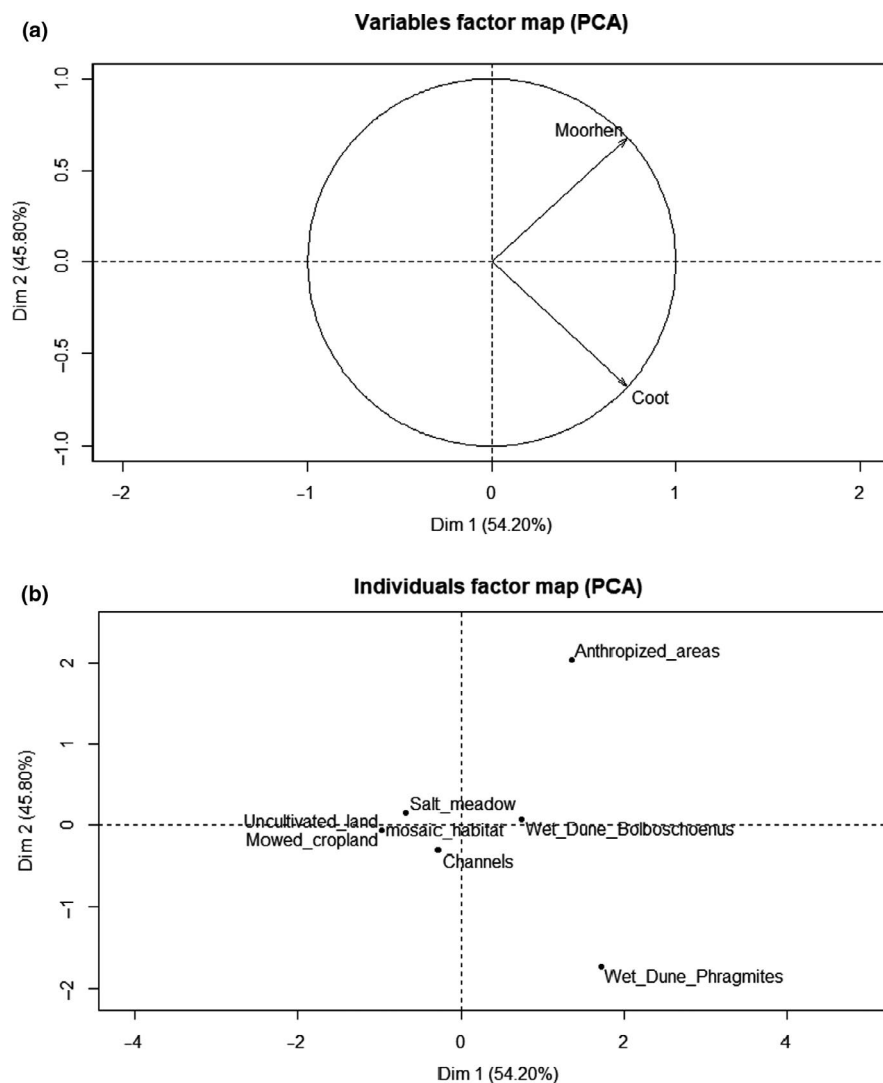


FIGURE 2 First two principal components: (a) variable factor map and (b) individual factor map (see Methods section for details).

characteristic of summer droughts (Clevering & van Gulik, 1997; Hroudová et al., 2005).

Thus, water levels are an important discriminant factor of habitat use between the two rallids, as suggested by the dominant aquatic vegetation observed in the study habitats. Similarly, water levels have been shown to drive nest-site selection for two other species of rallids (Little Crakes *Porzana parva*; Water Rails *Rallus aquaticus*) (Jedlikowski et al., 2014). These results are to be expected since Coot feeds mainly in the water while walking, swimming or diving (Conigliaro et al., 2011; Cramp & Simmons, 1980), demonstrating the importance of preserving shallow waters in wetlands (e.g. see the congeneric species *Fulica armillata* from South America; Velásquez et al., 2019).

However, because diving is energy costly foraging method, surface feeding is the major foraging method for the Coot (Baaziz & Samraoui, 2008; Draulans & Vanberck, 1987). As Coots feed mainly on submerged vegetation, they have a narrower habitat preference than Moorhens, the latter typically foraging on grass swards, mud and water (Holm et al., 2011; Fordham, 1978).

Because of their mobility and interactions with terrestrial and aquatic landscapes, it is suggested that Coots and Moorhens might reflect the cumulative effects of various environmental stressors and act as useful indicators of the general health of distinct types of lakes, reservoirs and wetlands, noting they respond differentially to hydrological changes and levels of anthropogenic pressures (Wong & Candolin, 2015). In the context of global changes, particularly global warming, the biomonitoring of the population dynamics of these two widespread and abundant rallids offers a promising and affordable opportunity to improve our knowledge regarding how waterbirds respond to the sweeping changes that can affect wetland ecosystem services (Amat & Green, 2010; Ramírez et al., 2018). In this regard, given the strict relationship of Coot and Moorhen with water-related habitats, these species could represent a good indicator *sensu* Heink and Kowarik (2010), that is a component or a measure of environmentally relevant phenomena for depicting or evaluating environmental conditions or changes. Indeed, this common water-related species meets many of the typical criteria required for a biological indicator (Noss, 1990; Rüdiger et al., 2012), namely (i) both have a stable zoological systematic and taxonomy; (ii) they are relatively generalist, common, widespread and medium-sized species, relatively easy to detect and to sample with minimum field and economic efforts; (iii) they are sensitive to a specific variable (in this case, water level and presence of specific water-related habitat types); (iv) these species allow monitoring of water-related changes at a small-scaled spatial resolution (in this case, spanning from 100 to 1000-m); (v) these species are largely diffused, suggesting their use as indicators is universally applicable and spatially comparable; and (vi) interpretation and communication of indicator results might be easily carried out through simple, quantitative and reproducible univariate metrics (e.g. density of occurrences).

Finally, the results of the present study could have implications in regard to analysing minimum area requirements of these strictly water-related species. Ecotones and anthropogenic edges occur largely

in fragmented wetlands, and this phenomenon could facilitate the occurrences of such generalist species as Moorhen, while it could be a constraint for the more ecologically specialized and area-sensitive Coot, which could need relatively larger and unfragmented reed beds and shallow waters. To this end, a previous fragmentation-oriented study carried out at landscape level in the similar geographic area (Tyrrhenian central Italy) highlighted the specific minimum area requirement for this last species (Benassi & Battisti, 2011).

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the Algerian Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique (M.E.S.R.S.) for material support. This work has been carried out inside the research and management activities of the 'Torre Flavia' LTER (Long Term Ecological Research) Station. Two anonymous reviewers provided useful comments and suggestions which improved the first draft of the manuscript.

ORCID

Corrado Battisti  <https://orcid.org/0000-0002-2621-3659>

REFERENCES

- Al-Obaid, S., Samraoui, B., Thomas, J., El-Serehy, H., Alfarhan, A., Schneider, W., & O'Connell, M. (2017). An overview of wetlands of Saudi Arabia: Values, threats, and perspectives. *Ambio*, *46*, 98–108.
- Amat, J. A., & Green, A. J. (2010). Waterbirds as bioindicators of environmental conditions. In C. Hurford, M. Schneider, & I. Cowx (Eds.), *Conservation Monitoring in freshwater habitats: A practical guide and case studies* (pp. 45–52). Springer.
- Baaziz, N., & Samraoui, B. (2008). The status and diurnal behaviour of wintering Common Coot *Fulica atra* in the Hauts Plateaux, Northeast Algeria. *European Journal of Scientific Research*, *23*, 495–512.
- Battisti, C. (2006). *Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida mediterranea: la Palude di Torre Flavia*, Rome: Gangemi editore.
- Battisti, C., Aglitti, C., Sorace, A., & Trotta, M. (2006). Water level and its effect on the breeding bird community in a remnant wetland in Central Italy. *Ekologia, Bratislava*, *25*, 252–263.
- Battisti, C., Luiselli, L., Pantano, D., & Teofili, C. (2008). On threats analysis approach applied to a Mediterranean remnant wetland: Is the assessment of human-induced threats related to different level of expertise of respondents? *Biodiversity and Conservation*, *17*, 1529–1542.
- Battisti, C., Luiselli, L., & Teofili, C. (2009). Quantifying threats in a Mediterranean wetland: are there any changes in their evaluation during a training course? *Biodiversity and Conservation*, *18*, 3053–3060.
- Benassi, G., & Battisti, C. (2011). Frequency of occurrence of a set of water-related bird species in an archipelago of remnant marshlands of Central Italy. *Rendiconti Lincei*, *22*, 11–16.
- Benassi, G., Battisti, C., Luiselli, L., & Boitani, L. (2009). Area-sensitivity of three reed bed bird species breeding in Mediterranean marsh land fragments. *Wetland Ecology and Management*, *17*, 555–564.
- Blasi, C., & Michetti, L. (2005). Biodiversità e Clima. In C. Blasi, L. Boitani, F. Manes, & M. Marchetti (Eds.), *Stato della biodiversità in Italia. Contributo alla strategia nazionale per la biodiversità*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del territorio. F.lli Palombi editori.
- Chalfoun, A. D., & Martin, T. E. (2007). Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. *Journal of Applied Ecology*, *44*, 983–992.
- Clevering, O. A., & van Gulik, W. M. G. (1997). Restoration of *Scirpus lacustris* and *Scirpus maritimus* stands in a former tidal area. *Aquatic Botany*, *55*, 229–246.

- Conigliaro, M., Battisti, C., Amori, G., & Luiselli, L. (2011). Diving times and pecking rates of the Eurasian Coot (*Fulica atra*) in different habitat types: A pilot study. *Rendiconti Lincei*, 22, 47–53.
- Cramp, S., & Simmons, K. E. L. (1980). *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. 2. Oxford University Press.
- Draulans, D., & Vanberck, L. (1987). Food and foraging of Coot *Fulica atra* on fishponds during autumn migration. *Wildfowl*, 38, 63–69.
- Dytham, C. (2011). *Choosing and using statistics: A biologist's guide*. Wiley-Blackwell.
- Erwin, K. L. (2009). Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. *Wetland Ecology and Management*, 17, 71–84.
- Feinsinger, P., Spers, E. E., & Poole, R. W. (1981). A simple measure of niche breadth. *Ecology*, 62, 27–32.
- Giller, P. S. (1984). *Community structure and the niche*. Chapman and Hall.
- Heink, U., & Kowarik, I. (2010). What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10, 584–593.
- Hroudová, Z., Zákavský, P., Wójcicki, J. J., Marhold, K., & Jarolímová, V. (2005). The genus *Bolboschoenus* (Cyperaceae) in Poland. *Polish Botanical Journal*, 50, 117–137.
- Jedlikowski, J., Brambilla, M., & Suska-Malawska, M. (2014). Fine-scale selection of nesting habitat in Little Crake *Porzana parva* and Water Rail *Rallus aquaticus* in small ponds. *Bird Study*, 61, 171–181.
- Johnson, M. (2005). Habitat quality: A brief review for wildlife biologists. *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society*, 41, 31–41.
- Johnson, M. D. (2007). Measuring habitat quality: A review. *Condor*, 109, 489–504.
- Jones, J. (2001). Habitat selection studies in Avian Ecology: a critical review. *Auk*, 118, 557–562.
- Köbbing, J. F., Thevs, N., & Zerbe, S. ((2013/2014)). The utilisation of reed (*Phragmites australis*): A review. *Mires and Peat*, 13, 1–14.
- Kristan, W. B. III, Johnson, M., & Rotenberry, J. T. (2007). Choices and consequences of habitat selection for birds. *Condor*, 109, 485–488.
- Levins, R. (1968). *Evolution in changing environments*. Princeton University Press.
- Maclean, I. M. D., Hassall, M., Boar, R., & Lake, I. (2006). Effects of disturbance and habitat loss on papyrus-dwelling passerines. *Biological Conservation*, 131, 349–358.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press.
- Martin, T. E. (2001). Abiotic vs. Biotic influences on habitat selection of coexisting species: Climate change impacts? *Ecology*, 82, 175–188.
- Mayor, S. J., Schneider, D. C., Schaefer, J. A., & Mahoney, S. P. (2009). Habitat selection at multiple scales. *Ecoscience*, 16, 238–247.
- Meniaia, Z., Samraoui, F., Alfarhan, A. H., & Samraoui, B. (2014). Nest-site selection, breeding success and brood parasitism in the common moorhen *Gallinula chloropus* in Algeria. *Zoology and Ecology*, 24, 305–313.
- Morris, D. K. (2003). How can we apply theories of habitat selection to wildlife conservation and Management? *Wildlife Research*, 30, 303–319.
- Newton, I. (1998). *Population limitation in birds*. Academic Press.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, 355–364.
- Paracuellos, M. (2008). Effects of long-term habitat fragmentation on a wetland bird community. *Revue D'ecologie (La Terre Et La Vie)*, 63, 1–12.
- Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3, 349–361.
- R Development Core Team (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. Austria.
- Ramírez, F., Rodríguez, C., Seoane, J., Figuerola, J., & Bustamante, J. (2018). How will climate change affect endangered Mediterranean waterbirds? *PLoS One*, 13, e0192702.
- Rizzo, E., & Battisti, C. (2009). Habitat preferences of Anatidae (Aves, Anseriformes) in a Mediterranean patchy wetland (Central Italy). *Ekologia, Bratislava*, 28, 66–73.
- Rolando, A. (1990). On niche breadth and related concepts. *Bollettino Di Zoologia*, 57, 145–148.
- Rüdiger, J., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2012). Distance to nature—a new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecological Indicators*, 15, 208–216.
- Samraoui, B., & Samraoui, F. (2007). The reproductive ecology of the common coot (*Fulica atra*) in the Hauts Plateaux, northeast Algeria. *Waterbirds*, 30, 133–139.
- Samraoui, F., Nedjah, R., Alfarhan, A. H., & Samraoui, B. (2013). Status and breeding ecology of the common Moorhen *Gallinula chloropus* in Algeria. *Ostrich*, 84, 137–144.
- Southwood, T. R. E. (1988). Tactics, strategies and templets. *Oikos*, 52, 3–18.
- Stamps, J. (1991). The effect of conspecifics on habitat selection in territorial species. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 28, 29–36.
- Tomaselli, R., Balduzzi, A., & Filippello, S. (1973). *Carta Bioclimatica d'Italia. Collana verde*, 33. : Ministero Agricoltura e Foreste.
- Velásquez, C., Jaramillo, E., Camus, P. A., & San Martín, C. (2019). Consumption of aquatic macrophytes by the Red-gartered Coot *Fulica armillata* (Birds: Rallidae) in a coastal wetland of north central Chile. *Gayana*, 83, 68–72.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 277, 494–499.
- Vretare, V., Weisner, S. E. B., Strand, J. A., & Graneli, W. (2001). Phenotypic plasticity in *Phragmites australis* as a functional response to water depth. *Aquatic Botany*, 69, 127–145.
- Wong, B. B. M., & Candolin, U. (2015). Behavioral responses to changing environments. Behavioral responses to changing environments. *Behavioral Ecology*, 26, 665–673.
- Zorrilla-Miras, P., Palomo, I., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Lomas, P. L., & Montes, C. (2014). Effects of land-use change on wetland ecosystem services: a case study in the Doñana marshes (SW Spain). *Landscape and Urban Planning*, 122, 160–174.

SUPPORTING INFORMATION

Additional supporting information may be found online in the Supporting Information section.

How to cite this article: Talbi A, Samraoui F, Samraoui B, Zullo F, Battisti C. Habitat selection of Coot (*Fulica atra*) and Moorhen (*Gallinula chloropus*) in a remnant Mediterranean wetland (Italy): Implications for conservation. *Lakes & Reserv.* 2020;25:413–418. <https://doi.org/10.1111/lre.12347>