



©Jean Crozet

# ETUDE DE L'IMPACT DES ÉCOBUAGES SUR LES POPULATIONS D'OISEAUX NICHEURS DES CLADIAIES DE PORT- SAINT-LOUIS-DU-RHÔNE

## Rapport d'étude

Janvier 2022

TIMOTHEE SCHWARTZ



©Beauquenne

**Etude réalisée par :**

A Rocha France  
Mas Mireille, 3000 Chemin de Barbegal à l'Ilon  
13280 RAPHELE-LES-ARLES  
Mas.mireille@arocha.org  
Siret : 44095088900038

---

**Rapport remis en janvier 2022**

**Auteur :**

**Timothée SCHWARTZ** : Docteur en écologie, ingénieur forestier.

**Maitrise d'ouvrage :**

**Parc Naturel Régional de Camargue**

**Gaëtan Ploteau** : Chargé de mission Natura 2000

**Remerciements** : Nous tenons à remercier sincèrement Laura Granicz, Jean Crozet et Jeanne Fourcade pour leurs précieuses contributions dans la réalisation de cette étude. Nous remercions la mairie de Port-Saint-Louis-du-Rhône, la mairie d'Arles et le Conservatoire d'Espaces Naturels PACA pour l'autorisation d'accès au site d'étude.

**Citation recommandée :**

Schwartz Timothée. 2022. *Etude de l'impact des écobuages sur les populations d'oiseaux nicheurs des cladiaies de Port-Saint-Louis-du-Rhône*. Rapport d'étude. A Rocha France, 31p.

## 1. RESUME

La gestion des marais à marisque, ou cladiaies, par écobuage est pratiquée de façon traditionnelle sur les marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône, en Camargue, et suit depuis plusieurs années un plan de rotation par parcelle. Cependant, les effets de l'écobuage sur l'avifaune nicheuse sont mal connus dans les zones humides, et particulièrement dans les cladiaies. Nous avons recensé les populations de trois espèces de passereaux paludicoles et du Butor étoile *Botaurus stellaris*, au moyen de 49 points d'écoute de 10 minutes réalisés entre avril et juin 2021. Nous avons également caractérisé les cortèges d'espèces de passereaux paludicoles nicheurs présents sur le site et testé l'effet de l'année d'écobuage des parcelles sur les effectifs et sur la diversité spécifique. Nous avons trouvé une plus faible diversité et une plus faible abondance de passereaux paludicoles sur les parcelles écobuées le plus récemment. La densité de la Lusciniole à moustaches *Acrocephalus melanopogon* était plus faible sur les parcelles écobuées le plus récemment, à l'inverse du Bruant des roseaux *Emberiza schoeniclus witherbyi* qui était plus abondant sur les parcelles écobuées deux ans auparavant. L'écobuage favorise la présence d'un cortège de passereaux paludicoles nichant au sol, mais le cortège des passereaux paludicoles préférant les grands hélrophytes se reconstitue quatre ans après l'écobuage. Nos résultats montrent qu'un plan de rotation des écobuages permettant une mise au repos des parcelles pendant au moins quatre ans est favorable au maintien de l'ensemble des espèces de passereaux paludicoles du site. L'importance des effectifs des passereaux paludicoles recensés et de la population de Butor étoilé font de la conservation et de la bonne gestion du site des enjeux majeurs pour la conservation de ces espèces dans le Sud de la France et même au niveau mondial pour le Bruant des roseaux de la sous-espèce *witherbyi*.

## 2. TABLE DES MATIERES

1.	Résumé.....	3
3.	Introduction.....	5
4.	Matériel et méthodes .....	6
4.1	Site d'étude .....	6
4.2	Relevés de terrain.....	7
4.2.1	Passereaux paludicoles.....	7
4.2.2	Butor étoilé .....	7
4.3	analyse des données .....	8
4.3.1	Statistiques descriptives .....	8
4.3.2	Modèles N-mixture .....	9
4.3.3	Analyse des cortèges d'espèce de passereaux paludicoles .....	9
4.3.4	Analyse des données Butor étoilé .....	9
4.3.5	Comparaison de l'effet des modalités de gestion sur l'avifaune paludicole .....	9
5	Résultats.....	10
5.1	Résultats pour le Butor étoilé .....	11
5.2	Résultats par espèce pour les passereaux paludicoles .....	11
5.2.1	Bruant des roseaux.....	11
5.2.2	Lusciniole à moustaches .....	12
5.2.3	Locustelle luscinoïde .....	13
5.3	Analyse du cortège d'espèces de passereaux paludicoles présent .....	14
6	Discussion.....	15
6.1	Effets des écobuages sur les populations de passereaux paludicoles et du Butor étoilé.....	15
6.2	Lien fonctionnel avec la structure de la végétation et les populations d'arthropodes sur la zone d'étude ...	16
6.3	Statut sur le site et tendances des populations des espèces étudiées .....	17
6.3.1	Bruant des roseaux de la sous-espèce Witherbyi.....	17
6.3.2	Lusciniole à moustaches .....	17
6.3.3	Locustelle luscinoïde .....	18
6.3.4	Butor étoilé .....	18
7	Conclusions.....	19
8	Bibliographie .....	20

### 3. INTRODUCTION

L'écobuage est une méthode de gestion des milieux ouverts qui est largement employée à travers la planète, notamment pour ouvrir le milieu ou augmenter la ressource pastorale accessible au bétail (Métailié 1998; Moreira et al. 2003; Penman et al. 2011; Burrows et McCaw 2013; Fernandes et al. 2013). Cette méthode de gestion est utilisée dans de nombreux types d'habitats, depuis la savane herbacée d'Afrique de l'Est (Gregory, Sensenig, et Wilcove 2010), la pampa sud-américaine (Bahía et Zalba 2019), jusqu'au maquis montagnard pyrénéens (Métailié 1998; P. Pons et Clavero 2010), à la garrigue méditerranéenne (Prodon 1987; Fernandes et al. 2013) ou encore aux zones humides (Gabrey, Afton, et Wilson 2001). Le feu a un impact fort sur la faune et la flore des habitats naturels écobués, et son effet sur les communautés d'oiseaux en particulier a été largement étudié (C. Z. Woinarski et F. Recher 1997). Cependant, cet effet varie d'une étude à l'autre, en particulier en fonction du type d'habitat impacté. De nombreuses études montrent une abondance et une diversité d'espèces d'oiseaux accrue immédiatement après l'incendie, puis un rétablissement rapide au niveau précédent l'incendie (Gabrey, Afton, et Wilson 2001; Bouwman et Hoffman 2007; Gregory, Sensenig, et Wilcove 2010). A l'inverse, d'autres études indiquent une forte diminution de la diversité et de l'abondance des oiseaux, puis un retour plus ou moins rapide aux niveaux initiaux (P. Pons et Clavero 2010; Moreira et al. 2003; Pere Pons et al. 2012; Bahía et Zalba 2019). Dans les zones humides, le feu semble avoir un effet néfaste sur plusieurs passereaux paludicoles, en particulier les fauvettes (Trnka et Prokop 2006; Valkama, Lyytinen, et Koricheva 2008). Cependant, peu d'études existent sur l'impact de la gestion par écobuage sur les populations d'oiseaux dans les milieux naturels méditerranéens (Prodon 1987; Pere Pons et al. 2012) et en particulier dans les zones humides méditerranéennes.

Les marais à Marisque (ou cladiaies) sont des roselières dominées par le marisque *Cladium mariscus*, rares dans la zone côtière méditerranéenne. Ils dépendent d'une alimentation en eau douce issue des eaux souterraines. Cet habitat est bien connu au sein du site Natura 2000 FR9301596 « Marais de la vallée des Baux et marais d'Arles » où il constitue une proportion importante des marais de la Crau humide, qui bénéficient des résurgences d'eau douce de la nappe phréatique de la Crau. Ce site est connu pour sa richesse avifaunistique, et en particulier pour son importante population de butors (B. Poulin, Duborper, et Mauchamp 2005; Rabemananjara, Delannoy, et Marcolin 2013b) et pour héberger d'importantes populations de passereaux paludicoles rares localement voire nationalement comme la Locustelle luscinoïde *Locustella luscinoïdes*, la Lusciniole à moustaches *Acrocephalus melanopogon* ou encore le Bruant des roseaux *Emberiza schoeniculus* de la sous-espèce *witherbyi* (Pilard, Beck, et Mathevet 1996; KAYSER et al. 2003; 2008; Rabemananjara, Delannoy, et Marcolin 2013b). Localement, cet habitat fait l'objet d'une gestion de la végétation par écobuage sur le site des marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône (Rabemananjara, Delannoy, et Marcolin 2013b), ce qui a pour effet de réduire la biomasse produite par le marisque et ainsi « d'ouvrir » le milieu, favorisant également les repousses plus appétentes pour le bétail. Cette gestion est organisée depuis quelques années au moyen d'un plan de rotation des feux. Il existe très peu de données sur les effets des écobuages sur les cladiaies, et aucune à notre connaissance sur l'effet de ce mode de gestion sur les communautés d'oiseaux nichant dans cet habitat (voir cependant des premiers éléments d'analyse sur l'effet des écobuages sur la localisation des mâles chanteurs de Butor étoilé *Botaurus stellaris* par Poulin et al. (2005)).

L'objectif de l'étude était d'évaluer l'impact de l'écobuage sur l'avifaune nicheuse au sein des marais à marisque de Port-Saint-Louis-du-Rhône, et plus particulièrement sur le Butor étoilé et sur trois passereaux paludicoles patrimoniaux que sont la Lusciniole à moustaches, le Bruant des roseaux de la sous-espèce *witherbyi* et la Locustelle luscinoïde, ainsi que sur le cortège de passereaux paludicoles.

4.1 SITE D'ETUDE

Les marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône forment une vaste zone humide de plus de 500 hectares (5km de long sur 1km de large environ), localisée au Sud de la dépression du Vigueirat, en interface entre la plaine de la Crau à l'est, et les marais du Vigueirat et le canal du même nom à l'ouest (Rabemananjara, Delannoy, et Marcolin 2013b). Ils sont traversés du Nord au Sud par le canal dit « du colmatage ». Leur limite nord est constituée par le canal de centre Crau, et la route départementale D268 constitue leur limite sud. On les divise généralement en quatre secteurs : le marais de Tenque au nord, le marais de Bondoux et le marais du Retour au centre, et le marais du Coucou au sud (Figure 1). Ils sont constitués d'une mosaïque de zones humides, alliant les prairies humides méditerranéennes, des mares temporaires méditerranéennes, les étangs, les roselières et les marais à marisques, et font partie des marais dit des « Coustières de Crau » (Chambre d'Agriculture des Bouches du Rhône 2008). Ces derniers constituent l'habitat dominant et sont localisés dans la partie la plus centrale du site (Figure 1).

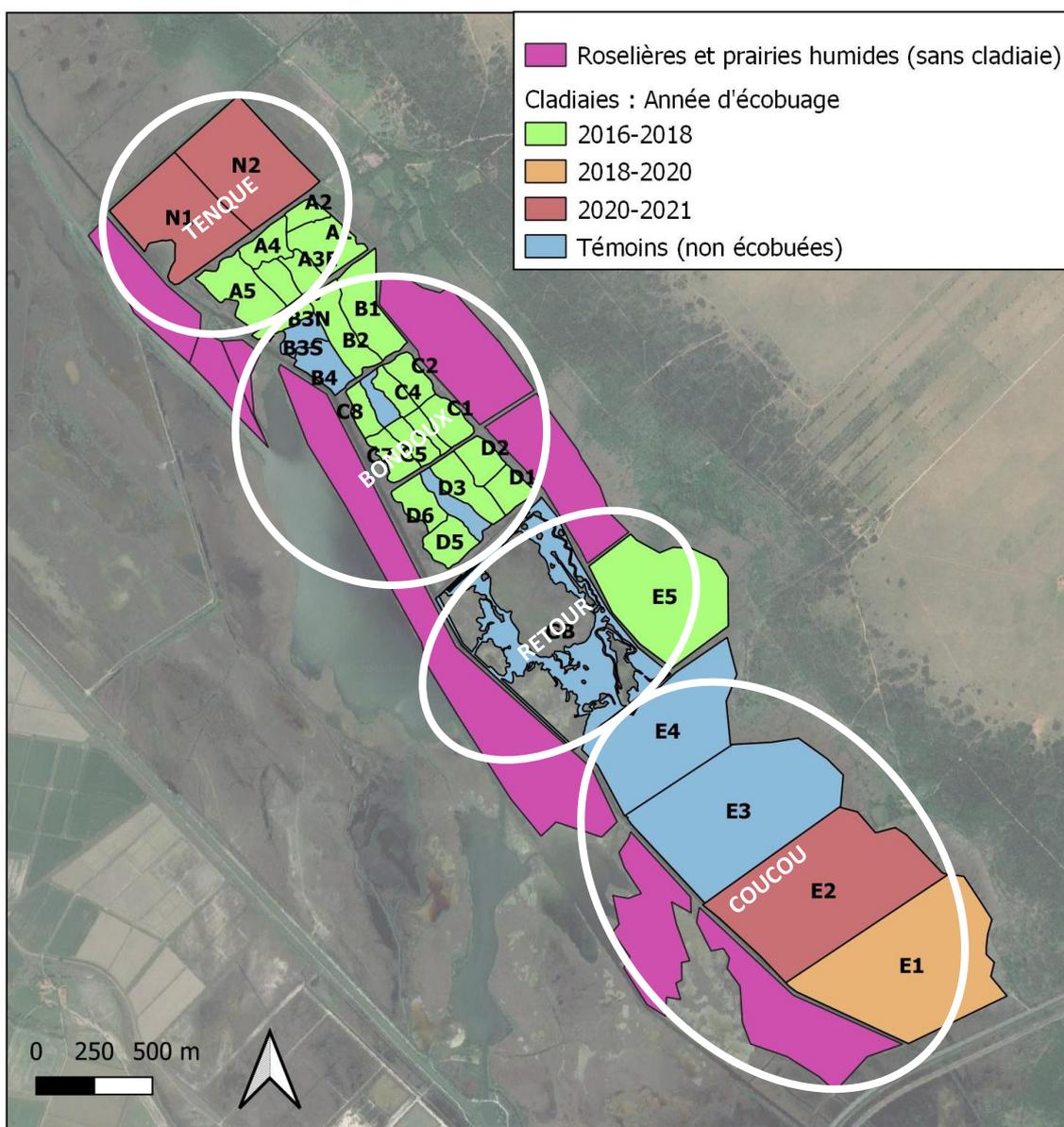


Figure 1 : Carte des différentes parcelles des marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône. Les parcelles numérotées sont celles où la cladiaie est l'habitat dominant. Les quatre secteurs du site (marais de Tenque, marais de Bondoux, marais du Retour et marais du Coucou) sont entourés en blanc.

## 4.2 RELEVÉS DE TERRAIN

### 4.2.1 PASSEREAUX PALUDICOLES

Les passereaux paludicoles du Sud de la France sont majoritairement des espèces cryptiques mais facilement localisables au chant (Poulin et al. 2000b; Martínez-Vilalta et al. 2002; Jiménez et al. 2015). La méthode des points d'écoute est idéale pour localiser les individus ayant un comportement territorial, et en particulier les mâles chanteurs, dont les places de chant sont situées à proximité des nids (Blondel 1970; B Poulin, Lefebvre, et Metrefe 2000). Les résultats des écoutes reflètent ainsi précisément la densité en sites de nidification. Du fait des différences de comportement et de dates de pic d'activité de chant entre les différentes espèces de passereaux paludicoles, il est nécessaire de noter non seulement les oiseaux chanteurs mais aussi les individus détectés à vue ayant un comportement territorial (alarme, nourrissage, etc.) (Brigitte Poulin, Lefebvre, et Pilard 2000; B Poulin, Lefebvre, et Mauchamp 2002; Martínez-Vilalta et al. 2002; Jiménez et al. 2015). De plus, il est souvent recommandé de réaliser deux passages, un précoce et un tardif, afin de pouvoir détecter de façon optimale les espèces plus tardives telles que la Locustelle luscinoïde (espèce migratrice) (Poulin et al. 2000b ; Pilard et al. 1996).

Afin de pouvoir estimer la probabilité de détecter les individus, nous avons divisé des sessions d'écoute de 10 minutes à chaque point en 5 sous-sessions de 2 minutes, ce qui permet d'appliquer la méthode dite « de Royle » et l'analyse des données par modèle « N-mixture » (Royle 2004; Peltier-Muscatelli et al. 2012; Mezier et Gallois 2018). Le choix d'une durée de 10 minutes reflète un compromis entre détection des espèces et diminution du risque de doubles comptages (Scott et Ramsey 1981; Brigitte Poulin, Lefebvre, et Pilard 2000). Les écoutes ont été menées dans les trois à quatre heures suivant le levé du jour, avec des conditions météorologiques favorables (vent inférieur à 20km/h et ciel dégagé). Chaque oiseau contacté à la vue ou au chant au cours de chaque sous-session a été localisé sur une fiche de terrain dans une classe de distance à l'observateur (0-25m / 25-50m / 50-100m / >100m) estimée par l'observateur directement sur le terrain. Le cortège de passereaux paludicoles présent au cours de chaque session d'écoute a également été noté (Annexe 1).

Nous avons placé arbitrairement 64 points d'écoute sur l'ensemble de la zone d'étude (Figure 2), en respectant un espacement minimal de 200m entre chaque point afin d'éviter les doubles comptages, et en les plaçant à au moins 100m de distance des limites du site. Du fait des conditions météorologiques et des difficultés d'accès à certaines parties du site, nous avons pu réaliser au moins 1 passage sur 49 points d'écoute entre le 9 avril et le 15 mai 2021, et un deuxième passage sur 31 d'entre eux entre le 18 mai et le 4 juin 2021.

### 4.2.2 BUTOR ÉTOILE

Un recensement de la population de butors était prévu au cours de la première quinzaine du mois de mai 2021 sur le site, réalisé par l'association des amis des marais du Vigueirat. Ainsi, aucun protocole de recensement spécifique n'a été réalisé dans le cadre de cette étude. Cependant, les butors observés ou contactés de manière auditive au cours des sessions d'écoute pour les passereaux paludicoles ont été notés systématiquement.

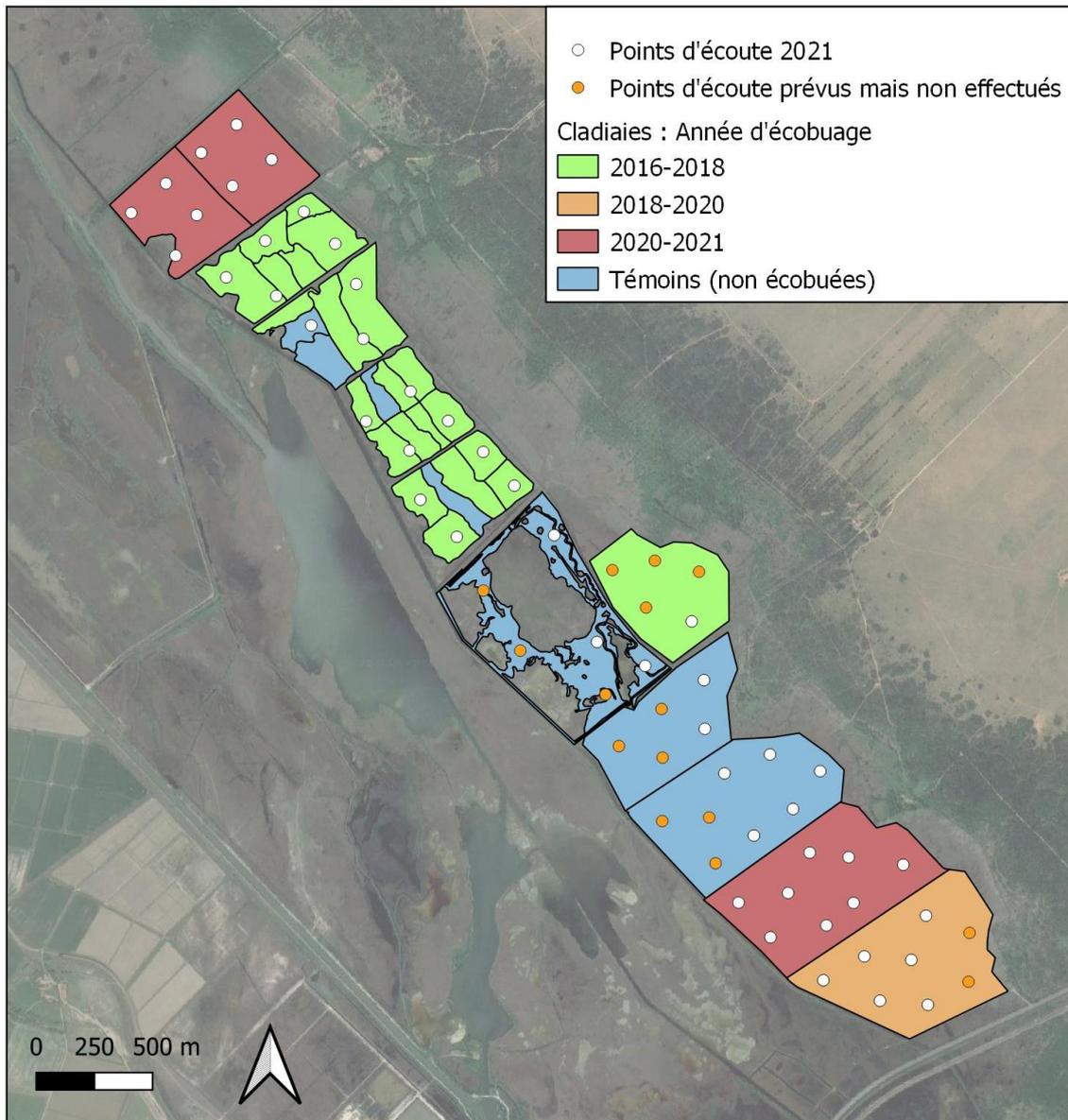


Figure 2 : Points d'écoute réalisés en 2021 sur les marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône.

#### 4.3 ANALYSE DES DONNEES

L'analyse des données a été effectuée avec le logiciel R (R Core Team 2017).

##### 4.3.1 STATISTIQUES DESCRIPTIVES

Pour l'ensemble des espèces de passereaux paludicoles, nous avons calculé le nombre moyen d'individus et le nombre moyen d'espèces observées par point d'écoute, ainsi que l'indice de Shannon par point d'écoute. Nous avons ensuite testé l'effet de l'année d'écobuage sur ces différents indices au moyen de modèles linéaires généralisés de Poisson pour les moyennes (fonction de lien log), et de modèle linéaire pour l'indice de Shannon.

---

#### 4.3.2 MODELES N-MIXTURE

Pour chacune des trois espèces de passereaux, les données de comptage par sous-session de 2 minutes ont été analysées en construisant des modèles hiérarchiques dit « N-mixture » selon la méthode de Royle avec le package *Unmarked* sous R (Fiske et Chandler 2011). Nous avons considéré une distribution des données suivant une loi de Poisson et une fonction de lien log (Bruant des roseaux), ou une loi négative binomial avec une fonction de lien log lorsque le nombre de points d'écoutes sans observation de l'espèce était important (Lusciniolle à moustaches et Locustelle luscinoïde). Seuls les individus observés dans un rayon de 100m maximum ont été conservés pour les analyses afin d'éviter les doubles comptages. Cette modélisation permet de calculer la probabilité de détecter les individus territoriaux de chaque espèce ainsi que d'obtenir une estimation non biaisée des effectifs (nombre d'individus territoriaux avec intervalle de confiance). Nous avons tout d'abord testé les effets de différentes variables sur la probabilité de détection (heure de démarrage du point d'écoute, date en jour Julien, température, force du vent, couverture nuageuse) que nous avons hiérarchisés grâce à une sélection de modèles (basée sur la valeur de l'AICc). Enfin, nous avons estimé les densités de chacune des trois espèces en fonction de l'année d'écobuage des parcelles au moyen d'un modèle avec un effet de l'année d'écobuage sur les effectifs et sans effet sur la probabilité de détection. Nous avons vérifié l'adéquation des données au modèle grâce à la fonction *Nmix.gof.test* du package *AICcmodavg* (Mazerolle 2020) pour les meilleurs modèles sur la détection et pour les modèles sur l'effet de l'année d'écobuage sur les effectifs.

Ces analyses ont été menées uniquement sur les données du premier passage car le nombre de points d'écoute réalisés lors du deuxième passage était trop faible (n=31). Pour les points d'écoute sur lesquels deux passages ont été effectués, nous avons comparé la présence des trois espèces de passereaux ciblées ainsi que leur abondance entre les deux passages, au moyen d'un test Q de Cochran et d'un test de Wilcoxon, respectivement. Nous n'avons trouvé aucune différence significative entre les deux passages pour ces trois espèces, ce qui permet de s'assurer que les résultats du premier passage sont bien représentatifs de la population du site pour les trois espèces ciblées.

---

#### 4.3.3 ANALYSE DES CORTEGES D'ESPECE DE PASSEREAUX PALUDICOLES

Nous avons étudié la composition du cortège d'espèces de passereaux paludicoles de chaque point d'écoute au moyen d'une analyse factorielle des correspondances (Benzécri 1982) et d'une analyse discriminante (Perrière, Lobry, et Thioulouse 1996). Ces analyses permettent de tester graphiquement et statistiquement si les cortèges d'espèces diffèrent en fonction de l'année d'écobuage.

---

#### 4.3.4 ANALYSE DES DONNEES BUTOR ETOILE

Les résultats des recensements de butors ainsi que les observations effectuées au cours des sessions d'écoutes ont été analysées cartographiquement sur SIG (QGIS 3.16.7).

---

#### 4.3.5 COMPARAISON DE L'EFFET DES MODALITES DE GESTION SUR L'AVIFAUNE PALUDICOLE

Nous avons produit des cartes sous logiciel SIG permettant des comparaisons visuelles pour faciliter la lecture des résultats (abondance par point d'écoute pour chacune des trois espèces, nombre de passereaux paludicoles par point, nombre d'espèces par point, cortège d'espèce par point).

## 5 RESULTATS

Nous avons effectué 344 observations de sept espèces de passereaux paludicoles au cours de 10 matinées de terrain entre le 9 avril 2021 et le 4 juin 2021. L'espèce la plus observée est le Bruant des roseaux ( $n=118$ ), suivie par la Cisticole des joncs *Cisticola juncidis* ( $n=65$ ), la Lusciniole à moustaches ( $n=56$ ), la Bergeronnette printanière *Motacilla flava* ( $n=52$ ), la Bouscarle de Cetti *Cettia cetti* ( $n=33$ ), la Locustelle luscinoïde ( $n=18$ ) et la Rousserolle effarvate *Acrocephalus scirpaceus* ( $n=2$ ). En moyenne nous avons observé 4.02 individus toutes espèces confondues et 2.59 espèces par point d'écoute lors du premier passage et 4.74 individus et 3.03 espèces au deuxième passage.

Au cours du premier passage, le nombre d'individus observés était légèrement plus important sur les points d'écoute situés sur les parcelles témoins et les plus anciennement brûlées (y-4) (Figure 3a), mais la différence n'était pas significative, ni avec les écobuages les plus récents (y) (GLM de Poisson,  $z=1.23$   $p=0.22$  /  $z=1.57$   $p=0.12$ , respectivement), ni avec les écobuages réalisés 2 ans auparavant (y-2) (GLM de Poisson,  $z=1.43$   $p=0.15$  /  $z=1.65$   $p=0.10$ , respectivement). En revanche, le nombre d'espèces observées était globalement plus bas sur les parcelles brûlées 2 ans auparavant, et la différence était significative avec celles brûlées 4 ans auparavant (Figure 3b) (GLM de Poisson,  $z=1.97$   $p<0.05$ ).

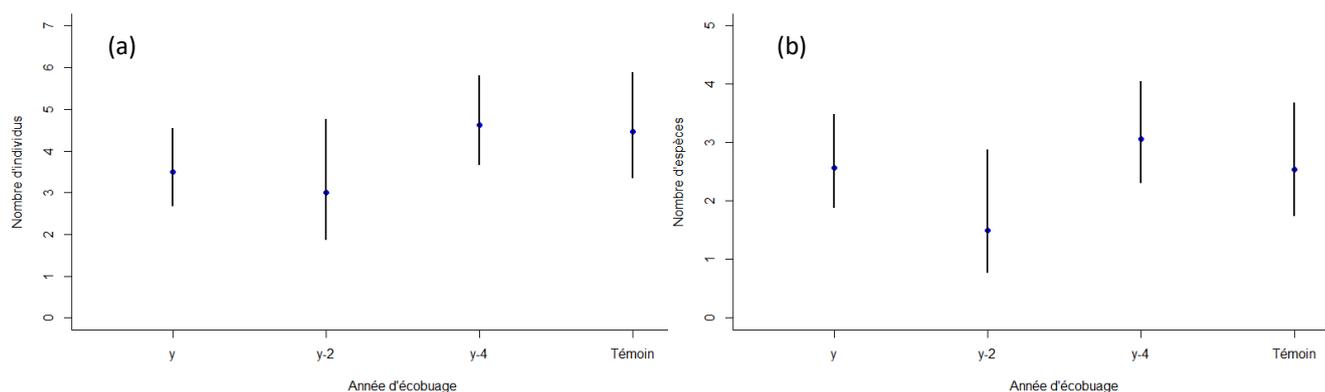


Figure 3 : Nombre moyen d'individus (a) et nombre d'espèces (b) de passereaux paludicoles observés (contacts visuels et auditifs) en fonction de l'année d'écobuage de la parcelle, sur les points d'écoute réalisés lors du premier passage sur les marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône. Les barres noires représentent l'intervalle de confiance à 95% autour de la moyenne.

La moyenne de l'indice de Shannon par point d'écoute était significativement plus faible pour les points réalisés dans les parcelles brûlées il y a 2 ans par rapport à toutes les autres années d'écobuage (Figure 4) ( $F_{3,45}=8.292$ ,  $p<0.01$ ).

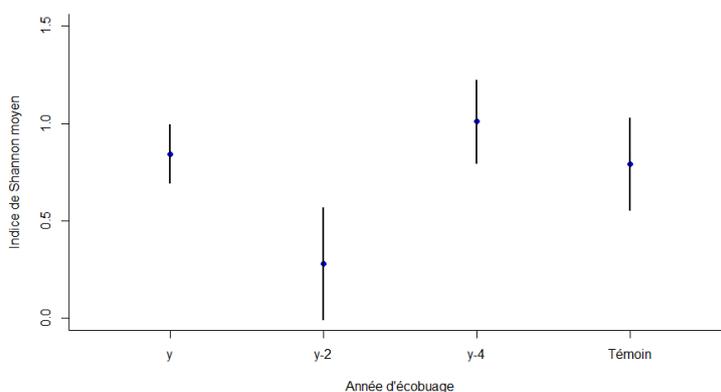


Figure 4 : Moyenne de l'indice de Shannon par point d'écoute, en fonction de l'année d'écobuage de la parcelle, pour les passereaux paludicoles observés (contacts visuels et auditifs) lors du premier passage sur les marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône. Les barres noires représentent l'intervalle de confiance à 95% autour de la moyenne.

La répartition spatiale des abondances spécifiques et de l'abondance totale de passereaux paludicoles sur la zone d'étude sont présentées en Annexes 2 et 3. Ces cartes montrent globalement une abondance et une diversité plus fortes au centre de la zone d'étude (Marais de Bondoux et marais du Retour) que sur les secteurs Nord et Sud.

## 5.1 RESULTATS POUR LE BUTOR ETOILE

Nous avons effectué 11 observations de Butor étoilé au cours des sessions d'écoute. En revanche, les prospections effectuées par les Amis des Marais du Vigueirat n'ont pas permis de contacter des Butors étoilés sur le site en 2021. La répartition spatiale des observations de Butors étoilés sur la zone d'étude est présentée en Annexe 4. Cette carte montre que les observations de cette espèce sont globalement réparties sur l'ensemble de la zone d'étude. Il est important de noter que, contrairement aux passereaux, les contacts auditifs des butors n'ont pas été spatialisés et seule la localisation du point d'écoute au moment du contact a été notée pendant la phase de terrain. Du fait de la longue portée du chant du butor et de la taille du domaine vital des mâles (entre 10 et 20 hectares au Royaume-Uni, Gilbert, Tyler, et Smith 2005), il est probable que les contacts auditifs effectués sur des points d'écoute adjacents correspondent à un seul individu chanteur. Ainsi, de manière conservative, on peut estimer qu'au moins 5 butors chanteurs étaient présents sur la zone d'étude en 2021 (un sur le marais de Tenque, un sur le marais de Bondoux, deux à la limite entre le marais du Retour et le marais du Coucou, et un au Sud du marais du Coucou).

## 5.2 RESULTATS PAR ESPECE POUR LES PASSEREAUX PALUDICOLES

### 5.2.1 BRUANT DES ROSEAUX

La répartition spatiale des observations de Bruants des roseaux sur la zone d'étude est présentée en Annexe 5. Cette carte montre que les observations de cette espèce sont réparties de façon relativement homogène sur l'ensemble de la zone d'étude.

Le meilleur modèle sur la détection est celui considérant l'effet de la force du vent (Tableau 1). Cette variable a eu un effet négatif sur la détection des Bruants des roseaux au cours de notre étude (Figure 5). A partir de ce modèle, on estime une densité de 0.66 individu territorial par hectare (intervalle à 95% [0.52-0.83]) et une population moyenne de 101 [83-154] individus territoriaux (mâles chanteurs ou ayant un comportement territorial) sur l'ensemble des points d'écoute réalisés (49 points de 100m de rayon, soit 154 hectares). En extrapolant sur l'ensemble des cladaies de la zone d'étude (293.10 hectares) on obtient une population estimée à 192 [158-293] individus territoriaux sur la zone d'étude.

**Tableau 1 :** Sélection de modèles sur la probabilité de détection du Bruant des roseaux au sein des Marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône, basée sur l'AICc. N par : nombre de paramètres du modèle. AICc : score d'AICc. Delta AICc : différence entre l'AICc du modèle et l'AICc du meilleur modèle.

Variables du modèle	N par	AICc	Delta AICc
<b>vent</b>	<b>3</b>	<b>541.02</b>	<b>0</b>
température	3	544.63	3.61
<i>modèle nul</i>	2	544.98	3.96
couverture nuageuse	3	547.11	6.09
heure	3	547.2	6.18
date	3	547.25	6.23
heure <sup>2</sup>	4	549.33	8.31
date <sup>2</sup>	4	580.55	39.53

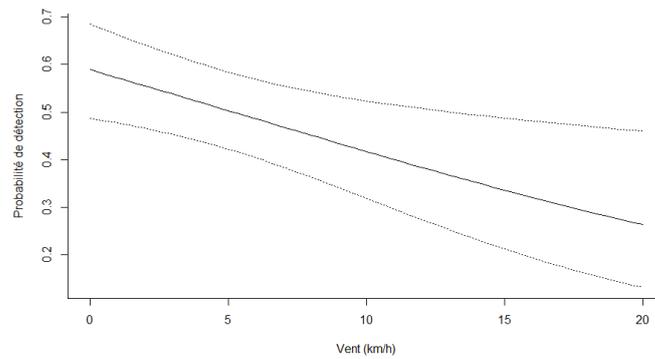


Figure 5 : Effet de la force du vent sur la probabilité de détection du Bruant des roseaux lors des points d'écoute réalisés au sein des marais des Port-Saint-Louis-du-Rhône. Les lignes en pointillés représentent les bornes de l'intervalle de confiance à 95% autour de la droite de régression.

La densité de Bruants des roseaux (nombre d'individus territoriaux par hectare) est significativement plus élevée au sein des points d'écoute réalisés dans les parcelles brûlées il y a deux ans (y-2) ( $z=2.02$ ,  $p<0.05$ ). Il n'y a pas de différence de densité entre les trois autres catégories de parcelles (Figure 6).

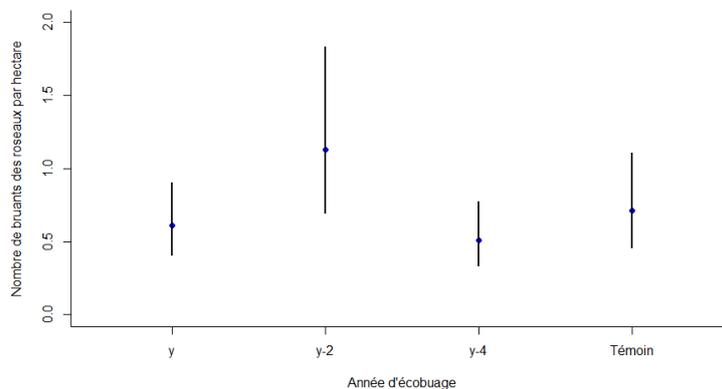


Figure 6 : Estimation du nombre de bruants des roseaux par hectare et par année d'écobuage sur les points d'écoute réalisés lors du premier passage sur les marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône. Les barres noires représentent l'intervalle de confiance à 95% autour de l'estimation.

### 5.2.2 LUSCINIOLE A MOUSTACHES

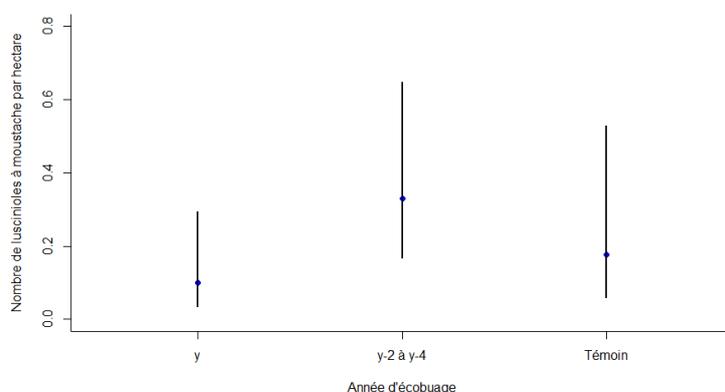
La répartition spatiale des observations de Luscinioles à moustaches sur la zone d'étude est présentée en Annexe 6. Cette carte montre que l'ensemble de nos observations de cette espèce ont été faites dans les parties Nord et centrale de la zone d'étude (marais de Tenque, du Bondoux et du Retour).

Le meilleur modèle sur la détection est le modèle nul (Tableau 2). Ainsi, aucune des variables mesurées n'a eu d'effet significatif sur la détection des Luscinioles à moustaches au cours de notre étude. A partir de ce modèle, on estime une densité de 0.22 individu territorial par hectare [0.13-0.38] et une population moyenne de 34 [33-40] individus territoriaux (mâles chanteurs ou ayant un comportement territorial) sur l'ensemble des points d'écoute réalisés. En extrapolant sur l'ensemble de la zone d'étude on obtient une population estimée à 65 [62-76] individus territoriaux sur la zone d'étude.

**Tableau 2 :** Sélection de modèles sur la probabilité de détection de la Lusciniole à moustaches au sein des Marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône, basée sur l’AICc. N par : nombre de paramètres du modèle. AICc : score d’AICc. Delta AICc : différence entre l’AICc du modèle et l’AICc du meilleur modèle.

Variables du modèle	K	AICc	Delta_AICc
<b>modèle nul</b>	<b>3</b>	<b>248.47</b>	<b>0</b>
couverture nuageuse	4	250.39	1.92
heure	4	250.4	1.93
température	4	250.48	2.01
vent	4	250.61	2.14
date	4	250.84	2.37
heure <sup>2</sup>	5	252.96	4.48
date <sup>2</sup>	5	258.73	10.26

Du fait de problèmes de convergence de la modélisation, nous avons regroupé les années d’écobuage en trois catégories au lieu de quatre (écobué année y, écobué entre deux et quatre ans auparavant, témoin). La densité de Luscinioles à moustaches (nombre d’individus territoriaux par hectare) est légèrement plus faible au sein des points d’écoute réalisés dans les parcelles brûlées au cours de l’année (y) par rapport aux parcelles brûlées entre 2 et 4 ans auparavant mais la différence n’est pas significative ( $z=1.84, p=0.07$ ) (Figure 7).



*Figure 7 : Estimation du nombre de Luscinioles à moustaches par hectare et par année d’écobuage sur les points d’écoute réalisés lors du premier passage sur les marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône. Les barres noires représentent l’intervalle de confiance à 95% autour de l’estimation.*

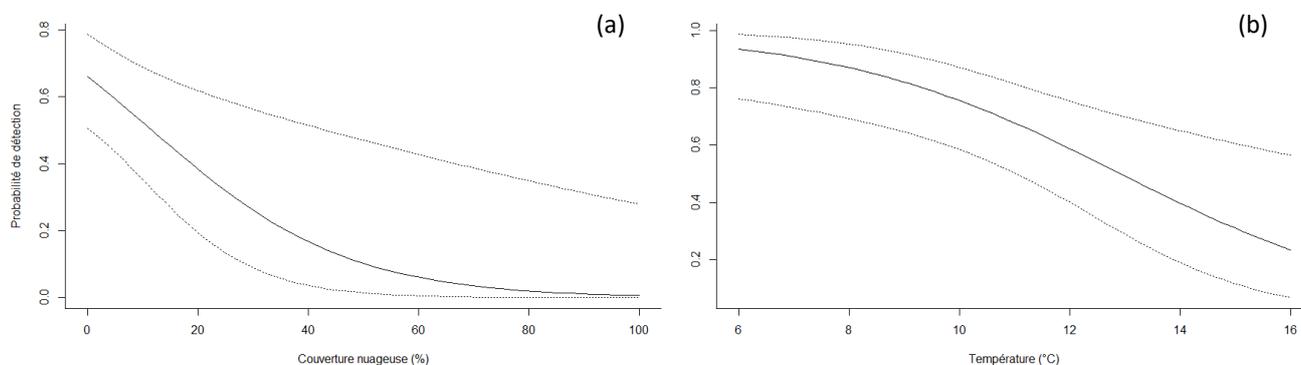
### 5.2.3 LOCUSTELLE LUSCINOÏDE

La répartition spatiale des observations de Locustelles luscinoïdes sur la zone d’étude est présentée en Annexe 7. Cette carte montre que les observations de cette espèce ont été réalisées quasi exclusivement au sein du marais de Bondoux.

Le meilleur modèle sur la détection est celui considérant l’effet de la température (Tableau 3). Cette variable a eu un effet négatif sur la détection des Locustelles luscinoïdes au cours de notre étude. A noter que la couverture nuageuse a également eu un effet négatif sur la détection (Figure 8). A partir du meilleur modèle, on estime une densité de 0.09 individu territorial par hectare [0.04-0.19] et une population moyenne de 14 [12-26] individus territoriaux (mâles chanteurs ou ayant un comportement territorial) sur l’ensemble des points d’écoute réalisés. En extrapolant sur l’ensemble de la zone d’étude on obtient une population estimée à 26 [22-50] individus territoriaux sur la zone d’étude.

**Tableau 3 :** Sélection de modèles sur la probabilité de détection de la Locustelle luscinoïde au sein des Marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône, basée sur l’AICc. N par : nombre de paramètres du modèle. AICc : score d’AICc. Delta AICc : différence entre l’AICc du modèle et l’AICc du meilleur modèle.

Variabiles du modèle	K	AICc	Delta_AICc
<b>température</b>	<b>4</b>	<b>126.38</b>	<b>0</b>
couverture nuageuse	4	128.79	2.41
modèle nul	3	135.52	9.14
vent	4	135.55	9.17



*Figure 8 : Effets de la température (a) et de la couverture nuageuse (b) sur la probabilité de détection de la Locustelle luscinoïde lors des points d’écoute réalisés au sein des marais des Port-Saint-Louis-du-Rhône. Les lignes en pointillés représentent les bornes de l’intervalle de confiance à 95% autour de la droite de régression.*

Le faible nombre d’observations de locustelles n’a pas permis d’étudier l’effet de l’année d’écobuage des parcelles sur la densité de l’espèce, les modèles construits ne convergeant pas.

### 5.3 ANALYSE DU CORTEGE D’ESPECES DE PASSEREAUX PALUDICOLES PRESENT

La répartition spatiale des cortèges d’espèces sur la zone d’étude est présentée en Annexe 8. Cette carte montre globalement une division Nord-Sud avec la présence de la Lusciniole à moustaches, de la Bouscarle de Cetti et de la Locustelle Luscinoïde au Nord de la zone et leur absence au Sud.

L’AFC et le dendrogramme de Ward sur les observations du premier passage montrent que les espèces de passereaux paludicoles s’associent globalement en deux groupes distincts sur les points d’écoute réalisés (Figure 9a) : un groupe réunissant le Bruant des roseaux, la Cisticole des joncs et la Bergeronnette printanière que l’on retrouve sur tous les types de parcelles, et un second groupe réunissant la Locustelle luscinoïde, la Lusciniole à moustaches et la Bouscarle de Cetti que l’on retrouve presque uniquement sur les parcelles brûlées il y a 4 ans.

L’analyse discriminante montre globalement une distinction en composition d’espèce entre les points d’écoute réalisés dans les parcelles brûlées il y a 4 ans et le reste des placettes, mais avec des points sur les parcelles témoins situés entre ceux situés sur les parcelles brûlées il y a deux ans ou moins et celles brûlées il y a 4 ans, de droite à gauche sur l’axe 1 de l’analyse factorielle des correspondances (test de Monte-Carlo, valeur attendue : 0.06, valeur observée : 0.17,  $p < 0.01$ ) (Figure 9b).

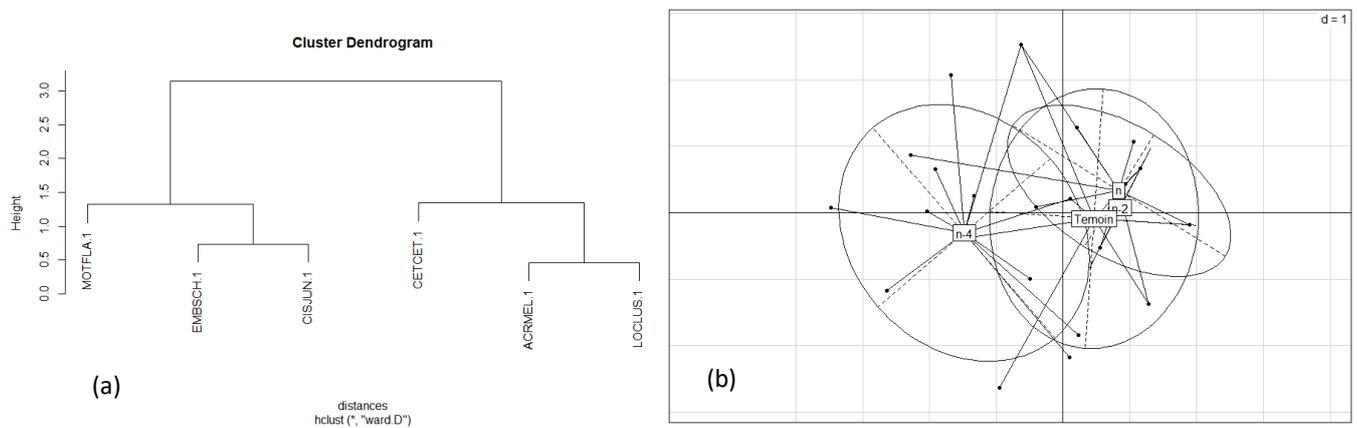


Figure 9 : Dendrogramme de Ward (a) et représentation des distances interlignes des observations groupées par année d'écobuage (b) obtenus à partir de l'analyse factorielle des correspondances sur les espèces observées lors des points d'écoute réalisés sur les marais de Port—Saint-Lois-du-Rhône entre le 9 avril et le 15 mai 2021.

## 6 DISCUSSION

### 6.1 EFFETS DES ECOBUAGES SUR LES POPULATIONS DE PASSEREAUX PALUDICOLES ET DU BUTOR ETOILE

Notre étude montre globalement une plus faible diversité et une abondance légèrement plus faible (tendance non significative) des passereaux paludicoles sur les parcelles écobuées les plus récemment (2020 et 2018) par rapport aux parcelles témoins et aux parcelles écobuées depuis quatre ans. En particulier, les parcelles écobuées en 2018 sont celles avec le plus faible indice de diversité (Indice de Shannon) pour les passereaux paludicoles. Cette chute de diversité notamment par rapport aux parcelles écobuées l'année précédente, pourrait s'expliquer par la fidélité des passereaux paludicoles nicheurs à leur ancien territoire de reproduction (Newton 2007; Vadasz et al. 2008; Musilová et al. 2011, à l'exception de la Locustelle luscinoïde : Aebischer et al. 1996) : les oiseaux s'étant reproduits l'année précédente sur ces parcelles écobuées sont en effet susceptibles d'y revenir en début de saison de reproduction et de tenter de s'y reproduire. Cependant, l'habitat n'étant plus favorable à la nidification du fait de l'écobuage, la reproduction y serait alors impossible ou vouée à l'échec. Ce constat pourrait les encourager à se reporter sur d'autres parcelles et donc expliquer la plus faible diversité et la plus faible abondance constatée sur les sites écobués deux ans plus tard. Au bout de 3 ou 4 ans, nous n'observons plus de différence de diversité entre les parcelles témoins et les parcelles écobuées : ce résultat suggère que les populations de passereaux paludicoles peuvent se reconstituer au bout de 4 ans après un écobuage et que l'habitat y est alors à nouveau favorable à la nidification. Il serait utile de vérifier ces hypothèses par un suivi individuel des passereaux nicheurs, au moyen par exemple du protocole de baguage des oiseaux STOC Capture du Museum National d'Histoire Naturelle ([www.crbpo.mnhn.fr](http://www.crbpo.mnhn.fr)).

Les cortèges d'espèces de passereaux paludicoles observés sur les points d'écoute sont globalement divisés en deux groupes présentant des écologies très différentes : un premier groupe [A] est constitué d'espèces nichant au sol et pouvant se reproduire dans des habitats assez variés (Bruant des roseaux, Cisticole des joncs, Bergeronnette printanière) (Cramp et Perrins 1994) et un second groupe [B] est constitué d'espèces plus strictement inféodées aux roselières et nichant plus en hauteur dans la végétation (Bouscarle de Cetti, Lusciniolle à moustaches, Locustelle luscinoïde) (Cramp et Perrins 1992a; 1992c; 1992b). Ces cortèges sont également structurés spatialement, avec le groupe [A] représenté sur presque toutes les parcelles mais dominant sur les parcelles écobuées le plus récemment, et un groupe [B] présent quasi-exclusivement sur les parcelles écobuées il y a 4 ans et dans une moindre mesure sur les parcelles témoins. L'écobuage favorise ainsi l'établissement du cortège [A] alors que le vieillissement de la cladiaie favoriserait le cortège [B]. La poursuite de la mise en œuvre du plan de rotation de l'écobuage, conservant certaines parcelles sans écobuage et permettant l'existence d'une mosaïque de milieux en termes d'âge de la cladiaie après écobuage, serait probablement favorable au maintien de cette diversité.

Concernant les espèces étudiées, la Lusciniolle à moustaches répond globalement négativement à l'écobuage : sa densité est la plus faible sur les parcelles écobuées l'année précédente. Nos résultats rejoignent les résultats des recensements de 2013 (Rabemananjara, Delannoy, et Marcolin 2013b; 2013a) qui montrent que l'espèce était quasi

absente des marais de Bondoux qui avaient été écobués en 2012. Ce constat pourrait être lié à la structure de la végétation : la lusciniole construit son nid assez haut dans la végétation (Cramp et Perrins 1992a), les marisques sont plus petits et moins denses (absence de matière sèche) suite à l'écobuage, ce qui pourrait donc moins lui convenir pour construire son nid. A noter que nous n'avons pas pu estimer la densité de luscinioles sur les parcelles écobuées il y a deux ans car aucune n'a été observée sur la seule parcelle concernée en 2021. Notons également que la réponse du cortège de passereaux paludicoles pris dans son ensemble est similaire à celle de la lusciniole.

Le Bruant des roseaux répond pour sa part de manière différente : il est présent partout quelque soit l'année d'écobuage de la parcelle, et la densité d'individus territoriaux est la plus importante sur les parcelles écobuées il y a deux ans. Le Bruant des roseaux niche au sol (Cramp et Perrins 1994; B. Poulin 2009) et l'ouverture du milieu par le feu pourrait lui être favorable, par exemple en multipliant les sites de nidification disponibles et accessibles, augmentant ainsi la densité de couples localement. Cette diversité de structure de l'habitat pourrait également être favorable à son alimentation (Cramp et Perrins 1994; Atienza 2006; Vera et al. 2014; Arcos, Vera, et Belda 2018).

Nous n'avons pas pu étudier l'effet de l'écobuage sur la Locustelle luscinioïde, du fait du faible nombre d'observations. Cependant, on peut constater spatialement que l'ensemble des couples est présent sur un secteur qui n'a pas été écobué depuis 3 ou 4 ans, sur le marais de Bondoux. En 2013, la Locustelle y était d'ailleurs quasiment absente alors que ce secteur avait été écobué en 2012. Aucun territoire n'a été identifié sur les secteurs écobués plus récemment. Ceci pourrait indiquer une grande sensibilité de l'espèce à l'écobuage. Cependant, la forte mobilité des couples nicheurs d'une année à l'autre chez cette espèce (Aebischer et al. 1996) pourrait lui permettre de se reporter sur d'autres sites en cas d'écobuage. Notons également que l'espèce était très peu présente sur les secteurs témoins, ce qui pourrait indiquer qu'une cladiaie trop vieille ne lui conviendrait pas non plus.

Une étude précédente a suggéré que le Butor étoilé pourrait répondre favorablement à l'écobuage, avec une densité plus forte sur les secteurs brûlés sur la zone d'étude (B. Poulin, Duborper, et Mauchamp 2005). Nos résultats ne nous permettent pas de tester cette hypothèse du fait du faible nombre d'observations effectuées. Les différents individus contactés en 2021 étaient présents aussi bien sur des secteurs écobués récemment que sur des secteurs écobués plus anciennement ou que sur des secteurs témoins.

## 6.2 LIEN FONCTIONNEL AVEC LA STRUCTURE DE LA VEGETATION ET LES POPULATIONS D'ARTHROPODES SUR LA ZONE D'ETUDE

Les résultats des deux études menées en parallèle à la nôtre sur la végétation (Fontes et Jarrod 2021) et sur les arthropodes (lorio 2021) sur la zone d'étude permettent de faire de nouvelles hypothèses pour expliquer nos résultats. D'après Fontes (2021), il apparaît que l'écobuage n'influe pas sur la richesse floristique mais qu'il agit fortement sur la structure de la cladiaie. Celui-ci serait plus bas après l'écobuage avec peu de végétation sèche en proportion, et retrouverait la hauteur et la proportion de végétation sèche des parcelles non-écobuées au bout de quatre ans. Cette différence de structure et son évolution corrèlent parfaitement avec nos observations d'un cortège d'espèces nichant au sol immédiatement après les écobuages, et d'un cortège nichant plus en hauteur et dans les roselières à partir de quatre années après l'écobuage. De plus, lorio (2021) montre que les écobuages ne sont pas totalement néfastes pour les populations d'arthropodes : au contraire, il note une plus grande diversité et une plus grande abondance d'araignées dans les parcelles les plus récemment écobuées. Ceci confirme que ces parcelles sont favorables à l'alimentation des passereaux paludicoles, et pourraient donc permettre le succès de nidification des espèces pouvant s'adapter à une végétation plus basse, comme le Bruant des roseaux. Le croisement de ces résultats fait donc ressortir l'hypothèse que c'est l'effet des écobuages sur la structure de la végétation plutôt que sur la ressource alimentaire qui structure les populations de passereaux paludicoles sur la zone d'étude. L'écobuage apparaîtrait alors comme un outil de gestion très prégnant, et particulièrement impactant pour les passereaux paludicoles associés aux grands héliophytes et nichant en hauteur dans la végétation sèche telles que la Lusciniole à moustaches et la Locustelle luscinioïde, mais très favorable pour le Bruant des roseaux et les espèces nichant au sol.

### 6.3.1 BRUANT DES ROSEAUX DE LA SOUS-ESPECE WITHERBYI

Le Bruant des roseaux est le passereau paludicole le plus observé et probablement le plus abondant sur la zone d'étude. De plus, il est bien présent sur l'ensemble du site et sur tous les types de parcelles. Même si nous n'en avons pas la certitude absolue du fait de la difficulté de l'observation des critères d'identification lors du protocole utilisé, il s'agit ici très probablement d'après les connaissances de terrain et d'après la littérature (Rabemananjara, Delannoy, et Marcolin 2013b) de la sous-espèce *witherbyi*, seule sous-espèce supposée nicher sur le littoral méditerranéen français. De plus, au moins un individu a été identifié formellement comme appartenant à cette sous-espèce lors des prospections de terrain, du fait de son large bec, ce qui semble confirmer cette hypothèse.

L'espèce se reproduit avec certitude sur le site car nous avons effectué de nombreuses observations de nourrissage de jeunes lors du deuxième passage de nos prospections de terrain. Il est difficile d'extrapoler le nombre d'individus estimés en nombre de couples car même si la majorité des observations concernent des mâles chanteurs, certains comportements ont pu être mal interprétés et des individus considérés comme territoriaux ont pu ne pas se reproduire (Atienza 2006; Arcos, Vera, et Belda 2018). Cependant, vu la répartition très homogène de l'espèce sur le site et même en estimant de façon très conservative un couple pour deux individus territoriaux estimés, on obtient une estimation minimale d'une centaine de couples reproducteurs sur la zone d'étude. Cette estimation ainsi que notre estimation de densité sont supérieures à celle obtenue en 2013 (0.28 à 0.35 mâles chanteurs par hectare et un total de 50 à 61 mâles) ce qui indique que la population est toujours très importante sur le site. Cependant, les méthodes de recensement de 2013 étant très différentes de la nôtre et ne prenant pas en compte la probabilité de détection de l'espèce, les effectifs ne sont pas directement comparables. Comme en 2013, nous observons toutefois une répartition des territoires sur l'ensemble de la zone d'étude.

Les populations française et mondiale de la sous-espèce, présente uniquement en Espagne et dans le Sud de la France, ne sont pas connues. Cependant, en Espagne, le recensement 2015 ne donnait que 144 à 158 couples (Arcos, Vera, et Belda 2018). Avec au moins 100 couples reproducteurs, le site des marais des Port-Saint-Louis-du-Rhône constitue sans doute le site la plus importante population de l'espèce dans le Sud de la France et peut-être même dans le monde. La gestion conservatoire de ce site pour la préservation de cette population est donc un enjeu majeur. Il est probable que le succès de l'espèce sur le site soit fortement associé à la présence du marisque (B. Poulin 2009; Alambiaga et al. 2021). La recherche de cette sous-espèce et l'estimation non-biaisée de ses effectifs sur les autres marais à marisque du site Natura 2000 des 3 marais serait à mener de façon prioritaire afin de pouvoir vérifier cette hypothèse et connaître la taille totale de la population sur l'ensemble des marais de la Coustière de Crau.

### 6.3.2 LUSCINIOLE A MOUSTACHES

La Lusciniole à moustaches est globalement abondante sur le site, mais ses effectifs sont uniquement localisés dans la partie Nord de la zone d'étude, constituée par les marais de chasse (Marais de Tenque, Bondoux et du Retour). La presque totalité de la zone des marais de chasse avait été brûlée en 2011 et 2012 (Rabemananjara, Delannoy, et Marcolin 2013b). Il est probable que l'espèce ait pu se reproduire sur des secteurs adjacents non-brûlés et recoloniser ensuite rapidement les marais de chasse. A noter à ce titre, que des individus ont été observés dans des îlots de végétation préservés (non brûlés) dans une parcelle écobuée au Nord de la zone d'étude (Parcelle N1). La forte densité de l'espèce sur les marais de chasse indique dans tous les cas une bonne capacité de résilience à l'écobuage.

Nos estimations d'effectifs ainsi que notre estimation de densité sont supérieures à celle obtenue en 2013 (0.16 à 0.22 mâles chanteurs par hectare et un total de 29 à 38 mâles) ce qui indique que la population est toujours très importante sur le site. Comme en 2013, nous observons une répartition des territoires sur l'ensemble de la zone d'étude.

La population importante de luscinioles sur le site, présente uniquement sur les marais de Tenque, Bondoux et du Retour, confirme que les marais à marisque sont des habitats importants pour la conservation de l'espèce dans le Sud de la France.

---

### 6.3.3 LOCUSTELLE LUSCINOÏDE

Les observations de locustelles ont été globalement peu nombreuses au cours de l'étude, et centrées sur le Marais de Bondoux, dans la moitié Nord de la zone d'étude. Pilard et al. (1996) font mention de plus de 50 couples sur les marais de Crau à la fin du XX<sup>ème</sup> siècle, dont 23 couples sur la zone d'étude. En 2013, les recensements effectués sur le site ont permis de dénombrer entre 17 et 19 mâles chanteurs sur la zone d'étude (Rabemananjara, Delannoy, et Marcolin 2013a). Ces chiffres sont donc cohérents avec nos estimations de 26 couples reproducteurs sur la zone d'étude. Cependant, la carte des observations de 1996 montre que la majorité des couples observés sur la zone d'étude à l'époque étaient cantonnés le long du canal de colmatage. Or nous n'avons prospecté que partiellement ce canal en 2021 (cf. Figure 2). De plus, Pilard et al. (1996) indiquent qu'ils ont limité leurs prospections aux digues existantes. Aux vues de notre connaissance du terrain, et du fait que nous avons trouvé de nombreux mâles chanteurs à plusieurs centaines de mètres au Nord du canal, il nous semble probable que les prospections de 1996 n'aient pas été exhaustives sur le secteur que nous avons couvert dans la présente étude. Il nous semble ainsi probable que la population nicheuse en 1996 ait été sous-estimée. Concernant le recensement de 2013, celui-ci a suivi une méthodologie proche de celle de 1996 (Rabemananjara, Delannoy, et Marcolin 2013a). Il serait donc hasardeux de conclure à la stabilité de la population sur le site au cours des 25 dernières années.

Par ailleurs, des différences importantes apparaissent en termes de répartition des effectifs par rapport à l'étude de 1996 (cf. carte reproduite en Annexe 9). En particulier, aucun des 10 mâles chanteurs observés sur les parcelles N1 et N2 au marais de Tenque en 1996 ou des 6 observés sur le même secteur en 2013 n'a été observé en 2021. Cette disparition locale pourrait être liée au fait que ces parcelles ont été écobuées en 2020 et que l'espèce est sans doute assez sensible à ces écobuages, au moins à court terme (Pilard, Beck, et Mathevet 1996). A noter toutefois qu'un individu non chanteur a été contacté sur ces parcelles dans un patch de végétation non brûlé lors du deuxième passage de nos prospections de terrain 2021. Il est également intéressant de noter que l'essentiel des mâles chanteurs localisés en 2013 l'ont été dans le marais du Retour, alors que nous n'y avons trouvé aucun mâle en 2021. Ces observations corroborent la forte capacité de dispersion interannuelle des couples nicheurs chez cette espèce (Aebischer et al. 1996), et pourraient indiquer que l'absence de couples reproducteurs sur les parcelles précédemment citées en 2021 est temporaire et que la zone pourrait être rapidement recolonisée au cours des années futures. Cette hypothèse est confortée par le fait que l'ensemble des zones de présence de l'espèce identifiées en 2021 avait été écobuée entre 2011 et 2012, ce qui prouve la capacité de recolonisation de l'espèce après écobuage.

Quoi qu'il en soit, la zone d'étude constitue toujours l'un des seuls sites de reproduction de l'espèce sur le bassin méditerranéen français (Pilard, Beck, et Mathevet 1996; Massez et Paulus 2009), ce qui fait donc de la gestion et de la conservation du site en faveur de l'espèce un enjeu de conservation considérable.

---

### 6.3.4 BUTOR ETOILE

Au moins cinq butors chanteurs ont été contactés au cours de notre étude en 2021, répartis sur l'ensemble de la zone d'étude. Cependant, aucun individu n'a été contacté lors des prospections spécifiques organisées par les Amis des Marais du Vigueirat. Il est possible que l'absence de contacts lors de ces prospections spécifiques réalisées au cours de la première quinzaine de mai 2021 soient liées aux fortes précipitations ayant eu lieu à la fin avril et au début du mois de mai, qui ont pu perturber et réduire l'activité des mâles du fait de la hausse rapide des niveaux d'eau. Cependant, nos observations ont été réalisées avant et après ces épisodes météorologiques, ce qui confirme bien la présence et l'activité de plusieurs mâles tout au long de la période de reproduction 2021.

Ce site est historiquement très important pour l'espèce avec jusqu'à 15 mâles chanteurs différents contactés en 2005 (B. Poulin, Duborper, et Mauchamp 2005) et en 2013 (Rabemananjara, Delannoy, et Marcolin 2013a). Avec 5 mâles chanteurs contactés en 2021, il semblerait donc que cette population soit en forte baisse (-66%). Cependant, la différence de méthodologie entre notre étude et le protocole d'écoute spécifique mené pour le Butor Etoilé, protocole qui permet notamment de couvrir toute une zone au cours d'une même nuit et donc de réduire les risques de doubles comptages (Lefebvre et Poulin 2003), ne permet pas de certifier cette baisse de façon catégorique. Il conviendrait de confirmer cette baisse en analysant les résultats des écoutes spécifiques des années précédentes et en reconduisant des écoutes spécifiques en 2022, en espérant des conditions météorologiques plus clémentes.

Notre étude montre que les écobuages ont bien un effet significatif sur les passereaux paludicoles nicheurs sur le site des marais de Port-Saint-Louis du Rhône. Les cortèges d'espèces diffèrent sensiblement entre les parcelles récemment écobuées et les plus anciennes, et l'abondance de passereaux et la diversité spécifique tendent à augmenter avec l'ancienneté des écobuages. En particulier, la diversité spécifique est significativement plus basse deux ans après les écobuages. Cependant, les espèces présentes sur la zone d'étude réagissent différemment aux écobuages : ceux-ci favorisent sensiblement le Bruant des roseaux. Au contraire, la Lusciniole à moustaches ne niche que sur les parcelles témoins ou écobuées depuis plus de trois ans, tout comme la Locustelle luscinoïde. Ces réponses contrastées à l'écobuage sont probablement liées à l'écologie des espèces présentes, puisqu'on observe un cortège d'espèces nichant au sol largement dominant sur les parcelles écobuées, alors que les parcelles les plus anciennement brûlées accueillent l'essentiel des individus des espèces inféodées aux roselières et qui nichent plus haut dans la végétation. Ce second cortège semble capable de recoloniser les parcelles écobuées quatre ans après l'écobuage. Il apparaît donc que l'écobuage différencié temporellement et spatialement sur la zone d'étude permet globalement la nidification de deux types de cortèges de passereaux paludicoles. Une durée d'au minimum quatre années entre deux écobuages d'une même parcelle apparaît également comme nécessaire pour permettre à l'ensemble du cortège de passereaux paludicoles de se reconstituer. La conservation d'une proportion significative du site avec une ancienneté d'écobuage supérieure à quatre années est également à rechercher afin de permettre le maintien de populations importantes pour la Lusciniole à moustaches et la Locustelle luscinoïde.

Par ailleurs, notre étude permet de dresser un état des lieux contrasté de l'état des populations des quatre espèces d'oiseaux ciblées sur les marais à marisque de la zone d'étude. Le Bruant des roseaux sous-espèce *witherbyi* apparaît comme le passereau paludicole le plus abondant et est bien présent sur l'ensemble du site. La Lusciniole à moustaches est également abondante, mais les couples nicheurs sont localisés uniquement sur la moitié Nord du site. La Locustelle luscinoïde est plus rare et ne semble nicher que sur quelques parcelles du marais de Bondoux. Enfin, le Butor étoilé, bien que toujours présent sur l'ensemble du site, apparaît comme nettement moins abondant qu'il y a 15 ans. Nos résultats permettent de qualifier le site comme d'importance majeure pour la conservation des quatre espèces étudiées, à un niveau national pour le Butor étoilé et la Lusciniole à Moustaches, et à un niveau international pour le Bruant des roseaux sous-espèce *witherbyi* pour lequel il s'agit vraisemblablement de la plus importante population connue. La gestion conservatoire du site en faveur de ces espèces nous semble en tout état de cause prioritaire. La programmation de recensements réguliers (annuels ou pluri-annuels) permettrait de connaître l'évolution des effectifs de ces populations, et d'adapter éventuellement les mesures de gestion en faveur de l'une ou l'autre espèce de passereaux paludicoles.

- Aebischer, Adrian, Nicolas Perrin, Myriam Krieg, Jacques Studer, et Dietrich R. Meyer. 1996. « The Role of Territory Choice, Mate Choice and Arrival Date on Breeding Success in the Savi's Warbler *Locustella luscinioides* ». *Journal of Avian Biology* 27 (2): 143. <https://doi.org/10.2307/3677143>.
- Alambiaga, Iván, Manuel Carrasco, Carlos Ruiz, Francesc Mesquita-Joanes, et Juan S. Monrós. 2021. « Population Trends and Habitat Selection of Threatened Marsh Passerines in a Protected Mediterranean Wetland ». *Avian Conservation and Ecology* 16 (2): art23. <https://doi.org/10.5751/ACE-01953-160223>.
- Arcos, Francisco, Pablo Vera, et Eduardo Belda. 2018. *El escribano palustre en España y Portugal. Población reproductora en 2015 y método de censo*. Édité par Juan Monrós et Julio Nieto. SEO/BirdLife. <https://doi.org/10.31170/0059>.
- Atienza, J.C. 2006. « El Escribano palustre en España. I Censo Nacional (2005) ». Madrid: Spanish Ornithological Society/BirdLife.
- Bahía, Rocío, et Sergio Zalba. 2019. « Changes in Grassland Bird Communities and Breeding Success after a Fire in the Argentinian Pampas ». *Biodiversity and Conservation* 28 (14): 3767-86. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01850-4>.
- Benzécri, J.-P. 1982. *Histoire et préhistoire de l'analyse des données*. Collection « Pratique de l'analyse des données ». Paris: Dunod.
- Blondel, Jacques. 1970. « La méthode des Indices Ponctuels d'Abondance (IPA) ou des relevés d'avifaune par « stations d'écoute ». *Alauda* 38 (1): 55-71.
- Bouwman, Henk, et Retha Hoffman. 2007. « The Effects of Fire on Grassland Bird Communities of Barberspan, North West Province, South Africa ». *Ostrich* 78 (3): 591-608. <https://doi.org/10.2989/OSTRICH.2007.78.3.6.317>.
- Burrows, Neil, et Lachlan McCaw. 2013. « Prescribed Burning in Southwestern Australian Forests ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 11 (s1). <https://doi.org/10.1890/120356>.
- C. Z. Woinarski, J., et H. F. Recher. 1997. « Impact and Response: A Review of the Effects of Fire on the Australian Avifauna ». *Pacific Conservation Biology* 3 (3): 183. <https://doi.org/10.1071/PC970183>.
- Chambre d'Agriculture des Bouches du Rhône. 2008. « DOCOB Marais de la vallée des Baux et marais d'Arles & Marais entre Crau et Grand Rhône – Tome 1 ».
- Cramp, S., et C. M. Perrins. 1992a. « *Acrocephalus melanopogon*: Moustached warbler ». In *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Volume VI. Warblers*. The Birds of Western Palearctic. UK: Oxford University Press.
- . 1992b. « *Cettia cetti*: Cetti's warbler ». In *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Volume VI. Warblers*. The Birds of Western Palearctic. UK: Oxford University Press.
- . 1992c. « *Locustella luscinioides*: Savi's warbler ». In *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Volume VI. Warblers*. The Birds of Western Palearctic. UK: Oxford University Press.
- . 1994. « *Emberiza schoeniclus*: Reed bunting ». In *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Volume IX. Buntings and New World Warblers*. The Birds of Western Palearctic. UK: Oxford University Press.
- Fernandes, Paulo M, G Matt Davies, Davide Ascoli, Cristina Fernández, Francisco Moreira, Eric Rigolot, Cathelijne R Stoof, José Antonio Vega, et Domingo Molina. 2013. « Prescribed Burning in Southern Europe: Developing Fire Management in a Dynamic Landscape ». *Frontiers in Ecology and the Environment* 11 (s1). <https://doi.org/10.1890/120298>.
- Fiske, Ian, et Richard Chandler. 2011. « unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance ». *Journal of Statistical Software* 43 (10): 1:23.
- Fontes, H., et F. Jarrod. 2021. « Etude de l'effet de l'écobuage sur les Cladiaies des marais Bondou, du Retour et du Coucou (commune d'Arles) ». Rapport d'étude. Fondation Tour du Valat.
- Gabrey, Steven W., Alan D. Afton, et Barry C. Wilson. 2001. « Effects of Structural Marsh Management and Winter Burning on Plant and Bird Communities during Summer in the Gulf Coast Chenier Plain ». *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* 29 (1): 218-31.

- Gilbert, Gillian, Glen Tyler, et Ken W. Smith. 2005. « Behaviour, Home-Range Size and Habitat Use by Male Great Bittern *Botaurus Stellaris* in Britain: Behaviour, Home-Range Size and Habitat Use by Male Great Bitterns ». *Ibis* 147 (3): 533-43. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.2005.00424.x>.
- Gregory, Nathan C., Ryan L. Sensenig, et David S. Wilcove. 2010. « Effects of Controlled Fire and Livestock Grazing on Bird Communities in East African Savannas: Fire, Grazing, and Savanna Bird Communities ». *Conservation Biology* 24 (6): 1606-16. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01533.x>.
- Iorio, E. 2021. « Étude de l'impact des écobuages sur les cladiales de la zone Natura 2000 des « Trois Marais » : volet n°2 – arthropodes terrestres : arachnides (avec prise en compte des isopodes). Rapport final avec résultats et analyses ». Rapport d'étude. El – Entomologie & Myriapodologie.
- Jiménez, José, Rubén Moreno-Opo, Manuel Carrasco, et Jordi Feliu. 2015. « Estimating the Abundance and Habitat Selection of Conservation Priority Marsh-Dwelling Passerines with a Double-Observer Approach ». *Ardeola* 62 (2): 269. <https://doi.org/10.13157/arla.62.2.2015.269>.
- KAYSER, Y., M. GAUTHIER-CLERC, A. BECHET, B. POULIN, G. MASSEZ, Y. CHERAN, J. PAOLI, et al. 2008. « Compte rendu ornithologique camarguais pour les années 2001-2006 ». *La terre et la vie - Revue d'écologie* 63.
- KAYSER, Y., C. GIRARD, G. MASSEZ, Y. CHERAIN, D. COHEZ, H. HAFNER, A. JOHNSON, N. SADOUL, A. TAMISIER, et P. ISENMANN. 2003. « Compte-rendu ornithologique camarguais pour les années 1995-2000 ». *La terre et la vie - Revue d'écologie* 58.
- Lefebvre, Gaëtan, et Brigitte Poulin. 2003. « Accuracy of Bittern Location by Acoustic Triangulation ». *Journal of Field Ornithology* 74 (3): 305-11. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-74.3.305>.
- Martínez-Vilalta, Jordi, Albert Bertolero, David Bigas, Jean-Yves Paquet, et Albert Martínez-Vilalta. 2002. « Habitat Selection of Passerine Birds Nesting in the Ebro Delta Reedbeds (NE Spain): Management Implications ». *Wetlands* 22 (2): 318-25. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2002\)022\[0318:HSOPBN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2002)022[0318:HSOPBN]2.0.CO;2).
- Massez, Grégoire, et Guillaume Paulus. 2009. « Locustelle luscinoïde *Locustella luscinioides* ». In *Atlas des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur*, Flitti A., Kabouche B., Kayser Y. et Oliosio G., 348-49. Paris: Delachaux et Niestlé.
- Mazerolle, Marc J. 2020. *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)* (version R package version 2.3-1.). <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>.
- Métailié, Jean-Paul. 1998. « Le « savoir-brûler » dans les Pyrénées : de « l'écobuage » au « brûlage dirigé », la transformation d'une pratique traditionnelle en outil de gestion de l'espace ». In *Monde rural et histoire des sciences en Méditerranée*, édité par Aline Rousselle, 165-79. Presses universitaires de Perpignan. <https://doi.org/10.4000/books.pupvd.11728>.
- Mezier, Justine, et Aurel Gallois. 2018. « Comparaison 2014/2018 des densités et tailles de populations de six espèces d'oiseaux remarquables de Provence dans la Zone de Protection Spéciale des Alpilles ». Faune-PACA Publication 80. Faune-PACA Publication. LPO PACA/LIFE+ ALPILLES/PNRA/A ROCHA. <https://cdnfiles1.biolovision.net/www.faune-paca.org/userfiles/FPPubli/FPP80AlpillesVF2.pdf>.
- Moreira, Francisco, Ana Delgado, Sónia Ferreira, Rui Borralho, Nuno Oliveira, Maura Inácio, Joaquim S Silva, et Francisco Rego. 2003. « Effects of Prescribed Fire on Vegetation Structure and Breeding Birds in Young Pinus Pinaster Stands of Northern Portugal ». *Forest Ecology and Management* 184 (1-3): 225-37. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00214-7).
- Musilová, Zuzana, Petr Musil, Roman Fuchs, et Simona Poláková. 2011. « Territory Settlement and Site Fidelity in Reed Buntings *Emberiza Schoeniclus* ». *Bird Study* 58 (1): 68-77. <https://doi.org/10.1080/00063657.2010.524915>.
- Newton, Ian. 2007. « Site-Fidelity and Dispersal ». In *The Migration Ecology of Birds*, 479-522. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012517367-4.50017-6>.
- Peltier-Muscatelli, Rachel, Aurélien Besnard, Bérenger Remy, Elise Buchet, Guy Marjollé, Gaëlle Boismery, Isabelle Bassi, et Géraud Lavandier. 2012. « Document d'objectifs ZPS FR9112033 Garrigues de Lussan ». Communauté de Communes du Grand Lussan.
- Penman, T. D., F. J. Christie, A. N. Andersen, R. A. Bradstock, G. J. Cary, M. K. Henderson, O. Price, et al. 2011. « Prescribed Burning: How Can It Work to Conserve the Things We Value? » *International Journal of Wildland Fire* 20 (6): 721. <https://doi.org/10.1071/WF09131>.

- Perrière, G., J.R. Lobry, et J. Thioulouse. 1996. « Correspondence Discriminant Analysis: A Multivariate Method for Comparing Classes of Protein and Nucleic Acid Sequences ». *Bioinformatics* 12 (6): 519-24. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/12.6.519>.
- Pilard, Philippe, Nicolas Beck, et Raphaël Mathevet. 1996. « Découverte d'une population de Locustelle luscinoïde *Locustella luscintoides* dans les marais de Crau (Bouches-du-Rhône - Sud France) ». *Alauda* 64 (4): 385-88.
- Pons, P., et M. Clavero. 2010. « Bird Responses to Fire Severity and Time since Fire in Managed Mountain Rangelands: Bird Conservation and Fire Management in Mountain Shrublands ». *Animal Conservation* 13 (3): 294-305. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00337.x>.
- Pons, Pere, Miguel Clavero, Josep M. Bas, et Roger Prodon. 2012. « Time-Window of Occurrence and Vegetation Cover Preferences of Dartford and Sardinian Warblers after Fire ». *Journal of Ornithology* 153 (3): 921-30. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0822-6>.
- Poulin, B. 2009. « Bruant des roseaux *Emberiza schoeniclus* ». In *Atlas des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur*, Flitti A., Kabouche B., Kayser Y. et Olioso G., 492-93. Paris: Delachaux et Niestlé.
- Poulin, B., E. Duborper, et A. Mauchamp. 2005. « Marais à marisque. Après le feu... le butor ». *Espaces Naturels* 12: 10.
- Poulin, B, G Lefebvre, et A Mauchamp. 2002. « Habitat Requirements of Passerines and Reedbed Management in Southern France ». *Biological Conservation* 107 (3): 315-25. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00070-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00070-8).
- Poulin, B, G Lefebvre, et S Metrefe. 2000. « Spatial distribution of nesting and foraging sites of two *Acrocephalus* warblers in a Mediterranean reedbed ». *Acta Ornithologica* 35 (1): 117-21.
- Poulin, Brigitte, Gaëtan Lefebvre, et Philippe Pilard. 2000. « QUANTIFYING THE BREEDING ASSEMBLAGE OF REEDBED PASSERINES WITH MIST-NET AND POINT-COUNT SURVEYS ». *Journal of Field Ornithology* 71 (3): 443-54. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-71.3.443>.
- Prodon, Roger. 1987. « Fire, Bird Conservation and Land Management in the North-Mediterranean Area ». *Ecologia Mediterranea* 13 (4): 127-33. <https://doi.org/10.3406/ecmed.1987.1196>.
- R Core Team. 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>.
- Rabemananjara, F., J. Delannoy, et E. Marcolin. 2013a. « Plan de gestion des Marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône - Annexes ». Parc Naturel Régional de Camargue - Mairie de Port-Saint-Louis-du-Rhône.
- . 2013b. « Plan de gestion des Marais de Port-Saint-Louis-du-Rhône - Section A. Diagnostic et enjeux du site ». Parc Naturel Régional de Camargue - Mairie de Port-Saint-Louis-du-Rhône.
- Royle, J. Andrew. 2004. « N-Mixture Models for Estimating Population Size from Spatially Replicated Counts ». *Biometrics* 60 (1): 108-15. <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>.
- Scott, JM, et FR Ramsey. 1981. « Length of count as a possible source of bias in estimating bird densities ». *Studies in Avian Biology* 6: 409-13.
- Trnka, Alfréd, et Pavol Prokop. 2006. « Reedbed Structure and Habitat Preference of Reed Passerines during the Post-Breeding Period ». *Biologia* 61 (2): 225-30. <https://doi.org/10.2478/s11756-006-0034-8>.
- Vadasz, C., A. Németh, Z. Karcza, M. Lorant, C. Biro, et Tibor Csörgő. 2008. « Study on breeding site fidelity of *Acrocephalus* warblers in central Hungary ». *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54: 167-75.
- Valkama, Elena, Sami Lyytinen, et Julia Koricheva. 2008. « The Impact of Reed Management on Wildlife: A Meta-Analytical Review of European Studies ». *Biological Conservation* 141 (2): 364-74. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.11.006>.
- Vera, Pablo, Eduardo J. Belda, Laura Kvist, S. Ignacio Encabo, Marcial Marín, et Juan S. Monrós. 2014. « Habitat Preferences for Territory Selection by the Endangered Eastern Iberian Reed Bunting *Emberiza Schoeniclus Witherbyi* ». *Ardeola* 61 (1): 97-110. <https://doi.org/10.13157/arla.61.1.2014.97>.

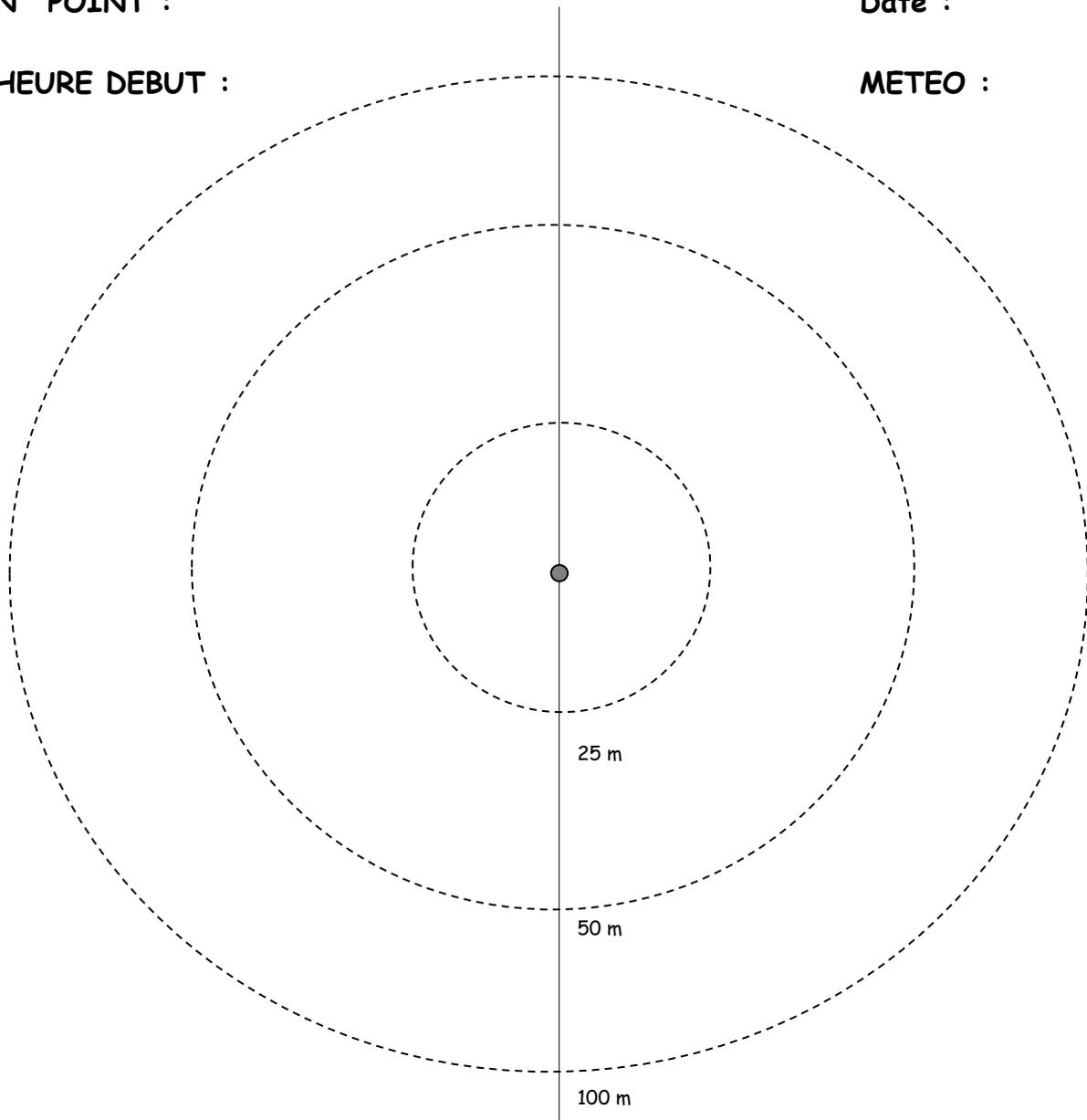
Fiche Point Ecoute Ecobuage

N° POINT :

Date :

HEURE DEBUT :

METEO :

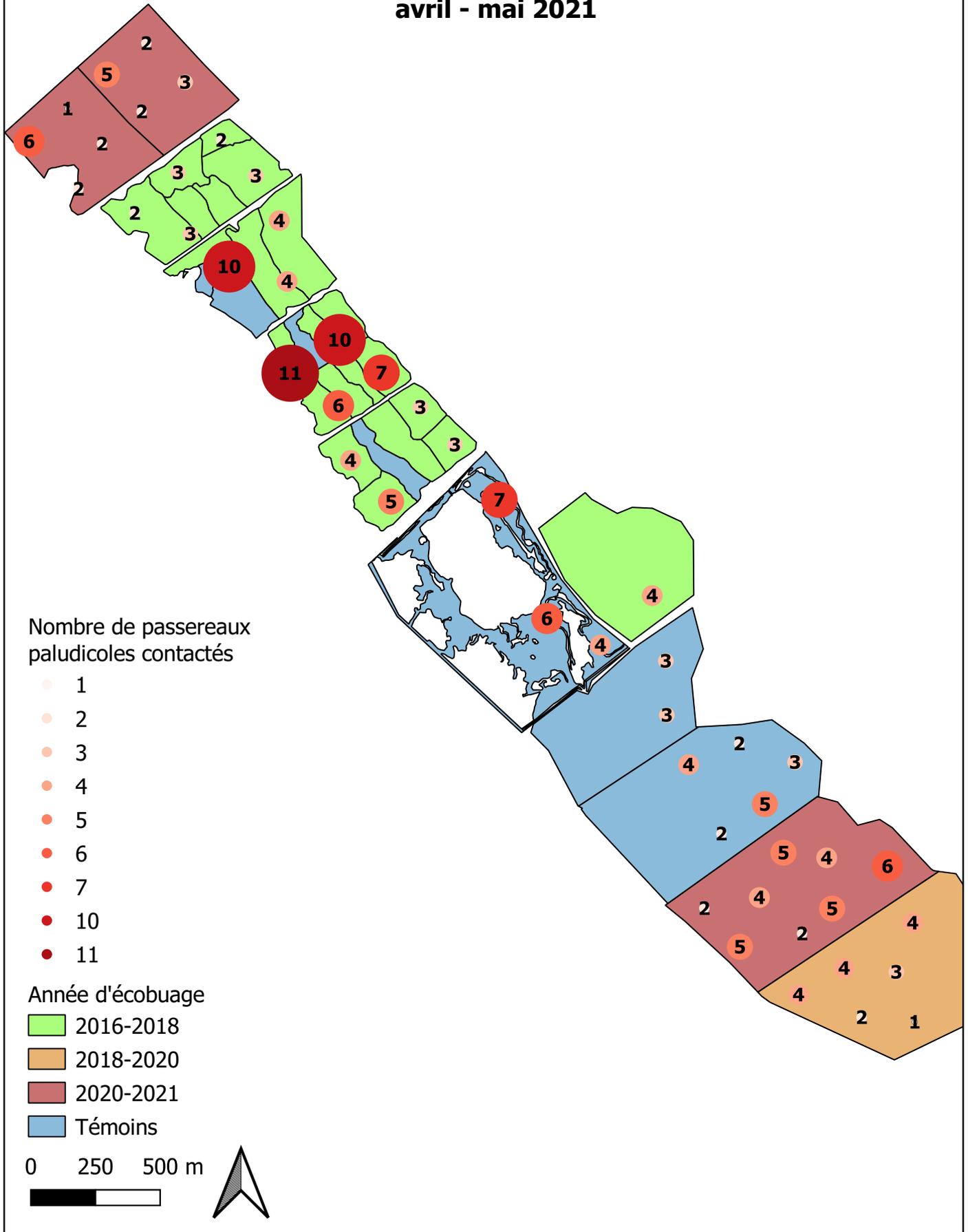


Ind	Espèce	0-2min	2-4min	4-6min	6-8min	8-10min

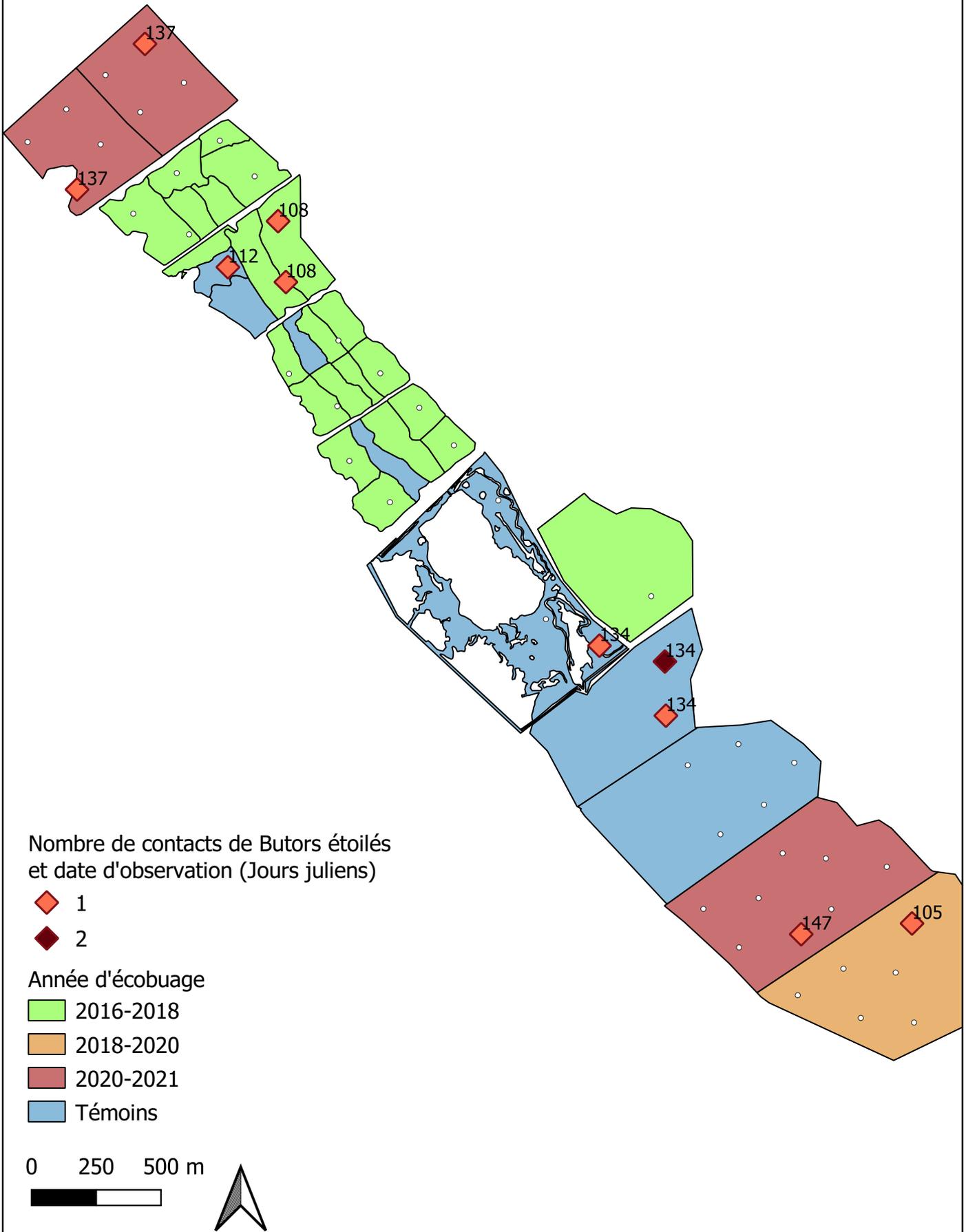
Remarques Habitat :



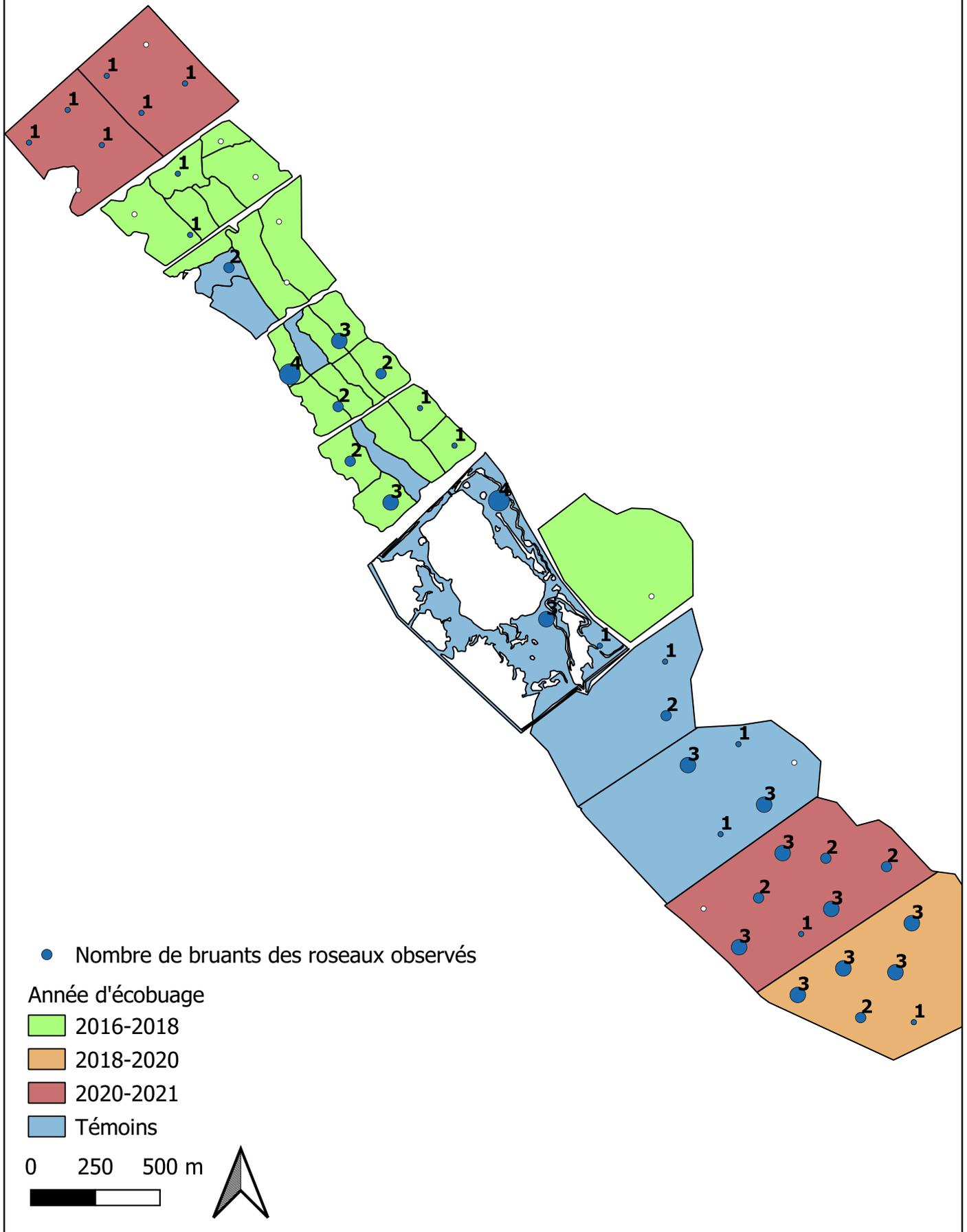
**Nombre de passereaux paludicoles observés sur les points  
d'écoute réalisés sur les marais de Port-Saint-Louis  
(toutes espèces confondues)  
Premier passage  
avril - mai 2021**



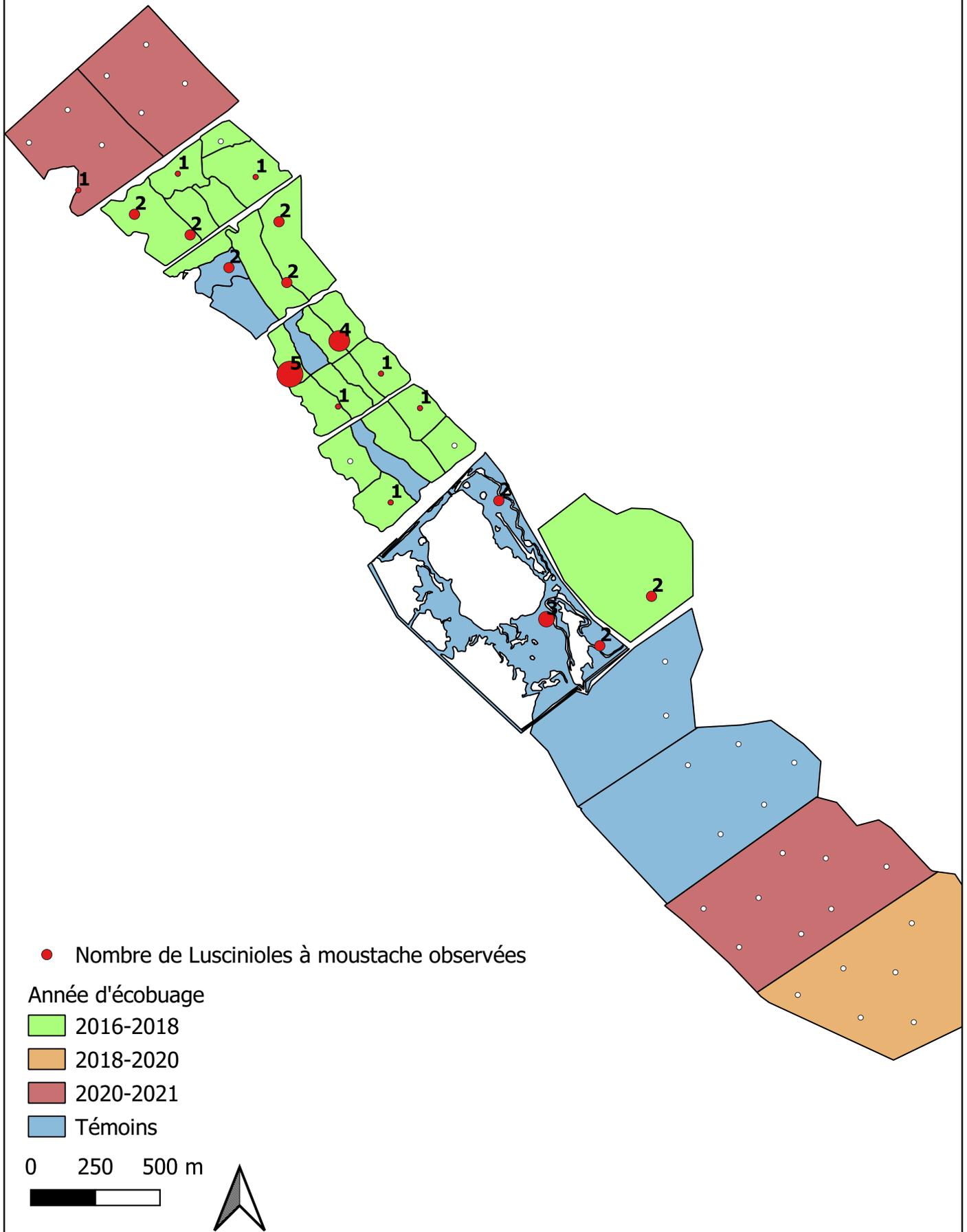
### Butors étoilés contactés sur les points d'écoute réalisés sur les marais de Port-Saint-Louis avril - mai 2021



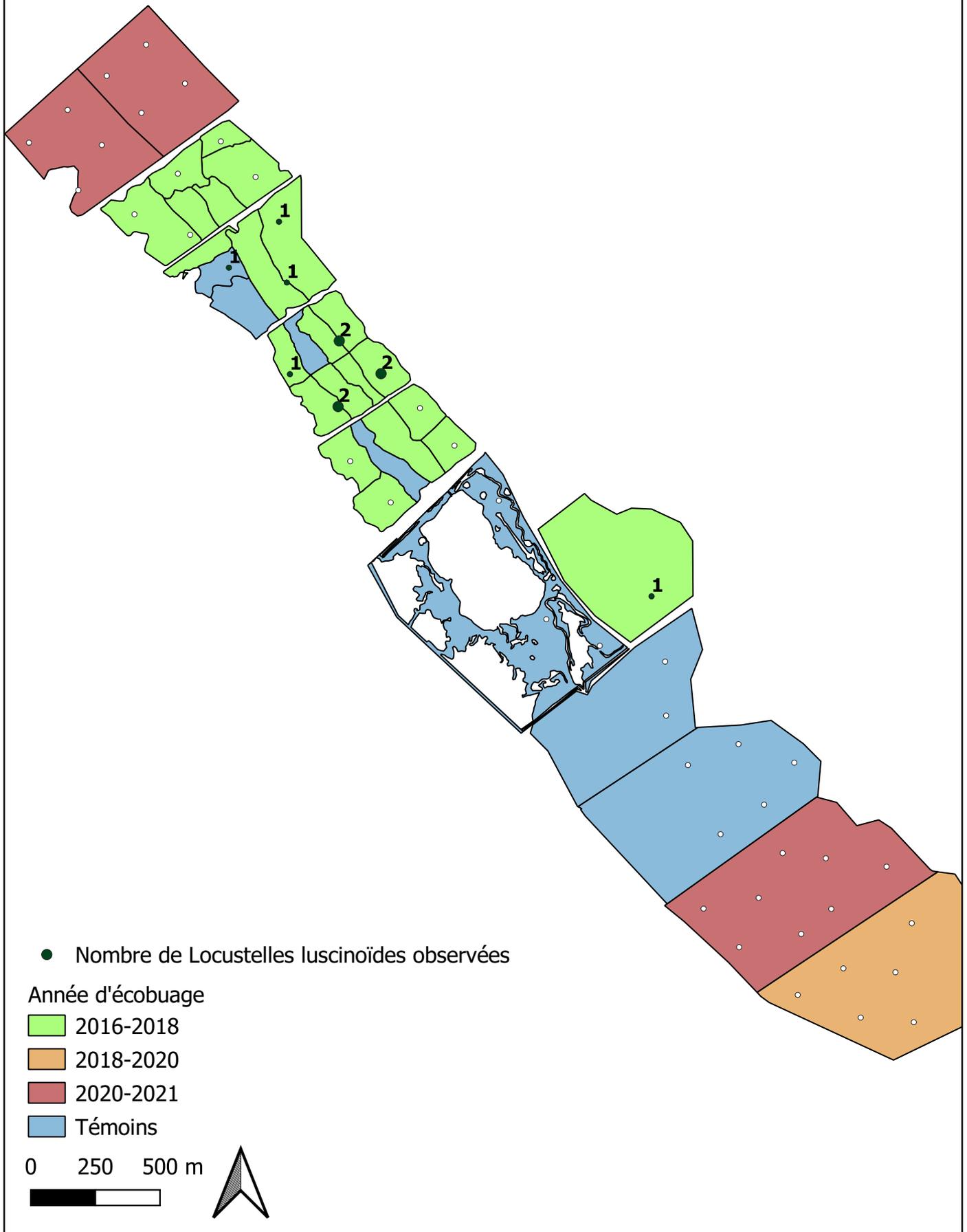
**Nombre de Bruants des roseaux observés sur les points  
d'écoute réalisés sur les marais de Port-Saint-Louis  
Premier passage  
avril - mai 2021**



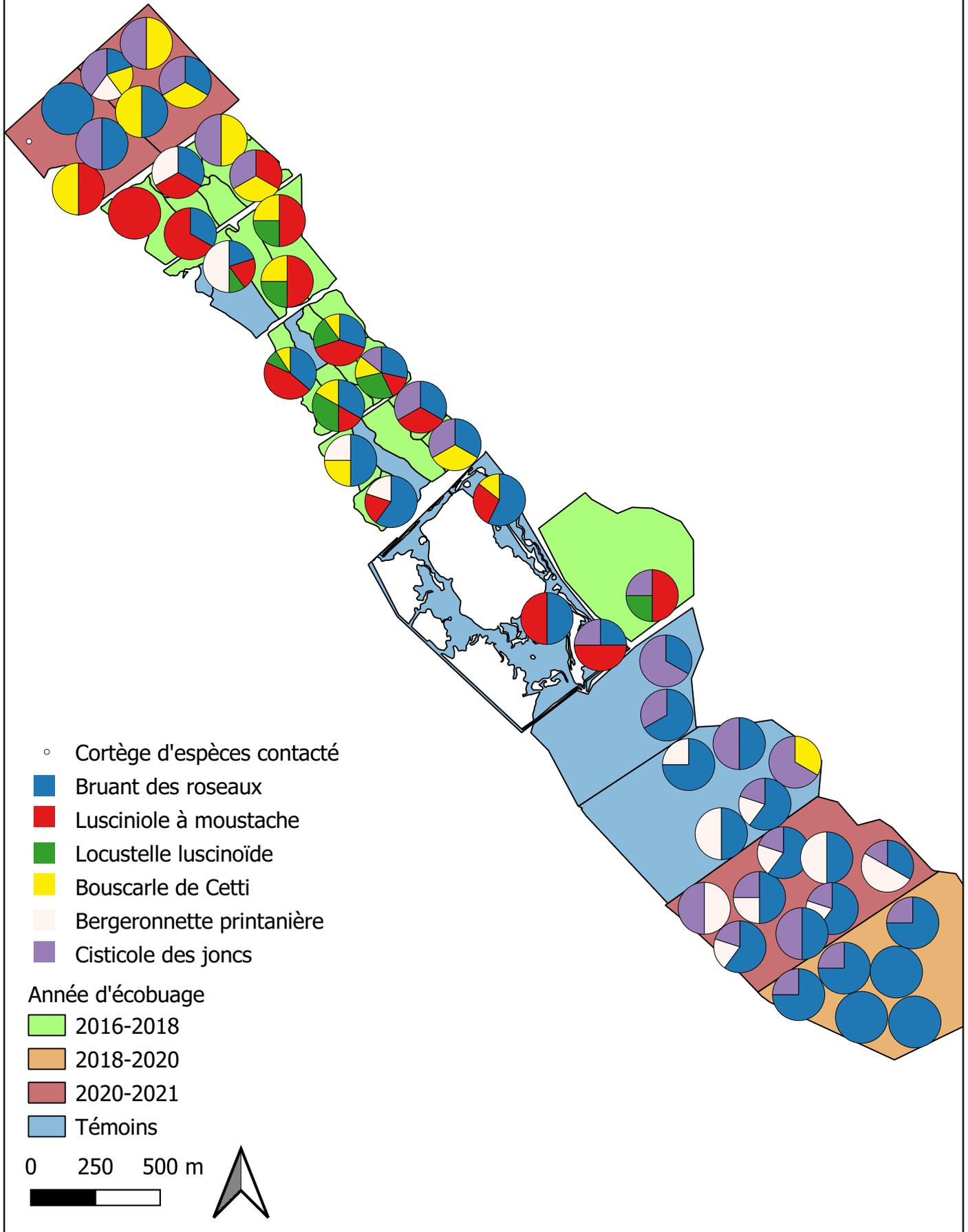
### Nombre de Luscinioles à moustaches observées sur les points d'écoute réalisés sur les marais de Port-Saint-Louis Premier passage avril - mai 2021



**Nombre de Locustelles observées observées sur les points  
d'écoute réalisés sur les marais de Port-Saint-Louis  
Premier passage  
avril - mai 2021**



**Cortèges d'espèces de passereaux paludicoles observés sur les points d'écoute réalisés sur les marais de Port-Saint-Louis  
Premier passage  
avril - mai 2021**



**Annexe 9 :** Reproduction de la Carte 1 figurant page 387 de la publication « Pilard, Philippe, Nicolas Beck, et Raphaël Mathevet. 1996. Découverte d'une population de *Locustelle luscinioides* dans les marais de Crau (Bouches-du-Rhône - Sud France). *Alauda* 64 (4): 385-88. »

