

Etude bibliographique et propositions d'actions en faveur de l'avifaune des Antilles



Par

Marion Renaud
Rapport de Stage de 3^{ème} Année à l'ENSAIA
En Spécialité Science et Génie de l'Environnement

Stage encadré par Blandine Guillemot, Responsable Cellule
Technique des Antilles françaises

Sous la direction de Christophe Schwartz et Geoffroy Serré

09/09/16

I. TABLE DES MATIERES

I.	Introduction	3
II.	Grive à pieds jaunes	4
A.	Etat de l'art	4
B.	Propositions d'actions	10
III.	Moqueur grivotte et Moqueur corossol	12
A.	Etat de l'art	12
B.	Propositions d'actions	18
IV.	Merle à lunettes	20
A.	Etat de l'art	20
B.	Propositions d'actions	21
V.	Pigeon à couronne blanche	22
A.	Etat de l'art	22
B.	Propositions d'actions	26
VI.	Pigeon à cou rouge	27
A.	Etat de l'art	27
B.	Propositions d'actions	30
VII.	Les Géotrygons.....	31
A.	Etat de l'art	31
B.	Propositions d'actions	39
VIII.	Tourterelle à queue noire.....	41
A.	Etat de l'art	41
B.	Propositions d'actions	45
IX.	Tourterelle oreillard.....	46
A.	Etat de l'art	46
B.	Propositions d'actions	51
X.	Tourterelle à ailes blanches	52
A.	Etat de l'art	52
B.	Propositions d'actions	56
XI.	Les Limicoles	57
A.	Etat de L'art	58
B.	Propositions d'actions	79
XII.	Bibliographie	80
A.	Bibliographie Grive à pieds jaunes.....	80
B.	Bibliographie Moqueur grivotte et Moqueur corossol.....	82
C.	Bibliographie Merle à lunettes.....	84

D.	Bibliographie Pigeon à couronne blanche	85
E.	Bibliographie Pigeon à cou rouge	86
F.	Bibliographie Géotrygons	87
G.	Bibliographie Tourterelle à queue noire	89
H.	Bibliographie Tourterelle oreillarge	91
I.	Bibliographie Tourterelle à ailes blanches	93
J.	Bibliographie Limicoles	95

I. INTRODUCTION

Ce rapport a été réalisé dans le cadre d'un stage de fin d'étude en 2016. L'étude bibliographique et la rédaction de propositions d'actions en faveur de l'avifaune des Antilles ont donc permis de rassembler des données démographiques et écologiques sur les oiseaux chassables de Guadeloupe et de Martinique, d'identifier les manques et de définir des priorités d'actions, que ce soient des priorités entre les différentes espèces ou au sein d'une même espèce. La plupart des informations dont on dispose sur ces espèces sont « à dire d'expert », et peuvent manquer de fiabilité, puisqu'elles ne sont pas tirées d'études scientifiques dont les protocoles rigoureux sont validés par la communauté scientifique. Une étude bibliographique est donc nécessaire afin de récupérer un maximum d'informations sur ces espèces et de trier les sources qui sont fiables de celles qui le sont moins. Il est important de connaître la situation précise de chaque oiseau présent dans la région, afin de pouvoir identifier les menaces qui pèsent sur ces espèces et ainsi rédiger des propositions de suivis pour une gestion optimale.

Le choix des espèces étudiées s'est porté sur celles dont les enjeux étaient les plus problématiques ; celles qui sont menacées selon la Liste rouge de l'UICN, qui semblent être en déclin ou celles dont on ne dispose d'aucune information. L'objectif final étant d'avoir des données sur un maximum d'espèces chassables de Guadeloupe et de Martinique.

Les espèces présentées dans ce rapport sont : la Grive à pieds jaunes (*Turdus lherminieri*), la Colombe rouviolette (*Geotrygon montana*), la Colombe à croissants (*Geotrygon mystacea*), le Moqueur grivotte (*Alenia fusca*), le Moqueur corossol (*Margarops fuscatus*), la Tourterelle oreillard (*Zenaida auriculata*), le Pigeon à couronne blanche (*Patagioenas leucocephala*), la Tourterelle à queue noire (*Columbina passerina*), le Merle à Lunettes (*Turdus nudigenis*), la Tourterelle à ailes blanches (*Zenaida asiatica*), le Pigeon à cou rouge (*Patagioenas squamosa*) et le sous-ordre des Charadrii (les Limicoles). Les espèces chassables de Martinique et de Guadeloupe, non étudiées, restantes sont : la Tourterelle à queue carrée (*Zenaida aurita*), la Tourterelle turque (*Streptopelia decaocto*) et la famille des Anatidés.

Ce rapport est un état des lieux réalisé en 2016 avec les articles scientifiques ayant pu être collectés ; il a vocation à être enrichi par la suite. D'autre part, les références scientifiques sont systématiquement notées afin de pouvoir retrouver l'article mentionné et listé en fin de rapport dans le chapitre « Bibliographique » pour tout complément d'informations.

II. GRIVE À PIEDS JAUNES

Cichlherminia lherminieri
Forest Thrush
Grive à pattes jaunes
Statut UICN : Vulnérable
Chassable en Guadeloupe



Figure 1 : Grive à pieds jaunes
© JM. Fenêrole

A. ETAT DE L'ART

1. ESTIMATION DES POPULATIONS

Guadeloupe :

La taille de la population de Grive à pieds jaunes guadeloupéenne a été évaluée à 46000 à 49000 couples en estimant les effectifs hébergés par chaque unité écologique/paysagère puis en additionnant les résultats en Guadeloupe, donc environ 100 000 individus matures. Cette densité est supérieure à celle de Montserrat (i.e 3100 individus, Young 2008) ainsi qu'à la taille supposée de la population sur l'ensemble des Petites Antilles (i.e. env. 10 000 individus matures, BirdLife 2012). La limite de cette estimation repose sur le postulat de départ : un sex-ratio équilibré ce qui n'est pas certain. Lors des opérations de captures et de relevés de chasse le ratio Mâles : Femelles serait de 2, avec ce ratio la densité serait de 70 380 à 74 268 individus (Eraud et al. 2012).

La Guadeloupe renferme la majeure partie de la population de grives principalement sur la Basse-Terre où les effectifs sont mentionnés comme stables (Villard 2007). La Grande-Terre héberge une petite partie de la sous-espèce guadeloupéenne et les effectifs semblent fléchir ces dernières années (Feldmann 1998 ; Arnoux et al. 2013, 2014). Un suivi par points d'écoute a été mis en place depuis 2015 pour suivre les tendances évolutives de la population de Basse-Terre où 11 circuits de 10 points d'écoute sont répartis. De même, un suivi par capture/marquage/recapture est également en cours depuis 2015, afin d'estimer certains traits démographiques (44 oiseaux, 39 bagués, 5 contrôlés) (Guillemot et al. 2015).

Sainte Lucie :

La sous-espèce de Sainte Lucie était considérée comme abondante à la fin des années 1800 (Semper & Sclater 1872, comme cité par Keith 1997, p. 105), bien qu'on ne trouve aucune estimation historique de la taille de la population. Le statut de la population actuelle est inconnu, mais les signalements récents sont rares, avec seulement 5 observations confirmées sur les dernières années (John 2009* ; Dornelly 2007*). Une étude a été conduite en 2007 pour tenter d'estimer les populations d'oiseaux rares de Sainte Lucie, la Grive à pieds jaunes inclus (Dornelly 2007*). Mais aucune grive n'a été observée pendant cette période (Federal Register, 2010). A Sainte Lucie, les nouvelles prospections de terrain réalisées dans des conditions non optimales en 2011, n'ont pas permis de détecter de Grive à pieds jaunes, cela confirme sa rareté sur cette île (Arnoux et al. 2013, 2014).

Montserrat :

Montserrat était supposé renfermer la plus grande population de Grives à pieds jaunes avant l'éruption de la Soufrière en 1995 qui décima 60% des populations animales. D'après des points d'écoute réalisés de 1997 à 1999 par le département de l'environnement de l'île, les effectifs seraient en légère augmentation avec un effectif actuel estimé à 3000 oiseaux (Arendt et al. 1999, Hilton 2003, Hilton 2007*, Gray 2011* in Birdlife International). En 2011, la grive est facilement observable et abondante dans l'intégralité de la forêt humide restante (observations personnelles, Arnoux et al. 2013, 2014). La population à Montserrat est estimée à 3100 individus (Young, 2008).

La Dominique :

A la Dominique, elle semble globalement présente à de faibles effectifs (Arlington 2007* in Birdlife International), même si les densités peuvent être localement élevées (Arnoux et al. 2013, 2014).

Les animaux des forêts tropicales denses sont généralement difficiles à détecter. De nombreuses études voulant estimer les populations d'oiseau ignorent le fait qu'un certain nombre d'individus peuvent avoir été manqués au cours des enquêtes. Cette détection imparfaite peut affecter les estimations d'abondance (Kéry et al. 2005, 2009, Kéry 2008, Parashumara et al. 2012).

2. POINTS ÉCOLOGIQUES

Morphologie :

Quatre sous-espèces de Grives sont répertoriées, une pour chacune des îles : Montserrat, Guadeloupe, Sainte Lucie, la Dominique. La Grive à pieds jaunes est un oiseau d'environ 24 à 27 cm de long qui ne présente pas de dimorphisme sexuel. La taille moyenne des oiseaux est variable entre les îles (Montserrat 25 cm, Guadeloupe 24 cm, Dominique 22 cm, Sainte Lucie 22.5 cm) et les morphes sont également plus ou moins colorés. De plus, le mâle de la Dominique a des attributs au vol plus courts que ceux de Guadeloupe, qui sont eux-mêmes plus courts que ceux de Montserrat (Clement & Hathway 2000). [1] Le dos est marron olivâtre, la poitrine est un mélange de coloration blanche, beige et brune d'apparence écailleuse et l'abdomen est plus ou moins blanc selon les îles (Gray 1844*, Lafresnaye 1844, Sharpe 1854*, Gray 1869*, Semper 1872, Lawrence 1879, Allen 1880, Sclater 1880, Sharpe 1881*, Cory 1891, Clement & Hathway 2000, Bénito-Espinal & Hautcastel 2003a, Arnoux et al. 2013, 2014).

Sur l'île de la Dominique, l'oiseau est plus foncé avec un large patch blanc au niveau de l'abdomen, et des écailles plus petites et moins contrastées qu'en Guadeloupe et à Montserrat. Les ailes et la queue sont brunes, et les pattes et le pourtour de l'œil sont jaunes. Le bec présente une mandibule supérieure brune et une mandibule inférieure jaune sauf à la Dominique où il est entièrement jaune. L'iris des oiseaux est marron-clair en Guadeloupe et à Montserrat, de gris à gris bleuté à la Dominique et vert sombre à Sainte-Lucie. Comme chez les autres turridés, les juvéniles présentent des taches rousses sur le plumage au niveau de la tête et des plumes de couverture, et les écailles sur la poitrine sont déjà bien délimitées (Lawrence 1879, Sclater 1880, Cory 1891, Arnoux et al. 2013, 2014).

Peu de variables environnementales sont en relation avec les variables phénotypiques excepté la masse et la couleur du bec. L'altitude, les précipitations et la densité forestière sont corrélées positivement avec la masse à l'inverse de la température. Par conséquent, les oiseaux corpulents se situent dans des environnements à plus hautes altitudes, plus fortes précipitations, plus fortes densités forestières et plus faibles températures. De plus, les oiseaux avec un bec plus coloré habitent à des altitudes plus faibles et où les précipitations sont également moins élevées (Arnoux et al. 2013, 2014).

Par analyse de marqueurs génétiques, 3 pools distincts sont identifiés, il existe donc une différence génétique entre la Dominique et Montserrat de 48%, entre Montserrat et la Guadeloupe de 18% et entre la Guadeloupe et la Dominique de 39%. La Dominique présente la plus faible richesse allélique et diversité génétique, au contraire de Basse Terre qui présente la plus grande. Cependant, c'est la population de la Dominique qui possède le nombre d'allèle original le plus élevé. La Basse Terre et la Dominique devraient concentrer les efforts de

conservation de cette espèce, la Dominique car la population possède un phénotype et génotype très différents des autres îles et la Basse-Terre car elle a la plus forte richesse allélique (Eraud et al.2012).

Au sein de la Guadeloupe, il y a une différence significative de morphologie entre les oiseaux de Basse Terre et de Grande Terre. Les mâles et les femelles de Basse Terre sont plus gros et plus grands que ceux de Grande Terre. Ces différences peuvent s'expliquer par un isolement géographique qui limiterait le flux de gènes et conduirait à une différenciation due à la dérive génétique et à des régimes de sélections différents, ou par une plasticité phénotypique due à une différence d'environnement : forêt tropicale en Basse-Terre contre marécageuse en Grande Terre. Les analyses génétiques valident cette différence : une variabilité génétique de 11% (ce qui est assez important pour de si petites distances) a été observée entre Basse-Terre et Grande-Terre, ce qui démontre l'existence de deux pools génétiques différents. D'après l'étude, la différenciation génétique est corrélée à l'éloignement géographique, cette différence est donc due à une discontinuité écologique. Les espèces tropicales, de part leur caractère solitaire, non-migratrices sont très sensibles aux barrières environnementales. Aucune variabilité génétique à l'échelle de l'île de la Dominique ou de Montserrat n'a été observée. La restauration de la continuité entre Grande-Terre et la Basse-Terre devrait être une priorité (Eraud et al.2012).

En Basse-Terre, seule la longueur de la queue semble varier avec la densité forestière avec des oiseaux possédant une queue plus longue quand la densité forestière augmente. Ces résultats ne sont pas en accord avec la littérature qui observe généralement une réduction des attributs de vol avec la densité forestière pour augmenter la manœuvrabilité (Rayner 1988, Winkler & Leisler 1992*, Milà et al. 2010). Pour conclure, peu d'éléments permettent d'opter pour une éventuelle pression environnementale générant de la différenciation mais il est tout de même surprenant de visualiser une telle différenciation en Guadeloupe que ce soit d'un point de vue phénotypique et génétique sur une distance aussi fine (Arnoux et al.2013, 2014).

Un examen attentif du plumage des oiseaux capturés et en se référant à des clichés du plumage d'oiseaux d'âge certain (*i.e.* individu en plumage juvénile *versus* individu adulte arborant une plaque incubatrice), permet d'identifier deux critères de distinction entre oiseaux adultes (>1 an) et oiseaux sub-adultes (<1an). Ces critères sont (i) la présence d'une tache apicale de couleur chamois sur certaines couvertures des ailes, (ii) la forme des rectrices externes (Arnoux et al.2013, 2014).

Vocalisation :

Dans le cadre d'un suivi par point d'écoute réalisée par l'ONCFS en 2015, la comparaison du chant Jour/Nuit a été étudiée : l'espèce est présente dans plus de 50% (68% et 51%) des points réalisés de nuit contre moins de 40% (38 et 35%) de jour. Les résultats témoignent que le nombre d'individus détectés avant le lever du soleil est très nettement supérieur à celui obtenu lorsque les recensements sont conduits après le lever du soleil. De nuit, la détection est majoritaire par le chant et le jour par les cris d'alarme (Guillemot et al. 2015). Une des hypothèses fortement probable est que le pic d'activité du chant s'établit avant le lever du jour (Eraud et al.2012).

Son chant est caractéristique et très sonore, il est fluté et mélodieux ce qui permet de la repérer et de la distinguer des autres oiseaux forestiers (Parashumara et al.2012).

Habitat :

A l'aide de la méthode ENFA qui permet de calculer les valeurs de marginalité, un classement de l'exigence des espèces vis-à-vis de leur habitat est établi :

Moqueur corossol 24> Grive à pieds jaunes 21> Colombe à croissant 11> Moqueur Grivotte 3

(min0 – max 40) (Eraud et al.2012). Le bâti, la fragmentation du couvert forestier et les surfaces agricoles sont des facteurs défavorables pour la Grive à pieds jaunes, alors que les forêts humides, les précipitations, une altitude élevée et un paysage homogène et faiblement morcelé sont favorables. C'est un oiseau peu tolérant aux variations d'habitat (Eraud et al.2012 ; Pimm 1991).

La structure des habitats locaux a une grande influence sur l'abondance de grives, elles sont plus abondantes aux moyennes altitudes (200-400 m) sous les canopées fermées. A Montserrat, les Grives à pieds jaunes préfèrent des forêts matures humides ou intermédiaires et elles sont plus abondantes dans les zones avec des grands arbres et près des sources d'eau permanentes. Un couvert forestier dense et un éclairage réduit peuvent augmenter le succès de

nidification en réduisant la détection visuelle des nids par les prédateurs (Rangel-Salazar et al.2008). Depuis l'éruption volcanique qui a détruit les deux tiers sud de l'île, sa distribution est restreinte aux zones forestières du nord (Arnoux et al.2013, 2014).

Le cas de Sainte-Lucie est plus discuté avec une potentielle présence sur une zone de l'île, mais l'oiseau n'a plus été détecté depuis 2009. Elle était localisée dans les forêts humides primaires et secondaires de moyennes et hautes altitudes (Keith 1997, p. 105 ; Federal Register, 2010). A la Dominique, l'oiseau est présent dans l'intégralité de la forêt centrale de l'île avec des densités variables (Arnoux et al.2013, 2014). En Guadeloupe, elle est largement représentée sur la Basse-Terre, zone naturelle dont une partie renferme le Parc National de la Guadeloupe. Elle se trouve également sur la frange littorale nord-ouest de Grande-Terre et également dans le secteur des Grands Fonds, zone composée de mornes forestiers au sud-ouest de Grande Terre (Arnoux et al.2013, 2014).

La Grive à pieds jaunes vit principalement en forêts ombrophiles et sempervirentes sur une large gamme d'altitudes allant de 120 m à 900 m. Elle peut également se rencontrer dans des plantations, parfois en forêts sèches, ainsi que dans la mangrove et les forêts marécageuses (Arnoux et al.2013, 2014).

Comportement :

C'est un oiseaux discret difficile à observer (Arnoux et al.2013, 2014).

Mouvement :

L'analyse des données récoltées sur les circuits inventoriés de mars à juin met en évidence une diminution du nombre d'oiseaux contactés au fil de cette période. Cependant cette observation est basée sur la prospection de seulement 4 circuits (Guillemot et al. 2015). D'après une étude effectuée d'avril à mai, la Grive à pieds jaunes concentre ses activités à ce moment-là sur un domaine vital fortement réduit. En effet, 75% des localisations individuelles ont été enregistrées sur une surface inférieure à 8h. Si l'on considère uniquement les "noyaux" des domaines, ils n'excèdent pas 3.2 ha. Un chevauchement des domaines des individus est observé, ceci peut être dû à une exploitation commune des zones de gagnage et donc d'une mutualisation de l'espace malgré la présence de marquage territorial (chant). Le chant pourrait être confiné aux abords du nid. La localisation de deux lieux à un jour d'intervalle est faible : 200m ou 600m pour les oiseaux du site des premières Chutes du Carbet, ces oiseaux exploiteraient deux zones distantes de plusieurs centaines de mètre, ce qui correspond à une mobilité très réduite (Eraud et al.2012).

Alimentation :

La grive fréquente les sous-bois où elle se nourrit d'invertébrés (le matin au lever du soleil et en fin de journée). Elle se nourrit également de baies présentes dans les arbres ou tombées au sol à toutes heures de la journée (del Hoyo et al. 2005, p. 681; Raffaëlle 1998, p. 381 ; Federal Register, 2010).

Reproduction :

La reproduction semble débuter en février et se terminer en août (Bénito-Espinal & Hautcastel 2003a, 2003b, 2007, Raffaele et al. 2003). Le nid est composé de feuilles sèches, de brindilles et de mousse. Il est placé de 3 à 10 mètres de hauteur, au sommet des fougères arborescentes, à l'enfourchure de grands arbres, ou encore sur des épiphytes (del Hoyo et al. 2005, p. 681; Raffaëlle 1998, p. 381). Le nid est assez massif ; il peut atteindre 21 cm de diamètre. La ponte est composée de 2 à 3 œufs d'une couleur vert-bleuté (del Hoyo et al. 2005, p. 681). L'incubation d'une durée approximative de deux semaines est réalisée par le mâle et la femelle. Les poussins séjournent 16-17 jours au nid. Il est fréquent de voir chez cette espèce une deuxième ponte dans l'année. Elle ne construit pas un nouveau nid mais réaménage celui qu'elle a utilisé pour sa première nichée (Bénito-Espinal & Hautcastel, 2003b).

Menaces :

Parasites de la Grive à pieds jaunes :

La grive est majoritairement parasitée par des mallophages et des acariens (*Plasmodium* et *Haemoproteus*), peu mobiles, ils se nourrissent de la kératine des plumes, de débris d'épiderme et de sang au niveau des lésions. Les hémosporidies sont transmises aux oiseaux par l'intermédiaire d'un arthropode (Valkiūnas 2005). Chez *Plasmodium*, le vecteur est un moustique (*Culex*, *Aedes*, *Culiseta* ...). La charge parasitaire est plus élevée en Dominique et un plus grand nombre d'oiseaux est parasité (78%), 62% en Guadeloupe (73% en BT et 30% en GT), 10% à Montserrat. Sur les 188 oiseaux parasités au total, 121 étaient infectés par *Haemoproteus* (59.2%), 42 par *Plasmodium* (20.4%) et 25 étaient des parasites sanguins appartenant à l'un de ces deux genres, mais restés indéterminés du fait d'une séquence non lisible. Aucune co-infection n'a été observée dans l'échantillon (Parashumara et al.2012). La quantité de parasite augmente significativement avec l'altitude et les précipitations, et diminue avec la température. Cependant, elle est indépendante de la densité de la forêt et de la correspondance des habitats aux exigences de la niche écologique (Eraud et al.2012). Elle est aussi sujette au parasitisme de ponte véhiculé par le vacher luisant, *Molothrus bonariensis* à Sainte-Lucie (Raffaele et al. 1998) ce qui réduirait le succès de la reproduction (Federal Register, 2010).

La destruction et la modification de son habitat originel :

Sur ces îles, de nombreuses campagnes de déforestation ont eu lieu afin de transformer les forêts en zones cultivables plus rentables notamment avec la plantation bananière (Worldbank, 2005 in Federal Register 2010), ou en espaces bâtis (Dornelly 2007*, John 2009* in Federal Register 2010). L'exemple critique de Sainte Lucie de par sa politique historique d'autoriser en libre accès les « ressources communes », combinée avec une forte pression foncière (demande de terre agricole, de résidences et de complexes touristiques) a entraîné une déforestation très importante (GOSL 1993, John 2003), et donc une réduction de l'habitat des grives, suivis d'une rapide diminution de l'espèce (IUCN 2008). L'impact potentiel de la destruction de l'habitat a été illustré par le Merle de Grande Caïman (*Turdus ravidus*), une espèce étroitement liée à la Sainte-Lucie comme la Grive à pieds jaunes, qui s'est éteinte quand la forêt sur l'île a été progressivement ouverte et clairsemée (Johnston 1969, tel que cité dans BLI 2008a, Federal Register, 2010).

Prédation :

La petite Mangouste indienne, *Herpestes auropunctatus* a été introduite intentionnellement en 1888 en Guadeloupe (c'est-à-dire en Grande-Terre et en Basse-Terre) et entre 1890 et 1891 à la Martinique (père Pinchon, 1967). Considérée comme une espèce invasive, c'est un des prédateurs potentiel de la Grive à pieds jaunes. Elle a été introduite dans de nombreuses îles afin de contrôler le nombre de petits rongeurs qui dévastaient les plantations (Lorvelec et al., 2007). Morley et Winder (2007*) a constaté que dans les îles Fidji, certaines espèces d'oiseaux, qui étaient associées à ces îles lorsqu'il n'y avait pas encore de mangoustes, n'y sont plus présents (Federal Register, 2010).

Compétition :

Le Merle à lunette (*Turdus nudigenis*), qui a colonisé l'île de Sainte Lucie dans les années 1950, pourrait être un facteur impactant cette espèce (Raffaele et al., 1998, p.381). Cependant, aucune étude scientifique n'a déterminé si cette concurrence est une menace effective pour la Grive à pieds jaunes. Le Vacher brillant (*Molothrus bonariensis*), qui a colonisé l'île en 1931, est également soupçonné d'être en compétition avec la Grive (Raffaele et al., 1998, p. 381, Federal Register, 2010).

Homozygotie :

La petite taille présumée de la population de Grive sur certaines des îles rend ces populations vulnérables vis-à-vis de certains risques, y compris la dépression de consanguinité, la perte de variation génétique, et l'accumulation de nouvelles mutations. (Charlesworth et Charlesworth 1987, p 231; Shaffer 1981, p 131, Federal Register, 2010). Les petites populations isolées sont également sensibles aux problèmes démographiques (Shaffer 1981, p. 131), qui peuvent inclure un succès de reproduction réduit et des déséquilibres dans le ratio male/femelle. Une fois que la population est réduite en dessous d'un certain nombre d'individus, elle tend à décliner rapidement vers l'extinction (Franklin, 1980, pp 147-148 ; Gilpin et Soule, 1986, p. 25 ; Holsinger, 2000*, pp. 64-65 ; Soule, 1987, p. 181). Une approximation générale du minimum viable de la taille d'une population est la règle du 50/500 (Shaffer 1981, p 133 ; Soule 1980). Cette règle stipule que la population (N_e) de 50 individus est la taille minimale requise pour éviter les risques imminents de consanguinité. « N_e » représente le nombre d'animaux dans une

population qui contribuent effectivement à la reproduction, et est souvent beaucoup plus petit que le recensement, ou le nombre total d'individus dans la population (N). En outre, la règle prévoit que la remise en forme à long terme d'une population exige une Ne d'au moins 500 individus, de sorte qu'elle ne perdra pas sa diversité génétique au fil du temps et maintiendra une capacité accrue d'adaptation aux conditions changeantes (Federal Register, 2010).

Catastrophes naturelles :

Cette espèce est particulièrement vulnérable aux catastrophes naturelles (par exemple, l'activité volcanique, les tempêtes tropicales et les ouragans) qui pourraient détruire les individus et leur habitat (Federal Register, 2010). Sur Montserrat, où se trouve une sous-espèce de la Grive à pieds jaunes (*Cichlherminia lherminieri lawrencii*), l'activité volcanique a provoqué une réduction de l'ordre de deux tiers de la sous-espèce en 1995-1997 (G. Hilton 2007), et en 2001, les chutes de cendres ont entraîné une perte d'habitat (Continga 2002*, cité dans BLI 2008b, Federal Register, 2010).

Chasse :

La Grive a été la cible de nombreux chasseurs et braconniers qui la commercialisaient (Ober 1878). Cette forte pression sur les populations n'a pas amélioré les effectifs. La chasse a été interdite en 1980 à Sainte-Lucie (Federal Register, 2010).

3. MÉTHODES DE SUIVIS

Radio-télémetrie :

Afin de mieux connaître les traits écologiques et comportementaux de la Grive tels que la taille des domaines vitaux, la fonctionnalité des éléments paysagers qu'ils renferment, le rythme d'activité et l'amplitude des déplacements des oiseaux, une méthode de radio-télémetrie a été mise en place lors des saisons 2010 et 2011, d'avril à juin. 15 oiseaux par saison ont été capturés et équipés d'émetteurs de type Biotrack Pip, fixés sur les individus selon la technique du « Leg-Loop » (Rappole et Tipton, 1991) à l'aide d'un harnais élastique (Eraud et al.2012).

Points d'écoute :

Pour comprendre la baisse de population de la Grive à Montserrat, une étude basée sur les associations d'habitat a été réalisée en 2015. A chaque point, un comptage de 10 minutes a été réalisé entre 06h00 et 14h00 (heure normale de l'Atlantique), au cours de laquelle toutes les détections visuelles et acoustiques de la Grive ont été enregistrées. Trois répétitions ont été effectuées sur une période de trois semaines sur les 88 points d'enquête situés au hasard dans la forêt de Centre Hills, avec un minimum de 200 m entre les points (pour plus de détails, voir Dalsgaard et al.2007, Oppel et al.2014a). De plus, des mesures ont été prises sur la structure de la forêt et de l'habitat à chacun de ces points. L'abondance de Grive a été reliée à l'habitat en utilisant un modèle mixte binomial (Parashumara et al.2012).

En 2015, dans le but d'évaluer les tendances évolutives des populations de Grives à pieds jaune, un suivi par points d'écoute sur la base du programme STOC-EPS (Suivi Temporel des Oiseaux Communs) a été mis en place. 11 circuits de 10 points ont été inventoriés de nuit et de jour en Guadeloupe. Chaque point a été inventorié pendant 5min. Chaque circuit a fait l'objet de 2 répétitions. La méthode des Indices Ponctuels d'Abondance (Blondel et al. 1970) a été utilisée afin d'analyser les données, ainsi la valeur maximale obtenue pour chacun des points au cours de la saison a été retenue. Un indice ponctuel moyen est alors estimé pour chaque circuit comme la moyenne des valeurs retenues pour les 10 points (Guillemot et al. 2015).

Pour connaître l'abondance et la distribution des principales espèces de Guadeloupe des inventaires ont été conduits selon la méthode des points d'écoute (Blondel et al. 1970) sur 991 stations durant 3 saisons de terrain de 2009 à 2011. Le temps d'écoute était de 5 min (Arnoux et al.2013, 2014).

Capture aux filets :

En 2015 en Guadeloupe, pour permettre d'estimer certains traits démographiques fondamentaux, en particulier les taux de survie annuelle, des captures-marquage-recapture ont été réalisées sur deux sites (dont un site historique où environ 25 grives ont été baguées en 1999, 2011 et 2012), avec quatre répétitions dans l'année, et un dispositif de six filets de 24mètres (2x12 m) ouverts du levé du jour à 10h, avec de la repasse sur la moitié des filets. Ce dispositif a permis d'apporter quelques éléments de réponse mais n'a pas été suivi d'une analyse plus poussée, des années de recul étant nécessaires, ainsi que l'acquisition de plus de données. Les sessions de baguage ont donc été reconduites en 2016 en améliorant le protocole avec plus de sessions et plus de filets (Guillemot et al. 2015).

Afin de connaître les différences et la variabilité morphologiques et génétiques des populations, des captures aux filets ont été réalisées, suivi de mesures biométriques, d'un prélèvement sanguin et d'un examen parasitologie externe. 12 sites ont été échantillonnés en Guadeloupe, dont 8 en Basse-Terre et 4 en Grande-Terre, 4 sites à la Dominique et 4 sites à Montserrat. L'échantillonnage s'est déroulé en 2010 pour la majorité des individus prélevés en Guadeloupe (210 oiseaux) et en 2011 pour la Dominique (43 oiseaux), la Guadeloupe (25 oiseaux) et Montserrat (60 individus). Les captures ont été réalisées à l'aide de filets maillants ouvert le matin ou/et le soir, en diffusant le plus souvent le chant de l'espèce à proximité afin d'accroître le rendement des opérations (Arnoux et al.2013, 2014).

B. PROPOSITIONS D'ACTIONS

La Grive à pieds jaunes étant une espèce emblématique de la Guadeloupe, elle fait l'objet de vives polémiques au vu de son statut d'espèce vulnérable (IUCN, 2016). Certains naturalistes s'inquiètent de la durabilité de l'espèce et estiment notamment que la chasse est une menace pour la population de Grive à pieds jaunes, malgré l'estimation de cette dernière qui semble correcte à l'échelle de la Guadeloupe (40 000 couples, Eraud et al.2012).

Etant donnée que son aire de répartition est assez réduite (Guadeloupe, Dominique, Montserrat), la grive reste une espèce sensible dont le monitoring de sa population doit être poursuivi notamment l'étude par points d'écoute, ce qui permettrait de tirer la sonnette d'alarme à l'apparition d'un potentiel déclin. De plus il est nécessaire d'approfondir les connaissances que l'on a sur la démographie de cette espèce aux Antilles françaises en continuant les opérations de baguages (Guillemot et al. 2015).

Une autre stratégie consisterait à préciser les estimations réalisées lors de l'étude de 2012 réalisée par l'ONCFS (Eraud et al.2012). Pour cela, il serait intéressant de calculer le sex-ratio de la population de Grive à pieds jaunes. En absence de dimorphisme sexuel, une analyse génétique serait nécessaire. Un prélèvement de tissu, comme un doigt, pourrait être réalisé lors du contrôle des prises des chasseurs. Un prélèvement sanguin à partir d'oiseaux capturés au filet pourrait être une autre option, mais demanderait une technicité importante. De plus ces captures au filet devraient être effectuées sans l'utilisation de la repasse qui pourrait biaiser les résultats (Arnoux et al.2013, 2014).

En outre une estimation du taux de prélèvement de l'espèce doit être réalisée afin d'estimer l'impact de la chasse sur sa population. A partir des carnets de prélèvements, qui sont rendus obligatoires dans le cadre d'un plan de gestion, le nombre de prélèvement pourra être communiqué par la fédération départementale des chasseurs de Guadeloupe.

Une étude approfondie de la dynamique et de la superficie du domaine vital de la Grive à pieds jaunes serait également intéressant à connaître. En effet au vu d'un suivi radio-téléométrique réalisé sur deux mois (Arnoux et al.2013, 2014), le domaine vital de la Grive serait très restreint (noyau du domaine : 3.2 ha), cependant lors des suivis de capture-marquage-recapture réalisé par l'ONCFS (Guillemot et al. 2015), le nombre de contrôle et de reprise réalisé est faible ce qui s'expliquerait par un certain erratisme dans la population. Un suivi radio-téléométrique sur l'ensemble de l'année apporterait un certain nombre d'informations utile pour comprendre le dynamisme de la population.

La perte d'habitat et le clivage entre les populations de Grive de Basse-Terre et de Grande-Terre sont les menaces les plus problématiques. L'effort devrait être concentré sur la préservation des forêts denses et faiblement morcelées en Basse-Terre hors Parc National et en Grande-Terre, ainsi que sur le renforcement de la continuité écologique entre les forêts de Basse-Terre et de Grande-Terre (figure 2 ; Eraud et al.2012).

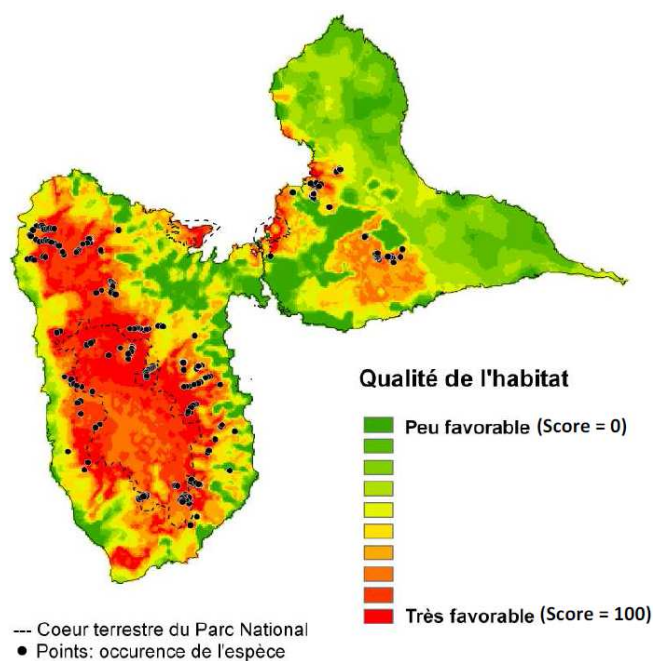


Figure 2 : Résultats de la modélisation de la niche écologique de la Grive à pieds jaunes à l'aide de l'analyse de type *Ecological Niche Factor Analysis*. La carte exprime un gradient de potentialité des habitats pour l'espèce. Avec 0 = habitat très défavorable et 100 = habitat très favorable. La résolution de la carte est de 200 m x 200 m. ●) points d'occurrence incluant les résultats du suivi des 991 stations ainsi que des contacts obtenus lors d'opérations de relevés de terrain.

III. MOQUEUR GRIVOTTE ET MOQUEUR COROSSOL

Moqueur grivotte
Margarops fuscus
Scaly-breasted Thrasher

Grive fine
Préoccupation mineure (LC)

Moqueur corossol
Margarops fuscatus
Pearly-eyed Thrasher

Grosse grive
Préoccupation mineure (LC)

(Statut UICN France et mondial ; UICN & al, 2015)

Chassable en Guadeloupe
et en Martinique



Figure 3 : Moqueur grivotte

© F. Delcroix



Figure 4 : Moqueur corossol

© D. Colon Archilla

A. ETAT DE L'ART

1. ESTIMATION DES POPULATIONS

a) Moqueur corossol

Margarops fuscatus est présente sur environ 80 îles et îlots à travers le bassin de la Grande Caraïbe : à San Salvador, aux Bahamas, au sud de Bonaire, aux Antilles néerlandaises, soit sur une zone géographique nord-sud de près de 3000 km (Arendt, 2006).

En Guadeloupe :

D'après une estimation réalisée par l'ONCFS, la population de Moqueur corossol guadeloupéenne serait d'environ 40 446 à 46 478 couples (Eraud et al.2012).

En Martinique :

Le moqueur corossol est peu observé en Martinique. Ces constats s'appuient sur les suivis par points d'écoute STOC et les sessions de captures réalisées dans le cadre du projet FRAG&BINV (Netbiome, visant à étudier la réponse des oiseaux à la fragmentation forestière, où aucun Moqueur corossol n'a été capturé) et sur les résultats d'une thèse sur la biodiversité des espèces aviaires insulaires (Gros-Desormeaux, 2008).

A Montserrat :

A l'exception possible du Sucrier à ventre jaune (*Coereba flaveola*), le Moqueur corossol pourrait bien être le plus abondant des oiseaux terrestres de l'île, plus encore que la Tourterelle à queue carrée (*Zenaida aurita*) ou que la Colombe à queue noire (*Columbina passerina*) (Arendt, 1993 ; Arendt et al., 2000).

Il est le plus abondant des oiseaux terrestres dans les îles Vierges américaines (Norton, 1980). Dans les îles voisines, les îles Vierges britanniques (BVI), il est le plus abondant sur Tortola et Virgin Gorda (Arendt, 2006). Il est commun à Porto-Rico et dans les petites Antilles jusqu'à Sainte Lucie (Martinique comprise) (Raffaele et al. 2003).

b) Moqueur grivotte

En Guadeloupe :

D'après une estimation réalisée par l'ONCFS, la population de Moqueur grivotte est d'environ 87 711 à 95 615 couples (Eraud et al.2012).

Il est décrit comme une espèce endémique assez commune de Saba et Saint Barthélemy jusqu'à Saint Vincent (Martinique comprise), rare et localisé à la Grenade et peut-être disparu de Saint Eustache, Barbuda et la Barbade (Raffaele et al. 2003).

2. POINTS ECOLOGIQUES

a) Moqueur corossol

Comme le Moqueur corossol a démontré une plasticité morphologique, une bonne dispersion et est capable d'adapter sa stratégie de nidification et d'alimentation (Arendt, 2004a), il est un excellent candidat pour le premier oiseau « supertramp » des Caraïbes (Arendt, 2006). En effet le terme « supertramp » désigne des oiseaux dont la population est dispersée, et qui ont la capacité de prendre des niches écologiques vacantes ou sous-exploitées à toutes les altitudes. (Arendt, 1996, 1997 ; Wunderle et al.2011).

Le Moqueur corossol est un prédateur majeur des œufs et un compétiteur des sites de nidification de l'Amazonie de Porto-Rico. Surpassant la notion de supertramp, le Moqueur a établi une stratégie de reproduction caractérisée par (1) des saisons de reproduction étendues, (2) plusieurs couvées, (3) l'éclosion asynchrone, et (4) une forte capacité d'adaptation aux grandes perturbations de l'habitat (Arendt, 2006).

Morphologie :

De 28 à 30 cm de long, les plumes du dessus sont brunes alors que celles du dessous sont blanches marquées de brun. Il possède un gros œil blanc ce qui lui vaut son nom de Moqueur à œil nacré en anglais. Son bec est gros et jaunâtre et il possède de grosses taches blanches au bout de la queue (Raffaele et al. 2003).

Vocalisation :

Son chant est composé de séries de phrases de 1 à 3 syllabes espacées de longues pauses et contient de nombreuses notes rauques, incluant des sons gutturaux « crow-crow » et rudes « chook-chook ». (Raffaele et al. 2003, 1998).

Habitat :

Le Moqueur corossol est restreint aux Antilles et a une distribution éclatée de Saint Vincent dans les Petites Antilles au Bahamas (Bond 1979 ; Arendt, 1985)

Le Moqueur est capable de s'adapter à des changements de conditions écologiques dans les milieux naturels, mais aussi dans les environnements anthropiques et ils apparaissent souvent sur des îles ou des habitats perturbés,

pauvres en espèces à travers la Caraïbe. (Arendt, 2006 ; Latta, 2012). Il est significativement plus abondant dans les forêts humides plutôt que dans les forêts sèches. (Arendt, 2006).

Aux Antilles néerlandaises (d'une surface de 993 km²), le Moqueur corossol est plus fréquent dans la végétation dense à des altitudes élevées. Sur Saint-Martin, Danforth (1930b) a rapporté qu'il était commun dans les bois denses et broussailleux, avec des pics de population aux altitudes les plus élevées (point culminant 424 m). Sur Tortola, il est plus abondant dans les plantations de noix de coco et aux altitudes moyennes lorsque la végétation est grande et dense (Mirecki et al., 1977 ; Arendt, 2006).

Datant d'il y a 2000 ans, la première preuve de la présence préhistorique de deux espèces constituant actuellement le genre *Margarops* dans les Caraïbes vient d'un site archéologique (récemment détruit par le volcanisme) situé près de la baie de Montserrat Trant, dans les Petites Antilles (Steadman et al., 1984b). De plus comme des os fossilisés de corossol ont été trouvés dans les dépôts de la fin de l'Holocène à Antigua, Petites Antilles (Pregill et al., 1988, Steadman et al., 1984a), cela suggère que l'espèce aurait habité à proximité de Puerto Rico beaucoup plus tôt que ce qui était supposé (Arendt, 2006).

A l'aide de la méthode ENFA qui permet de calculer les valeurs de marginalité, un classement de l'exigence des espèces vis-à-vis de leur habitat est établi :

Moqueur corossol 24> Grive à pieds jaunes 21> Colombe à croissant 11> Moqueur Grivotte 3 (min0 – max 40) (Eraud et al.2012).

Le bâti, la fragmentation du couvert forestier et les surfaces agricoles sont des facteurs défavorables pour le Moqueur corossol, alors que les forêts humides, les précipitations, une altitude élevée et un paysage homogène et faiblement morcelé sont favorables. Cette méthode (Eraud et al.2012) décrit le Moqueur corossol comme un oiseau peu tolérant aux variations d'habitat ce qui ne s'accordent pas avec les études le décrivant comme un oiseau « supertramp » (Arendt, 2004 ; 2006).

Alimentation :

C'est une espèce omnivore qui compte principalement sur les fruits pour se nourrir et qui complète son alimentation avec des proies animales, invertébrés et vertébrés (Wetmore, 1916; Waide, 1996 ; Wunderle et al. 2011; Rolle 1965 ; Arendt, 1985). Les adultes corossols se nourrissent sur les fruits de 19 espèces de plantes (Waide, 1991), bien que les fruits du palmier sierra sont l'élément principal (22% de leur régime alimentaire, Snyder et al, 1987;. Arendt, 2000, 2006). Au sein de leurs territoires, les Moqueurs adultes ont été observés protégeant les ressources alimentaires des autres Moqueurs et des autres espèces (Arendt, 1985).

Reproduction :

Bien qu'il puisse construire son nid sur les branches des arbres fortement feuillus ou au niveau des broussailles de bambous ou d'enchevêtrements de vignes, il utilise généralement des cavités existantes. Il n'excave pas sa propre cavité. Il ne pond pas ses œufs bleu-vert pâles (un à quatre œufs) directement à l'intérieure de la cavité comme les cavernicoles primaires (Arendt 2004b). Au lieu de cela, il construit un nid à partir de brindilles de branches à l'intérieur de la cavité (Arendt, 2006). Dans les Montagnes Luquillo, il est monogame (Arendt, 1985).

Même si le Moqueur est un oiseau nichant dans les cavités, il a adopté les stratégies de ponte et d'incubation caractéristiques des petits oiseaux qui nichent dans des nids en forme de « tasse ouverte » (Arendt, 2004a, b, 2005). Il minimise la durée du stade œuf, ce qui lui permet de renicher plus rapidement entre chaque naissance successive. Ainsi, il maximise le rendement de la reproduction, en augmentant la fécondité annuelle (Arendt, 2006). Collectivement, ces attributs le propulsent au rang de premier prédateur des nids de perroquets et de concurrent pour les sites de nidification (Arendt, 2000 ; Wunderle et al.2011).

Les deux espèces (Perroquet et Moqueur) ont leur période de reproduction synchronisée avec la production de fruits du palmiste à chapelet à Porto-Rico (Snyder et al., 1987; Beltrán Salazar, 2004; Arendt, 2006). Le succès de reproduction pour ces espèces se réduit souvent aux résultats des effets synergiques des différents groupes de prédateurs, compétiteurs ou ectoparasites (autres Moqueurs, les rats, les abeilles) (Arendt, 2000). Seule une moyenne de 34% de la population de Moqueur se reproduit chaque année, ce qui est inférieur au pourcentage d'adultes qui auraient atteint l'âge de reproduction (41-56%). Ce faible taux de reproduction est dû à des facteurs

comportementaux et environnementaux mais n'est pas due à un manque de site de nidification ou à un déséquilibre dans le sex-ratio. Le taux d'échec de nidification dû à des causes non génétiques est faible (29%) en raison d'une garde intensive du nid, ce qui réduit les pertes infligées par les ectoparasites Oestridae, et par la prédation (Snyder et al., 1987; Lindsey, 1992; Vilella and Arnizaut, 1994; Vilella and García, 1995).

Les analyses de Beissinger et al. (2005) indiquent que la durée sans incubation des parents, le site d'exposition et les températures maximums sont corrélés au succès de reproduction. Cook et al. (2003, 2004) expliquent que l'invasion par des bactéries et des champignons pathogènes contribuent également à la mortalité des œufs non incubés, surtout à haute altitude. Ces expériences ont indiqué que les œufs, non incubés, exposés à haute altitude ont été envahis par les microbes à 90% au lieu de 28% en basse altitude (Wunderle et al.2011).

L'incubation réalisée par les parents permet de réduire la croissance des microbes pathogènes, réduisant ainsi le risque d'infection à travers la coquille (Cook et al., 2005). Ainsi l'incubation était particulièrement importante pour limiter la croissance microbienne au niveau du site en haute altitude (Wunderle et al.2011). Une fois le développement commencé, les parents peuvent être obligés d'initier l'incubation plus tôt afin de maintenir la viabilité des premiers œufs pondus, ce qui n'affecte pas seulement l'asynchronité de la couvée mais aussi l'évolution de la taille de celle-ci (Stoleson and Beissinger 1995, 1999). Les œufs placés en basse altitude, où les températures étaient les plus élevées, ont eu une période de développement plus courte que les sites aux températures plus fraîches situés sous le couvert forestier et aux altitudes moyennes (Beissinger et al. ; 2005). L'éclosion asynchrone est susceptible de se produire chez les espèces tropicales, même si elles n'incubent que les œufs de la première couvée, car une exposition prolongée à une température ambiante élevée peut favoriser la croissance de l'embryon et réduire le temps de développement. Les œufs de Moqueurs qui ont survécu à l'exposition pré-incubation se développent plus rapidement sur le site de basse altitude aux températures élevées que les œufs exposés à des températures fraîches au site de haute altitude (Beissinger et al. ; 2005).

Une incubation partielle peut fonctionner pour augmenter la température des œufs à des niveaux suffisants afin d'initier et de catalyser les mécanismes de défense antibactériens (par exemple, lysozymes) dans l'albumen (Williams et al., 1966 ; Cook et al., 2005). Cette température a été atteinte seulement au niveau des sites de basse altitude.

Taux de survie :

Le taux annuel de survie des adultes serait élevé en absence d'ouragan. Celui des juvéniles est qu'en à lui mal connu (Meyers et al., 1996). Une estimation de 75% de survie pour les juvéniles est obtenue par Snyder et al. (1987). Cependant les récents calculs de Collazo et al. (2000) indiquent un taux annuel de survie de seulement 32% basé sur le suivi radio de 15 jeunes étudiés par Lindsey et al. (1994) ; (Wunderle et al.2011).

Menace :

Prédation :

Chez les oiseaux, la mortalité causée par la prédation des nids forme un gradient latitudinal : souvent négligeable en Arctique pour atteindre 86% dans les néotropiques (Ricklefs 1989). La plupart des prédateurs de nids est causée par des prédateurs vertébrés, mammifères et reptiles arboricoles (Arendt, 1985).

Les études sur le Moqueur confirment que le taux de prédation, la fréquence et l'intensité du parasitisme d'Oestridae dans les nids varient significativement au cours de l'année, ils augmentent avec la progression de la saison de reproduction et deviennent critiques suite à une importante perturbation de l'habitat. Les abeilles africanisées arrivées depuis 1994 colonisent avec agressivité les cavités des nids (Arendt, 2000) et sont en partie responsable de la diminution du taux de reproduction des Moqueurs et des perroquets (Wunderle et al.2011).

Catastrophes naturelles :

Les effets des ouragans peuvent se poursuivre pendant les saisons de reproduction comme cela a été observé chez l'Amazone de Porto-Rico et le Moqueur corossol (Arendt, 1993, 2006; Wunderle, 1999; Wunderle et al., 2003). La première saison de reproduction post-cyclonique du perroquet a été retardée d'environ un mois et celle du Moqueur d'environ 6 mois. En réduisant le nombre de couvées, qui est en moyenne de 2,2 les années sans ouragan, à <2 couvées, les femelles Moqueurs terminent la saison de reproduction à la date normale (Arendt, 2006). La taille

des couvées pendant la première saison de reproduction post-ouragan n'a pas changé pour les perroquets ou les Moqueurs (Wunderle et al., 2003, 2016 ; Arendt, 2006).

Parasitisme :

La population de Moqueurs corossols souffrent d'une infestation forte par un ectoparasite identifié comme *Philornis deceptiveus*, ce qui conduit à un fort taux de mortalité des oisillons. Le niveau de l'infestation de larves fluctue avec les saisons et est relié aux précipitations mensuelles. Les femelles incubatrices et couveuses de Moqueurs sont plus infectées que les males, qui ne couvent pas (Arendt, 1985).

Les larves d'Oestridae vivent dans les régions sous-cutanées de leur hôte et provoquent la formation de furoncles leur permettant de se nourrir des érythrocytes de leur hôte et d'autres tissus avant d'arriver au stade de pupaison (Arendt, 1985a,b, 2000). Sur les Moqueurs adultes toutes les larves ont été trouvées à des endroits inaccessibles pour la plupart au moment du toilettage. Au moins 60% des larves étaient localisées au niveau de la surface ventrale des ailes dont 30% sur les membranes patagiales, dont les surfaces charnues facilitent l'entrée des larves. Le deuxième site le plus commun d'infestation sur les oiseaux adultes était la région de la tête. Sur les oisillons, la localisation des larves de *Philornis* est associée à leur développement. Jusqu'à la mi-saison (Mai) les larves sont situées au niveau de la région dorso-antérieure (la nuque, les orbites, conduit auditif ...). Les jeunes sont alors plus ou moins immobiles, leur tête et leur bouche ouverte sont les régions les plus accessibles aux *Philornis* adultes. Lorsque les oisillons commencent à être plus actifs, l'infestation apparaît plutôt localisée au niveau du ventre où l'accès est probablement plus facile (Arendt, 1985).

Le taux de mortalité des oisillons est élevé et est provoqué presque exclusivement par les ectoparasites *Philornis*. 96% des oisillons Moqueurs sont infectés par les larves. A part quelques exceptions, tous les oisillons sont parasités chaque mois. L'intensité moyenne est passée de 20 larves/oisillons en Février à 61 larves/oisillons en Juin. Cette augmentation correspond à une augmentation du nombre de Moqueurs nichant disponibles pour l'infestation de *Philornis* (Arendt, 1985).

Une infestation de larves conséquente réduit l'énergie disponible pour la croissance et le développement des oisillons (Uhazy and Arendt, 1986) et un taux d'infection élevé peut causer la mort des oisillons. Arendt (2000) a constaté qu'Oestridae représentaient 56% de la mortalité des oisillons alors que les pertes des œufs et des poussins par les prédateurs et les concurrents ne représente que 10% des échecs de reproduction. En outre, les Moqueurs immatures modérément à fortement infestées ont un risque élevé de mortalité après l'envol (Arendt, 1983). Par conséquent, la mortalité due à Oestridae peut atteindre 90% ou plus dans la première année de vie (Arendt, 1985a, b ; Wunderle et al.2011).

Oestridae pupifient avec succès les oisillons de Moqueurs, en particulier lors de la première couvée avec un envol de 60% des oisillons (20% succombent aux Oestridae) contrairement aux couvées tardives, dont la plupart des oisillons succombent aux infestations larvaires (Arendt, 1985b, 2006). Plus important encore, cependant, les espèces avec des populations déjà éprouvées par d'autres facteurs tels que des fluctuations climatiques, de la prédation, de la maladie et de la compétition peuvent être particulièrement vulnérables aux Oestridae (Delannoy et Cruz, 1991). Ainsi, il est probable que le Moqueur joue un rôle majeur dans la régulation de certaines populations d'oiseaux (Arendt, 2006 ; Wunderle et al.2011). Cook et al. (2003, 2005) ont montré que l'infection à travers la coquille par des bactéries pathogènes et les champignons est un autre facteur de mortalité pour le Moqueur corossol et la volaille domestique (Beissinger et al. ; 2005).

Les conditions d'humidité contribuent à la mortalité des œufs et des oisillons, d'après deux études : une sur les perroquets nichant dans des cavités humides (Snyder et al., 1987), et une autre sur l'infestation d'Oestridae des oisillons de Moqueurs corossols qui est plus faible les mois secs de la saison de reproduction (Arendt, 1985b, 2006) et dans les habitats secs (Arendt, 2006 ; Wunderle et al.2011).

S'il n'est pas une espèce clé dans la forêt du Colorado, le Moqueur est au moins une espèce importante au vu de ses impacts sur les autres membres de la communauté des oiseaux, en particulier dans la forêt de Colorado où les Moqueurs sont les plus abondants, bien que ses effectifs aient diminué (Arendt, 2006). Comme un prédateur/compétiteur, le Moqueur peut être responsable de la diminution locale de certaines espèces d'oiseaux, comme l'Épervier brun, l'Amazone de Porto Rico, la Corneille d'Hispaniola, et d'autres (Snyder et al, 1987 ; Arendt, 2006). Les Moqueurs peuvent contribuer à augmenter les densités en parasites, qui a un effet indirect sur d'autres

espèces moins résistantes au parasitisme (Snyder et al., 1987). En conséquence, le taux d'infestation des nichées, ainsi que la mortalité résultant du parasitisme augmentent fortement tout au long de la période de nidification du Moqueur (Arendt, 1985a, b). Le déclin de deux rapaces dans l'est du pays est dû à de multiples causes incluant l'ouragan Hugo en 1989, le parasitisme de Philornis et l'augmentation de la population de Moqueur corossol dans les années 70 et 80 par la prédation des œufs et des oisillons des deux rapaces (Snyder et al., 1987; Arendt, 2006 ; Delannoy, 1997).

b) Moqueur grivotte

Morphologie :

Plus petit que le Moqueur corossol et il mesure environ 23cm. Comme le Corossol il a les plumes du dessus brunes. Celles de sa gorge à son ventre sont blanches fortement écaillées de gris-brun et le bout de sa queue est blanc. A la différence du Corossol, il possède une bande alaire blanchâtre, son bec est noir et ses yeux jaunâtres (Raffaele et al. 2003).

Vocalisation :

Son chant est composé de répétitions de sifflement musicaux et de phrases qui durent plusieurs secondes (Raffaele et al. 2003).

Habitat :

A l'aide de la méthode ENFA qui permet de calculer les valeurs de marginalité, un classement de l'exigence des espèces vis-à-vis de leur habitat est établi :

Moqueur corossol 24> Grive à pieds jaunes 21> Colombe à croissant 11> Moqueur Grivotte 3
(min0 – max 40) (Eraud et al.2012).

Même si le Moqueur grivotte se montre peu exigeant vis-à-vis de son habitat, sa présence est néanmoins associée à un certain type d'habitat. Ainsi, le bâti, la fragmentation du couvert forestier et les surfaces agricoles sont des facteurs défavorables pour le Moqueur grivotte, alors que les forêts humides, les précipitations, un relief pentu, un paysage homogène et faiblement morcelé sont favorables (Eraud et al.2012).

Il est présent des forêts humides au bois semi-aride (Raffaele et al. 2003).

Comportement, alimentation :

C'est un oiseau arboricole, plutôt en retrait, mais qui n'est pas particulièrement timide. Il se nourrit principalement de fruits (Raffaele et al. 1998).

Nidification :

Il construit un nid sommaire en forme de coupe, qui est placé dans un arbre. Il pond 2 à 3 œufs bleu-verdâtre et se reproduit en Mai et Juin (Raffaele et al. 1998).

3. METHODES DE SUIVIS

Boîtes de nidification :

En réponse au déclin du perroquet, Rodríguez-Vidal (1959) a entrepris des études et des mesures afin de redresser la population dans la forêt expérimentale de Luquillo. En 1973, les mesures intensives pour la protection du perroquet ont été lancées (Snyder et al., 1987). Ces efforts, qui continuent aujourd'hui, comprennent (1) la fourniture de boîtes de nidification et la réhabilitation des cavités de nidification déficientes ; (2) la surveillance et le gardiennage des nids pour dissuader la prédation par les rats noirs et les Moqueurs corossols et la prévention de la mortalité par les parasites (Wunderle et al.2011).

L'étude de Beissinger et al. (2005) consistait à enlever 382 œufs fraîchement pondus de Moqueurs corossols et de les placer dans des boîtes à trois altitudes différentes (sites de plaine 6-20 m; moyennement élevé, 600 m; forêt, 810m) pour 3-7 jours avant les remettre dans leurs nids. Cela dans le but de comprendre l'influence des parents et de l'incubation sur le développement, la synchronicité et le parasitisme des œufs.

Une étude sur le parasitisme des Moqueurs corossols par *Philornis* a été réalisée à l'Est de Puerto Rico, en forêt subtropicale de montagne. Elle s'est déroulée sur plus de 4 ans, des données ont été récoltées sur 272 nids, 681 oisillons, et 105 adultes Corossols. Des boîtes de nidification ont été installées à 0.1 km intervalles entre 12 et 17 km le long de l'autoroute 191 (Arendt, 1985).

Observations :

De 1978 à 2005, le Moqueur corossol a été étudié dans la forêt expérimentale de Luquillo, afin de mieux connaître ses caractéristiques écologiques, notamment alimentaire et de nidification car il est le prédateur principal des œufs de l'Amazonie de Porto Rico et qu'il entre en compétition avec pour les sites de nidifications. Les nids ont été suivis tous les 2 à 4 jours tout au long de la période de nidification, et tous les jours lors des moments critiques, comme la ponte, l'éclosion, et les périodes d'envol. Pour étudier divers aspects écologiques de la vie du Moqueur corossol, des stores d'observation ont été utilisés à partir de toile de jute, toile camouflée, fibre de verre, et même de feuilles de palmier. Des stores ont été placés sur le sol ou dans les arbres à des distances de 3 à 30 m des nichoirs pour observer le comportement et les activités tels que (a) l'incubation et la couvaison, (b) l'envol, (c) les taux d'alimentation et l'élimination fécale, (d) la régurgitation de granulés contenant les graines de fruits et des os d'animaux trop grands pour être digérer (Arendt, 2006).

Points d'écoute :

Afin d'appréhender la forte hétérogénéité du contexte environnemental de la Guadeloupe, des inventaires de l'avifaune ont été menés selon la méthode des points d'écoute. Les traits généraux de la niche écologique ont été étudiés notamment ceux du Moqueur grivotte et corossol (Eraud et al.2012).

B. PROPOSITIONS D'ACTIONS

Au vu des différentes études (Arendt, 2006, 1985), qui décrivent le Moqueur corossol comme un « oiseau supertramp », c'est-à-dire qui a de grande capacité d'adaptation ; et de l'estimation de sa population en Guadeloupe, il ne semble pas être dans un état préoccupant. Cependant en Martinique, il est peu observé (Gros-Desormeaux, 2008 et projet FRAG&BINV). Un travail d'estimation de la population de Moqueur corossol et de sa répartition démographique pourrait ainsi être réalisé en Martinique. Dans un premier temps, un état des lieux pourrait être réalisé sur la base d'enquêtes auprès des acteurs locaux (chasseurs, naturalistes...). Ce travail permettrait par la suite de définir des protocoles adaptés au territoire.

Le Moqueur grivotte a quant à lui été très peu étudié. Ses traits écologiques, sa répartition et le dynamisme de sa population sont peu connus et peu documentés, il serait donc intéressant de les approfondir afin de mieux comprendre ses tendances évolutives. Améliorer la connaissance de ses traits écologiques servirait également à mieux gérer cette espèce. Compte tenu du grand nombre de Moqueurs grivottes bagués au cours de l'étude de la Grive à pieds jaunes, réalisée en Guadeloupe par l'ONCFS en 2015 et 2016 (Guillemot et al. 2015), une étude pourrait être menée en parallèle. Le baguage pourrait ainsi être renouvelé les années suivantes, pour acquérir plus de données qui, traitées, apporteraient des informations sur la population de Guadeloupe. En Martinique, aucune étude n'a été réalisée, une estimation de sa population comme pour le Moqueur corossol permettrait de vérifier l'état de sa population sur l'île.

De plus une étude sur le taux de prélèvement en Martinique et en Guadeloupe par les chasseurs serait un bon complément aux estimations de population des deux espèces et permettrait une surveillance de l'espèce en

précisant les quotas de chasse qui sont en vigueur. Des carnets de prélèvement ont été mis en place dans les deux îles, le nombre de prélèvement pourra ainsi être communiqué par les Fédérations départementales des chasseurs.

IV. MERLE À LUNETTES

Turdus nudigenis
Bare-eyed Robin
Grive chat - Grive à lunettes
Statut UICN mondial et en Guadeloupe: LC (Préoccupation mineure)
Non Chassable en Martinique et en Guadeloupe



Figure 5 : Merle à lunettes
© Birds & Co

A. ETAT DE L'ART

1. ESTIMATION DES POPULATIONS

Le Merle à lunettes est présent du Nord-Est de l'Amérique du Sud jusqu'aux Petites Antilles (à l'exception de La Barbade), sans toutefois dépasser la Martinique qui en constitue la limite Nord (Ridgely et Tudor, 1989 ; Bond, 1996). Cet oiseau sédentaire n'était pas présent en Guadeloupe d'après Feldmann et al. (1995). Cette espèce avait été signalée en 1987 en Guadeloupe, puis n'avait plus été mentionnée. En 1997, un couple est aperçu en Guadeloupe couvant leurs oisillons (Levesque, 1997). Depuis, plusieurs couples semblent être présents chaque année et l'espèce semble étendre lentement sa répartition (Benito-Espinal et Hautcastel, 2003 ; Mikaël Champion comme. Pers, 2004). La population de Merles à lunettes est largement répandue dans les Néotropiques (O'Neill et al., 2011). Une tentative d'introduction a échoué à la Barbade (Raffaele et al., 1998).

2. POINTS ECOLOGIQUES

Morphologie :

Le Merle à lunettes mesure 23 cm de long. Le plumage des parties supérieures est brun-olive alors qu'il est plus clair en dessous. Le menton et la gorge sont blancs striés de brun. La poitrine est blanchâtre. Les yeux sont brun-roux, entourés d'un large cercle oculaire nu et jaune. Les pattes et les doigts sont brun grisâtre alors que le bec est jaune (Raffaele et al., 1998).

Vocalisation :

Le chant du Merle à lunettes est composé de phrases paisibles, amples, peu articulées, espacées de pauses fréquentes (O'Neill et al., 2011).

Habitat :

Dans le nord du Venezuela, les Merles à lunettes vivent essentiellement en forêt ouverte (Meyer de Schauensee et Phelps, 1978 ; Hilty, 2003). Les populations de merles du Mexique et de l'Argentine sont réparties en allopatrie (deux populations d'une même espèce qui possèdent des aires de répartition disjointes), occupant la forêt humide et la forêt semi-décidue du Mexique au nord de l'Argentine (O'Neill et al., 2011).

Comportement :

Le Merle à lunettes se baigne fréquemment pendant la saison des pluies ou prend des bains de sable pendant la saison sèche (C. Verea et C. Bosque observation personnelle). Il serait très agressif envers les autres oiseaux et est suspecté d'avoir joué un rôle dans le déclin de la Grive à pieds jaunes à Saintes Lucie en entrant en compétition avec elle (Raffaele et al., 1998), cependant aucune donnée n'est disponible pour conforter cette hypothèse.

Alimentation :

Le Merle à lunettes se nourrit dans la canopée ou au sol, de fruits, de graines, d'arthropodes et de vers de terre (Meyer de Schauensee et Phelps, 1978 ; Hilty, 2003).

Reproduction et mue:

Le Merle à lunettes niche de Février, fin de la saison sèche, à Juillet et mue entre Juillet et Novembre (Verea et al., 2009). Le nid à la forme d'une grande tasse faite de végétaux et de boue. Le couple fait souvent deux couvées par an. Un à trois œufs sont pondus, ils sont de couleur bleu-vert avec des taches bruns rougeâtres (Raffaele et al., 1998).

Menace :

Parasites:

D'après une étude au Venezuela, l'espèce bactérienne kératinolytique la plus répandue, *B. cereus*, a été retrouvée sur 85% des oiseaux (Vera et al., 2014). Cette grande prévalence est due à l'alimentation des Merles à lunettes qui se fait au sol ; la colonisation des plumes par cette bactérie se fait probablement par contact avec le sol (Burt et Ichida 1999). De plus, les températures élevées et la forte humidité sur le site d'étude au Venezuela favorise le développement des bactéries. Les bactéries kératinolytiques sont capables de dégrader la b-kératine, matrice de plumes, elles endommagent le plumage et peuvent influencer les mécanismes de défense des oiseaux (Burt et Ichida 1999, Gunderson 2008).

3. METHODES DE SUIVIS

Etude parasitaire :

Une étude sur les bactéries se nourrissant de la kératine des plumes a été réalisée au Venezuela en 2008. L'échantillonnage de bactéries a été réalisé sur 40 merles capturés à l'aide de filet en forêt de feuillus. La neuvième primaire, les premières secondaires, et les rectrices externes des deux côtés ; ainsi que quelques plumes de couverture de la tête, du dos, de la poitrine, et du ventre ont été recueillies (Vera et al., 2014).

B. PROPOSITIONS D'ACTIONS

Très peu d'informations sont disponibles sur le Merle à lunettes. Son aire de répartition semble augmenter, il serait donc intéressant de mieux connaître sa distribution en Martinique et en Guadeloupe, ainsi que son évolution. De plus, des informations sur la taille de sa population pourraient s'avérer utiles, pour peut-être rendre l'espèce chassable, si sa population devient conséquente.

Une étude sur ses caractéristiques écologiques et sur son impact sur les populations natives, comme la Grive à pieds jaunes, pourrait également être mise en place, afin de déterminer s'il entre réellement en compétition avec celles-ci.

V. PIGEON A COURONNE BLANCHE

Patagioenas leucocephala

White-crowned Pigeon

Ramier tête blanche

Statut UICN : presque menacée (*Nearly Threatened*)

En Guadeloupe : En Danger (EN) (UICN & al, 2012)

Espèce chassable en Guadeloupe et en Martinique



Figure 6 : Pigeon à couronne blanche
© Karl Qestel

A. ETAT DE L'ART

1. ESTIMATION DES POPULATIONS

La population de Pigeons à couronne blanche, espèce endémique du bassin caribéen, semble être en déclin dans l'ensemble des Antilles (UICN, 2015), alors que son nombre progresse en Guadeloupe (Delcroix et al., 2016).

Sa population est répartie sur quasiment l'ensemble de la Caraïbe, de l'extrémité Sud de la Floride jusqu'en Guadeloupe, voire jusqu'en Martinique (Bancroft et Bowman, 2001).

Bancroft et Bowman (2001) estiment que la population de Floride est probablement stable. Il y aurait entre 5 000 à 12 000 couples de pigeons (Bancroft et Bowman, 2001 ; Bancroft, 1996 ; Meyer et Wilmers, 2008 ; Strong et al., 1991). Les estimations démographiques pour les autres régions sont relativement anciennes. Blankenship (1977) a rapporté que les Bahamas peuvent avoir jusqu'à 30 000 couples. Arendt et al. (1979) a estimé que la République Dominicaine peut avoir 5 000 à 10 000 couples. Au milieu des années 1970 à Porto Rico, la population reproductrice estimée était de 6 000 sur l'île Mona, environ 4 000 sur Porto Rico même, 300 sur l'île Culebra, et 400 sur l'île de Vieques (Wiley, 1979).

Sa population aurait considérablement réduit, notamment dans la baie de Floride (cependant aucune donnée chiffrée n'a été recueillie, Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, 2011), et bien qu'il apparaisse toujours sur de nombreuses îles, les seules populations reproductrices de tailles notables qui resteraient, sont en République dominicaine, aux Keys de Floride, aux Bahamas et éventuellement à Cuba (Kraft, 1972). Dans les Lower Keys de Floride, sa population apparaît globalement stable (Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, 2011).

2. POINTS ECOLOGIQUES

Morphologie :

Le Pigeon à couronne blanche est de couleur gris foncé, sauf le sommet de son crâne qui est de couleur blanche (Raffaele et al., 2006). La nuque est de couleur violette irisée ; les plumes de l'arrière du cou et ses côtés ont un reflet irisé verdâtre et sont bordées de noir, ce qui donne un effet écaillé (Delcroix et al., 2016). Les jambes et les pieds sont rouges. Il mesure 33 à 35cm et pèse entre 200 et 230 g (Kraft, 1972). La femelle est plus terne que le mâle, ainsi que le juvénile dont la calotte est plutôt grisâtre (Delcroix et al., 2016).

Vocalisation :

Son chant se compose d'un « whou touk tou » montant dans les aigus au milieu. Il est plus rapide et moins franc que celui du Pigeon à cou rouge (Raffaele et al., 2006).

Habitat :

L'habitat des Pigeons à couronne blanche en Floride est partagé entre leur site de nidification et leur site d'alimentation. Ils s'alimentent préférentiellement en forêt composée d'arbres aux feuilles persistantes ou semi-persistantes, en altitude dans des zones peu inondables. Pour les sites de nidification, le Pigeon à couronne blanche se trouverait préférentiellement en mangrove et en forêt humide côtière mais aussi dans les plaines côtières présentant de grands arbres (Bancroft et Bowman, 2001). A Porto-Rico, il niche également en mangrove (Wiley, 1979) et vit plutôt en zones de faibles altitudes (Downer and Sutton 1990).

En Guadeloupe, malgré le peu de données, il serait présent majoritairement en mangrove et en forêt marécageuse (Delcroix et al., 2016). La présence du Pigeon à couronne blanche en Guadeloupe semble liée au type d'habitat. En effet, il a été observé préférentiellement en lisière de forêt marécageuse et proche d'une ravine peuplée de bois-vinette, *Erythroxylum havanense* (Cambrone, 2016).

Le Pigeon à couronne blanche évite les zones urbaines et semi-urbaines et préfère les forêts faiblement fragmentées de 5 à 20 ha à celles de moins de 5 ha. Les sites d'alimentation avec une couverture et donc une protection adéquate vis-à-vis des prédateurs sont probablement importants pour la survie des juvéniles lors de leur dispersion post-natale (Strong et Bancroft, 1994).

Comportement :

Cet oiseau est généralement timide et de nature suspecte (Kraft, 1972).

Mouvement :

En Floride, les individus se déplacent tous les jours de leurs aires d'alimentation à leur aire de nidification. Ils peuvent voler de 5 à 40 km pour atteindre leurs sites d'alimentation (Bancroft and Bowman 2001). Les Pigeons à couronne blanche sont abondants en Floride d'Avril à Septembre et migrent ensuite vers les Bahamas, Cuba et les Grandes Antilles pendant l'automne (FWC, 2003). La récupération de bagues indique que les oiseaux migrent entre les îles de la Caraïbe de Porto Rico, Sainte-Croix, et Vieques (Wiley, 1979).

Alimentation :

C'est une espèce frugivore, qui reste cependant assez généraliste. Elle joue donc un rôle important dans la dispersion des graines comme la plupart des Colombidés (Strong et Bancroft, 1994). En effet, les Pigeons à couronne blanche sont extrêmement mobiles, et ils se nourrissent de fruits d'au moins 37 espèces d'arbres et arbustes, et laissent la plupart des graines dans un bon état de germination (Bancroft et al., 1994). En Floride, il se nourrit des fruits de : *Metopium toxiferum*, *Guapira Obtusata*, *Ficus citrifolia*, *Ficus cotinifolia*, pendant la saison de reproduction et après la période de reproduction de *Bourreria succulenta*, *Chiococca alba*, *Mastichodendron foetidissimum*, *Coccoloba diversifolia*, *Coccoloba uvifera* (Bancroft and Bowman 2001). En Guadeloupe, il se nourrit des fruits de : Résinier bord de mer (*Coccoloba uvifera*), *Cordia obliqua*, Jamelonier (*Syzygium cumini*), Baselle blanche ou Epinard de Malabar (*Basella alba*), Acérola (*Malpighia emarginata*), Bois noir (*Capparis cynophallophora*), Typha (*Typha sp.*), Ficus aurea, Liane corail (*Antigonon leptopus*). (Otto A., comm. pers.)

Les pigeons ne complètent pas l'alimentation de leurs portés avec des arthropodes, mais grâce à leur « lait de pigeon », un liquide riche en protéines et en lipides (Pace et al. 1952) qu'ils produisent dans leur jabot. Pour produire ce lait, ils dépendent de fruits riches en lipides tels que ceux du *Metopium*. La production de fruits de *Metopium* peut être influencée par les précipitations et les conditions climatiques, et ainsi faire varier la distribution géographique du Pigeon en Floride (Bancroft et al., 2000).

Reproduction :

Le Pigeon à couronne blanche se reproduit de début Mai à fin Septembre. C'est une espèce qui peut nicher en petites colonies ou de façon solitaire en Floride. Les pigeons sont assez territoriaux et leur agressivité varie en fonction de la densité en nid de la colonie (Bancroft et Bowman, 2001). Chaque année, la distribution de sa nidification a été positivement corrélée avec les pluies d'été et avec le pic de la production globale de fruits (Bancroft et al., 2000).

Le Pigeon à couronne blanche construit un nid formé de branchages, placé indifféremment du sol à la haute canopée. Deux œufs sont généralement pondus et les parents se partagent l'incubation et l'alimentation des jeunes. L'incubation dure 13 à 14 jours (FWC, 2003). Le nombre de nichées en Floride semble corrélé à la disponibilité en nourriture (Bancroft et Bowman, 2001). Le taux de survie des oisillons (21%) y est plus faible que celui des adultes (49%) (Paul, 1977).

Les jeunes peuvent voler 15 à 18 jours après l'éclosion, mais ils restent sur leur site de naissance jusqu'à 26 jours au cours desquels ils continuent à être nourris par leurs parents. La distance de dispersion maximale pendant les premières 24 heures était de 16 km. Cependant, la distance de la première dispersion après l'envol est probablement restreinte par les capacités de vol limitées des jeunes oiseaux (Strong et Bancroft, 1994).

Des ornithologues, J. J Audubon, le Dr Henry Bryant et P. H Gosse ont observé par le passé de vastes colonies de reproduction dans lesquels les nids ont été construits sur les sommets des figuiers de Barbarie, sur les branches du palmier royal, sur les pousses supérieures des mangroves et souvent sur des amas de broussailles qui poussent dans les eaux peu profondes où les nids touchaient presque l'eau. Le mâle et la femelle partagent les tâches d'alimentation des jeunes, produisant chacun une substance appelée "lait de pigeon" pour nourrir les jeunes (Kraft, 1972). A l'âge de 0 à 2 jours, le régime alimentaire était entièrement composé de lait de pigeon. Les fruits sont ajoutés à l'alimentation en même temps que l'oisillon grandit. La proportion de l'alimentation composée de fruits a augmenté de 10% au jour 3 à 65% au jour 15 (Bancroft et Bowman, 1994).

Menace :

Parasites :

Les Pigeons à couronne blanche sont des hôtes connus pour le *Trichomonas gallinae*. Une étude a montré que plus de 88% des oiseaux sauvages capturés étaient porteurs de ce parasite, mais qu'ils sont probablement résistants au trichomonas dans des conditions naturelles (Kocan et Sprunt 1971). La population de Porto Rico est souvent infectée par l'hypoderme (*Philornia pici*), qui peut tuer les jeunes ou retarder leur développement (Wiley et Wiley, 1979).

Prédation :

Les espèces exotiques peuvent également être des menaces pour le Pigeon à couronne blanche, tels que les rats et les rats-laveurs (Harper et Bunbury, 2015; Keitt et al., 2015; Strong et al., 1991). La colonisation d'îlot de nidification par les rats-laveurs peut représenter une forte menace pour les populations nicheuses (Bancroft, 1992). D'autant plus que la présence de rats-laveurs limite l'aire de répartition de nidification du Pigeon à couronne blanche, de ce fait en Floride, il semble qu'il n'y ai plus assez de sites de reproduction disponibles (Strong et al., 1991). Les oiseaux pouvant prédater les nids de Pigeons à couronne blanche en Floride sont le Carouge à épaulettes (*Agelaius phoeniceus*), la Mouette atricille (*Larus atricilla*), la Corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*) (Strong et al., 1991).

Perte d'habitat :

La perte d'habitat et sa fragmentation sont les sources principales de menaces pour cette espèce (Strong and Bancroft 1994; Bancroft et al. 2000; Bancroft and Bowman 2001). Le fait que le Pigeon à couronne blanche requiert deux types différents d'habitats pour produire des jeunes exacerbe cette menace. La destruction de la forêt augmente leur vulnérabilité vis-à-vis de la prédation (Strong and Bancroft, 1994), diminue la disponibilité en fruits et augmente les perturbations (Bancroft and Bowman 2001). Le défrichage des terres pour l'agriculture, la construction de zones urbaines, et d'autres activités commerciales dégrade et réduit l'habitat disponible. La perte d'habitat et la chasse illégale ont été classées comme les principales menaces pour le Pigeon à couronne blanche à Porto Rico (Wiley,

1985). Sur Sainte-Croix dans les îles Vierges, une importante zone de reproduction des Pigeons à couronne blanche a été détruite par les bulldozers, le comblement de la lagune et la destruction de la mangrove, afin de construire une usine d'aluminium (Kraft, 1972). La plus importante menace pour la survie à long terme du Pigeon à couronne blanche dans le sud de la Floride, est le défrichement des forêts tropicales. Les Pigeons à couronne blanche se nourrissent exclusivement de fruits d'arbres feuillus tropicaux trouvés dans ces forêts et le développement économique actuel de la région présente une menace pour leur base alimentaire (Strong et al., 1991).

Perturbations humaines :

Les Pigeons à couronne blanche sont sensibles aux perturbations humaines, qui peuvent les pousser à désertir certaines zones d'alimentation ou de nidification (Bancroft and Bowman, 2001). Dans la baie de Floride, l'absence de perturbations humaines sur des zones de nidification permet probablement d'augmenter la vigilance des parents vis-à-vis des prédateurs. (Strong et al., 1991).

Chasse :

Le braconnage d'oisillons et le tir d'adultes nicheurs peuvent limiter le succès de reproduction dans une grande partie de la population (Strong and Bancroft 1994a, Bancroft et Bowman, 2001). La sévère pression de chasse et la collecte des jeunes aux Bahamas et dans d'autres aires de nidification des Caraïbes a été une des principales raisons du déclin de cette espèce (Raffaele, 1985). Biaggi (1970) décrit l'espèce comme diminuant de façon alarmante à Puerto Rico, vraisemblablement à cause d'une chasse trop intensive (Owre, 1978). Les pigeons sont particulièrement vulnérables au début de la saison de nidification parce que leurs populations sont très localisées au sein de colonies (Wiley, 1979).

Phénomènes météorologiques :

Le Pigeon à couronne blanche est vulnérable vis-à-vis des ouragans, à la fois en raison de l'emplacement de son aire de répartition et du fait qu'elle soit restreinte. Les dossiers de tempêtes historiques corroborent la vulnérabilité de ces zones géographiques. Les ouragans de 2004-2005 ont réduit de façon importante leur habitat de nidification dans les Lower Keys de Floride, y compris à Barrocuta Key, Little Grue Key, Upper Port Key, Little Spanish Key Mangrove, et Joe Ingram Key (T. Wilmers, communication personnelle). La récupération de la forêt de la mangrove noire a été extrêmement lente. De plus, les prévisions annoncent une augmentation de la fréquence des tempêtes tropicales et des ouragans (Webster et al. 2006), ce qui devrait encore plus dégrader et réduire leur habitat de nidification.

3. METHODES DE SUIVIS

Points d'écoute :

Une étude a été réalisée afin d'optimiser la méthode de capture du Pigeon à couronne blanche en comparant la méthode d'écoute passive et celle utilisant un enregistrement du chant de l'oiseau (repassé). Six circuits en zone forestière et six en zone côtière ont été suivis. Sur chacun, 10 points d'écoute espacés de 300m sont visités une fois au levé du jour, une fois au couché du soleil. A chaque point, une écoute passive et une avec repasse sont donc réalisées (Cambrone, 2016).

Radio-télémetrie :

Afin de connaître les habitats préférentiels et les distance de dispersion à la naissance, une étude radio-télémetrie a été réalisée. Les oisillons ont été marqués avec des émetteurs radio à 15-18 jours en fonction de leur poids. Après cette période, ils étaient capables de réaliser un vol soutenu et étaient difficiles à attraper. Les émetteurs sont connectés à l'aide d'un système de sac à dos avec un harnais élastique. Le système est une modification de celui décrit par Dwyer (1972), composé de deux boucles réglables encerclant les ailes. Les deux boucles du harnais ont été attachées ensemble de la soie dentaire au-dessous du furcula pour fournir un espace suffisant pour l'extension des ailes. Les émetteurs pèsent 6.8 à 8.3 grammes, 3.5 à 5.5% du poids du corps de l'oisillon (environ 3% du poids corporel des adultes). L'espérance de vie de l'émetteur était de 45 à 70 jours (Strong et Bancroft, 1994).

Observation :

Une étude a été réalisée au sud de la Floride (archipel des Keys et baie de Floride) afin de mieux connaître la distribution des nids des Pigeons à couronne blanche et de voir quel facteur limite cette répartition. L'étude a été menée de début Juillet à fin Août de 1987 à 1989, ce qui correspond à la période de reproduction en Floride (Bancroft et Bowman, unpubl. data). Du levé du soleil à 13h, la zone est arpentée le long de transects pour enregistrer le nombre de nid, leur statut, qui est déterminé d'après la méthode de l'Atlas de nidification des oiseaux de Floride (Ness et al. 1985) et les signes de présences de prédateurs (Strong et al., 1991).

Prélèvement du bol alimentaire :

L'écologie de la reproduction des Pigeons à couronne blanche a été étudiée dans le Nord de la Baie de Floride. Les habitudes alimentaires ont été décrites grâce à un échantillonnage du bol alimentaire prélevé sur les pigeons vivants de 1986 à 1989. Les échantillons ont été obtenus en massant doucement le jabot et la gorge des oisillons âgés de 3 à 15 jours (Bancroft et Bowman, 1994).

B. PROPOSITIONS D'ACTIONS

Il semblerait que depuis quelques années la population de Pigeons à couronne blanche tend à augmenter en Guadeloupe. Etant donné le manque d'informations que l'on a sur le Pigeon à couronne blanche au niveau de la Caraïbe, il serait intéressant de développer les connaissances concernant les populations de cette espèce (provenance, structuration, taille, tendances évolutives...) avec des analyses génétiques, des analyses isotopiques et un suivi par radio télémétrie. Du matériel biologique (un doigt pour les marqueurs génétiques et 5 à 6 plumes pour les analyses isotopiques) est prélevé en Guadeloupe par les agents du SMPE (Service Mixte de Police de l'Environnement / ONCFS-ONEMA) à l'occasion des contrôles de police réalisés durant la saison de chasse 2016/2017. De plus, les comptages par la méthode des points d'écoute pourraient être reconduit sur l'année 2017 et ainsi compléter les données déjà acquises (Cambrone, 2016).

La pression de chasse serait également un paramètre utile à connaître et permettrait d'évaluer l'impact des prélèvements sur la population. Des carnets de prélèvement ont été mis en place dans les deux îles, le nombre de prélèvements pourra ainsi être communiqué par les Fédérations départementales des chasseurs.

VI. PIGEON À COU ROUGE

Patagioenas squamosa

Scaly-naped Pigeon

Ramier cou rouge

Statut UICN Guadeloupe et mondial : Préoccupation mineure (LC)

Chassable en Guadeloupe et en Martinique



Figure 7 : Pigeon à cou rouge
© F. Delcroix

A. ETAT DE L'ART

1. ESTIMATION DES POPULATIONS

L'espèce est présente dans les Grandes et les Petites Antilles. Elle serait cependant absente de la Jamaïque (Raffaele et al., 1998 ; Bond, 1996). En Guadeloupe, Feldmann (1998) le qualifie de rare à peu commun. D'après Pinchon (1976), autrefois très présent à la Désirade, sa population aurait quasiment disparu à cause de la pression de chasse dans les années cinquante.

La population est suspectée d'être en déclin à cause de la chasse et de la perte d'habitat mais aucune donnée n'est disponible (del Hoyo et al. 1997, Levesque et al., 2003).

2. POINTS ECOLOGIQUES

Morphologie :

Le Pigeon à cou rouge mesure entre 36 et 40 cm de long (Raffaele et al., 1998). Il ne présente pas de dimorphisme sexuel. Son corps, ses ailes et sa queue sont gris-bleu. Le cou et la tête ont une couleur lie-de-vin et le cou présente également des reflets métalliques. Le bec est blanc avec la base orangée. Le tour de l'œil est dénudé et jaunâtre ou rougeâtre. Les pattes sont rouges (Pinchon, 1976 ; Raffaele et al., 1998).

Vocalisation :

Le chant, à basse fréquence du Pigeon à cou rouge, s'entend bien au niveau du sol (Waide et Narin, 1988). Lors d'un suivi réalisé en Guadeloupe, les Pigeons à cou rouge ont été plus souvent entendus que vu, cela est en grande partie dû à l'habitat du Pigeon en forêts denses. En passant le chant du Pigeon préenregistré (« système de repasse »), le nombre d'individus détectés moyens est plus important que sans ce système de repasse (Cambrone, 2016).

Habitat :

En Guadeloupe, il est présent essentiellement dans le massif forestier de Basse-Terre (Levesque et Mars, 2000). On le trouve essentiellement en forêt tropicale dense et montagneuse composée d'une végétation diversifiée.

Les végétaux dominants de cette forêt sont le Gommier Blanc, *Dacryodes excelsa*, le Bois Rouge Carapate, *Amanoa caribaea*, le Bois-cotelette Noir, *Tapura latifolia*, et le Bois Bandé, *Richeria grandis* (Cambrone, 2016). Sur certaines parcelles se trouvent aussi des plantations d'Acajou du Honduras (ou à Grandes Feuilles), *Swietenia macrophylla*. A Porto-Rico, il est présent également essentiellement en forêts montagneuses, en forêts humides et même en forêts sèches tropicales (Perez-Rivera, 1978). Sur les îles très urbanisées, il serait présent jusque dans les villes et les villages comme à St Christophe et à la Barbade (Raffaele et al., 1998). Sur l'île de St John dans les îles Vierges, on le trouve principalement en forêt humide, qui est en grande partie composée de feuillus persistants couvrant les pentes, les ravines et les hauts plateaux du nord de l'île (Robertson, 1962). Une étude réalisée à Porto-Rico montre que la présence de Pigeons à cou rouge est corrélée à l'abondance en fruit (Rivera-Milan, 1996).

L'espèce est commune dans les habitats mésiques à Porto Rico et dans les habitats xériques sur les îles Vierges et à Culebra (Rivera-Milan 1990b, 1992, 1993). Il est la deuxième espèce la plus chassée de Porto Rico (Rivera-Milan et al., 1990).

Comportement :

Le Pigeon à cou rouge est une espèce discrète, très farouche vis-à-vis de l'homme, cela est d'autant plus vrai dans les régions où il est chassé (Waide et Narin, 1988).

Mouvement :

Le Pigeon à cou rouge est un oiseau migrateur ou erratique implanté dans les Antilles (Guadeloupe, Montserrat, Dominique, Martinique). Le passage de « Ramier » à lieu en Guadeloupe de la mi-juin à la mi-août. Il conviendrait certainement mieux de parler d'erratisme plutôt que de migration car les mouvements du Pigeon entre les îles semblent être motivés par la disponibilité en nourriture. Une petite population semble être sédentarisée en Guadeloupe (Rapport ONF, la chasse en Guadeloupe, 1978).

Alimentation :

Le Pigeon à cou rouge se nourrit de graines et de fruits (Perez-Rivera, 1978). Sa présence varie ainsi selon la maturité des fruits dans les différentes îles (Rapport ONF, la chasse en Guadeloupe, 1978). Il se nourrit essentiellement dans les arbres. A Porto-Rico, il a été observé en train de consommer les fruits des plantes suivantes : *Ocotea* sp., *Trichilia hirta*, *Byrsonima coryacea*, *Cecropia peltata*, *Guazuma ulmifolia*, *Miconia* sp., *Phytolacca rivinoides* (Perez-Rivera, 1978), *Roystonea borinquena*, *Cecropia schreberiana*, et *Didymopanax morototoni*. Sur l'île de Culebra, il a été observé se nourrissant au sol de raisinier bord de mer (*Coecoloba uvifera*) et aux îles Vierges de fruits tombés au sol de *Zanthoxylum monophyllum* et *Ficus laevigata* (Rivera-Milan, 1995).

Reproduction :

La majeure partie de la reproduction commence en Mars et finit en Juin, mais on retrouve des nids toute l'année (Raffaele et al., 1998 ; Rivera-Milan, 1996). Le nid est généralement situé dans un arbre dans des zones de végétation dense (Perez-Rivera, 1978). Sur les îles peu habitées, il pourrait également nicher au sol ou dans les crevasses des falaises (Bond, 1996 ; Raffaele et al., 1998). Le nid est sommaire, constitué de branches entrelacées. La construction du nid dure de 5 à 6 jours et est assurée par les deux sexes (Perez-Rivera, 1978). Il présente un comportement territorial sur son site de reproduction. La distance entre deux nids varie d'une dizaine de mètres dans la végétation dense à une vingtaine de mètres dans des zones plus ouvertes (Perez-Rivera, 1978). Deux œufs sont généralement pondus, de couleur blanche (Bond, 1996 ; Raffaele et al., 1998).

La couvaison est assurée par les deux parents, le mâle couve essentiellement le jour et la femelle de nuit (Perez-Rivera, 1978). L'incubation dure 14 à 15 jours et les oisillons quittent le nid vers le 21^{ème} jour. Rivera-Milan (1996) a calculé un taux de survie de 44% à Porto-Rico. Les Pigeons à cou rouge peuvent d'après Perez-Rivera (1978) élever jusqu'à trois nichées au cours d'une même saison.

En Guadeloupe, l'âge-ratio a été calculé, lors d'une étude ; même si les résultats restent anecdotiques car sans données comparatives et réalisés sur une prise d'échantillons restreinte sur deux années seulement, ils semblent

inquiétant (0.64 et 0.67 jeune par adulte, les résultats moyens pour les columbidés étant supérieur à 1) et correspondraient à de mauvaises années de reproductions. (Levesque et al., 2003).

Menace :

Prédation :

La prédation est la principale cause d'échec des nids (89%) (Rivera-Milan, 1996). Les serpents (*Alsophis portoricensis*), les crabes terrestres (*cardisoma guanhumi*), les crabes rouges (*Grapsus de grapsus*), les crabes soldats (*Coenobita clypeata*), les rats noirs (*Rattus rattus*) et les fourmis de feu (*Solenopsis geminata*) sont des prédateurs des Columbidés à St Thomas (îles Vierges Britanniques) (Dewey et Nellis 1980). Les prédateurs volants possibles comprennent le Bihoreau violacé (*Nycticorax violaceus*), le Bihorau gris (*N. nycticorax*), la mouette rieuse (*Larus atricilla*), et la Frégate superbe (*Fregata magnificens*). Wiley et Wiley (1979) ont rapporté que le Moqueur corossol (*Margarops fuscatus*) était le principal prédateur des nids de colombidés à Porto-Rico.

Catastrophes naturelles :

L'impact des cyclones peut être important. Les Pigeons se déplacent alors d'île en île à la recherche de la nourriture qui se fait rare. Le Père Labat (1965), Wiley et Wunderle (1993) écrivent qu'épuisés ils se faisaient tuer en grand nombre par les populations locales. Wiley et Wunderle (1993, 1996) racontent que ce sont les effets indirects de modification brutale de leur habitat et de la disponibilité en nourriture qui sont les plus néfastes.

Chasse :

Dans les années 80, le Pigeon à cou rouge était considéré comme le gibier le plus convoité de Guadeloupe (Rapport ONF, la chasse en Guadeloupe, 1978). La perte d'habitat et la chasse illégale ont été classées comme les principales menaces pour le Pigeon à couronne blanche à Porto Rico (Perez-Rivera and Collazo-Algarin, 1976 ; Wiley and Wiley, 1979 ; Raffaele, 1989 ; Rivera-Milan, 1990).

3. METHODES DE SUIVIS

Observations :

Afin d'estimer le succès de reproduction à Porto-Rico, Rivera-Milan (1996) observa 868 nids actifs appartenant à 8 espèces de columbidés. La recherche de nids a été effectuée à l'aide de 210 bandes d'échantillons de 0,1 ha. Les nids détectés ont été repérés à l'aide de drapeaux attachés à une branche à au moins 5 m du nid. Ils étaient visités à intervalles de 10 jours (3 fois durant la reproduction) pour limiter le dérangement.

Avant et après l'ouragan Hugo, un comptage de Pigeon à cou rouge a été réalisé sur les 8 km en bordure de routes en zones humides et dans la partie continentale de Porto Rico (Septembre-Octobre 1986-1989, et mai 1987-92). De plus, en mai 1991-92, trois routes avec des longueurs variables ont été échantillonnées dans la zone sèche de l'île de Vierges. Les individus détectés par le chant et par la vue ont été enregistrés. Ces données ont servi à définir l'impact de l'ouragan sur la population de Pigeons (Rivera-Milan, 1995).

En 2000 et 2001, en Guadeloupe, une étude a été réalisée en partenariat par Amazona et l'ONCFS, afin de calculer le sex-ratio de la population de Pigeon à cou rouge, pour ainsi estimer l'état de reproduction de l'espèce en Guadeloupe. Pour cela, tout au long de la saison de chasse, les individus prélevés ont été examinés (poids, taille, estimation de l'âge) (Levesque et al., 2003).

Points d'écoute :

Une étude a été réalisée afin d'optimiser la méthode de comptage du Pigeon à cou rouge et à couronne blanche en comparant la méthode d'écoute passive et celle utilisant un enregistrement du chant de l'oiseau (« repasse »). Six circuits en zone forestière et six en zone côtière ont été suivis. Sur chacun, 10 points d'écoute espacés de 300m sont visités une fois au levé du jour, une fois au couché du soleil. A chaque point, une écoute passive et une avec repasse sont donc réalisées, les suivis sont réalisés d'avril à mai (Cambrone, 2016).

B. PROPOSITIONS D'ACTIONS

Etant un oiseau discret, le Pigeon à cou rouge peut être considéré comme rare car peu visible, cependant aucune étude n'a réellement estimé sa population au sein de la Caraïbe ou plus précisément des Antilles françaises. Cette estimation et la tendance évolutive de la population de Pigeons sont des informations primordiales pour avoir connaissance de la fragilité potentielle de l'espèce.

En plus de cette étude, il serait intéressant de connaître les différents mouvements de l'espèce entre les îles et au sein de celles-ci. En effet, différents auteurs parlent d'un certain erratisme pour cette espèce, qui suivrait notamment la disponibilité en aliment. Un traçage par radio-télémétrie ou par balise GPS pourrait apporter de nombreuses informations.

La pression de chasse serait également un paramètre utile à connaître et permettrait d'évaluer l'impact des prélèvements sur la population. Des carnets de prélèvements ont été mis en place en Martinique et peuvent nous informer sur la pression de chasse, s'ils sont bien retournés à la fédération et correctement remplis. Ces carnets permettraient un suivi des tableaux de chasse de l'espèce.

VII. LES GÉOTRYGONS

Colombe à croissant,
Geotrygon mystacea,
 Bridled Quail-Dove,
 Statut UICN France et mondial
 Préoccupation mineure (LC)
 Perdrix croissant,

Colombe rouviolette
Geotrygon montana
 Ruddy Quail-Dove
 Préoccupation mineure (LC)
 Perdrix rouge (mâle)
 Perdrix grise (femelle)

Espèces chassables en Guadeloupe



Figure 8: Colombe à croissants
 © C et P Guezennec



Figure 9: Colombe Rouviolette
 © Anselmo d Affonseca

A. ETAT DE L'ART

1. ESTIMATION DES POPULATIONS

a) Colombe à croissants

La population guadeloupéenne de Colombes à croissants est d'environ 9 420 à 9 998 couples (Eraud et al.2012).

Raffaele (1998) et Chipley (1991) la considèrent rare dans les petites Antilles et à Porto-Rico. Elle serait présente à Vieques et aux Iles Vierges mais absente de St Martin et d'Anguilla (Raffaele, 1998 ; del Hoyo, 2005). En Guadeloupe, Feldman (1998) considère que l'espèce est assez commune. Cette répartition est confirmée par l'Union des ornithologues américains, qui estime qu'elle est présente à Porto Rico (y compris Vieques et probablement île Culebra), et dans les Petites Antilles (de Saba et Barbuda au sud de Sainte-Lucie) (Chipley, 1991).

En Martinique, elle serait moins fréquente que la Colombe Rouviolette, alors qu'en Guadeloupe, ce serait l'espèce dominante. Fréquentant les forêts humides, elle semble plus présente dans le sud de la Martinique (Tayalay, 1995).

b) Colombe rouviolette

En Guadeloupe elle est présente dans le massif forestier de Basse-Terre, et est considérée peu commune et localisée par Feldmann (1998). D'après Pinchon (1976), elle serait plus abondante en Martinique (Tayalay, 1995). Elle est également présente au Brésil où une étude a enregistré 457 captures de Colombes rouviolettes entre Octobre 1979 et Octobre 1991 (Stouffer et Bierregaard, 1993). Raffaele (1998) la considère rare dans les petites Antilles mais commune à Porto-Rico, Cuba, Jamaïque et Hispaniola. Elle est également présente en Amérique Centrale et en Amérique du Sud. La Colombe rouviolette est également présente du sud du Mexique au nord de l'Argentine.

2. QUELQUES POINTS ECOLOGIQUES

Morphologie :

Colombe à croissant

La colombe à croissant a le dessus de la tête et la partie supérieure brun foncé ; le dessous lie de vin s'éclaircit pour devenir blanchâtre à la base de l'abdomen (Benito-Espinal, 1990). La nuque, le manteau et les scapulaires ont des reflets métalliques variant du vert au violet selon la lumière (Garrigues, 1994). Les ailes et les rectrices externes sont roussâtres (Bond, 1990). Une barre blanche part de la commissure du bec suivant la base des joues, souligne l'œil et arrive presque à la nuque (Bond, 1996). Le tour de l'œil et la base du bec sont rouges. La pointe du bec est blanchâtre chez les adultes (Pinchon, 1976 ; Puyo, 1978). Les jeunes ont le bec et la cire roses. Leur poitrine et leur abdomen sont plus foncés sans reflets verdâtres (Chipley, 1991). On observe également que les jeunes ont les pattes grisâtres alors que celle des adultes varient du rose au rouge. Garrigues (1994) indique que la barre blanche sous le cou se terminerait en pointe chez le mâle et serait tronquée chez la femelle en précisant que cela reste à confirmer. Selon Chipley (1991), les reflets chatoyants seraient moins vifs chez la femelle (Levesque and Lartigues, 2000).

Sa taille varie entre 24 et 30cm selon le sexe et les auteurs (Raffaele et al 1998, Benito Espinal 1990, Del Hoyo 1997). Le poids moyen est de 210 à 230g (Seaman 1966, Del Hoyo, 1997). La femelle semble légèrement plus petite que le mâle, avec des couleurs irisées (Garrido, 1986). Elle est plus grosse que la Colombe rouviolette (Tayalay, 1995).

Colombe rouviolette

Cette espèce présente un dimorphisme sexuel bien marqué. Le mâle, appelé « perdrix rouge » est brun-rougeâtre au-dessus, la poitrine, plus claire est rosée et le ventre beige. Il a une strie jaunâtre qui part de la base du bec et souligne l'œil, celle de la femelle est plus discrète. La femelle appelée « perdrix grise », est beaucoup plus terne. Elle est marron-vert olive dessus, le dessous est plus clair. Les deux sexes ont la cire du bec, le tour de l'œil et les pattes rougeâtres (Bond, 1996 ; Bénito-Espinal, 1990 ; Puyo, 1978 ; Raffaele et al., 1998). Sa taille est comprise entre 20 et 30 cm selon les auteurs (Puyo (1978), Del Hoyo et al., (1997), Bond (1996), Rodriguez et al (1989)). Son poids est compris entre 80 et 150g et la femelle serait plus grande que le male (Puyo (1978), Del Hoyo et al., (1997), Rodriguez et al. (1993)).

Vocalisations:

Colombe à croissant

Les sons caractérisant son chant sont semblables à ceux de la colombe rouviolette, sauf que le sien est émis en deux parties extrêmement liées, traduites par une même note (Tayalay, 1995).

Cela se traduit par un hoo hoooooooo en deux parties, qui peut être répété jusqu'à 12 fois par minute (Chipley, 1991). La première partie est plus faible en volume et d'une courte durée, apparemment parfois omis ou probablement pas souvent audible à distance ; la deuxième note monte dans les aigus avant de redescendre. L'oiseau chante le plus souvent à partir d'une branche perchée, mais aussi à partir du sol (Chipley 1991) et, à deux reprises, mentionnées dans l'étude, du nid. Une seconde vocalisation est associée uniquement à la cour. C'est un appel guttural, un coassement qui monte dans les aigus et retombe ensuite, suivi de plusieurs notes faibles staccato rapides sur le même ton. Il est d'un volume plus faible et ne ressemble pas à la vocalisation habituelle (Chipley, 1991). Il peut être entendu tout au long de la journée. En Martinique, le nombre moyen de chants entendus augmente d'Avril à Juillet de 1997 à 1999 (Reudet et Tayallay, 1999).

L'intensité du chant augmente nettement à partir du mois d'avril pour commencer à baisser à partir du mois d'aout (Levesque and Lartigues, 2000).

Colombe rouviolette

Son chant est caractérisé par un son grave et plaintif, émis sous forme de « houou » (Tayalay, 1995).

Habitat :

Colombe à croissant

A l'aide de la méthode ENFA qui permet de calculer les valeurs de marginalité, un classement de l'exigence des espèces vis-à-vis de leur habitat a été établi :

Moqueur corossol 24> Grive à pieds jaunes 21> Colombe à croissant 11> Moqueur Grivotte 3

(min0 – max 40). Même si la Colombe à croissant est une espèce moyennement exigeante vis-à-vis de son habitat, sa présence est néanmoins associée à un certain type d'habitat. Ainsi, le bâti, la fragmentation du couvert forestier et les surfaces agricoles sont des facteurs défavorables pour la colombe à croissant, alors que les forêts humides, les précipitations, un relief pentu et un paysage homogène et faiblement morcelé sont favorables. (Eraud et al.2012).

La colombe à croissant vit dans les bosquets et les forêts tropicales. En Guadeloupe, on peut la trouver de la forêt sèche côtière jusqu'en forêt humide d'altitude. Elle est rare en Grande-Terre où on ne l'observe pratiquement qu'en mangrove (Levesque and Lartigues, 2000).

Chiple (1991) considère qu'au sein des îles Vierges britanniques, la forêt sèche de conifères constitue son habitat de prédilection. Ces forêts se caractérisent par une canopée de 6-10m (avec quelques arbres à 14-15m) la plupart *Bursera simaruba* et *Pisonia subcordata*, avec *Spondias mombin*, *Acacia muricata*, *Citharexylum fruticosum* et *Myrcianthes fragrans* (l'arbre le plus haut de l'île) à l'altitude la plus élevée et *Ocotea coriacea* à basse altitude. Le sous-bois ouvert est dominé par *Eugenia*, dont 7 espèces se trouvent sur l'île. L'espèce est souvent vue près des ravines. Elle apprécie les sols pas trop encombrés pour lui permettre de se déplacer et de rechercher sa nourriture (Levesque and Lartigues, 2000).

Son domaine vital moyen a été calculé à partir d'un échantillon de 6 oiseaux suivis par radio télémétrie aux îles Vierges britanniques. Il est de 4,4 ha avec des extrêmes de 2 à 9 ha (Chiple, 1991). Un suivi réalisé par A. Levesque détermine un domaine vital de 0,81 ha (Levesque and Lartigues, 2000). Les domaines vitaux présentent un fort recouvrement (Chiple, 1991).

Colombe rouviolette

Elle vit essentiellement dans les milieux forestiers, cependant les petits bois isolés sont moins favorables que les grands massifs continus (Stouffer et Bierregaard, 1993). On la retrouve souvent dans les forêts denses et humides (Garrigues, 1994 ; Benito-Espinal, 1990), dans les forêts semi-décidues et sempervirentes (Rodríguez et al. 1993), dans l'intérieur des terres boisées (Puyo, 1978), dans les plantations de café à Porto-Rico (Pérez-Rivera, 1978 ; Del Hoyo et al. 1997), ou encore dans les mangroves même si cela reste exceptionnel (Imbert et al 1995). Sédentaires et fréquentant particulièrement des forêts humides, on peut quelques fois les rencontrer dans certaines régions sèches de Martinique (Tayalay, 1995).

Les données de Bierregaard et Lovejoy (1989) suggèrent que la population de *G. montana* est plus faible dans les fragments de forêts de 1ha vis à vis des fragments plus grands (10 et 100ha) et des forêts continues. La production de fruits est probablement plus faible par unité de surface dans des fragments de forêt d'un hectare car les arbres de grandes tailles souffrent plus, ainsi le taux de mortalité est plus fort. En outre, la plupart des comptes de *Geotrygon montana* suggère qu'il préfère les zones de forêt dense et les espaces clairsemés par des chutes d'arbres (par exemple, Skutch 1949) comme cela a été montré pour *G. veraguensis* au Costa Rica (Levey 1988b). Les fragments de forêt d'un hectare sont plus chauds et plus secs que des fragments plus grands (Kapos 1989) et peuvent donc être micro climatiquement peu adaptés pour *G. montana*, qui a montré préférer les sites plus humides dans une forêt hétérogène au Panama (Karr et Freemark 1983).

Les Géotrygons affectionnent les milieux ouverts, légèrement humides, lui permettant de dégager le sol, en le grattant. La recherche de nourriture se fait sous les anthuriums et dans les balisiers dont les fleurs de par leur

forme, retiennent l'eau et contribuent à maintenir l'humidité du sol. Les feuilles sèches ou pourries, tombées au sol, favorisent la vie des vers, des gastéropodes et divers autres invertébrés (Tayalay, 1995).

Comportement :

Colombe à croissant

D'après Chipley (1991), elle vit essentiellement au sol et se déplace en petits vols dans les sous bois, elle n'est pratiquement jamais vu volant au dessus de la canopée. La perdrix ne montre pas de comportement territorial lorsqu'elle s'alimente (Levesque and Lartigues, 2000).

Les Colombidés auraient un rôle écologique important : en propageant les semences des arbres dont ils se nourrissent, ils permettraient la régénération de la forêt (Levesque and Lartigues, 2000). Ils perchent sur les branches près du tronc d'un arbre, à partir de 3,5 - 7 m du sol (Chipley, 1991).

S'il est dérangé, l'oiseau marche plus loin ou fuit l'intrus, de temps en temps en faisant des vols courts et vient se poser sur une branche basse ou un rocher. Il lisse souvent les plumes du haut d'un rocher. Les oiseaux de la zone d'étude au sein des îles Vierges britanniques sont régulièrement approchés à moins de 5m et parfois à moins d'un mètre. Il semble que ce soit une espèce sédentaire. Les vols sont relativement courts et bas. Aucun vol n'a été aperçu au-dessus de la canopée, ni un oiseau vu perché dans un arbre à une hauteur supérieure à 7m. Ils sont généralement solitaires ou en paires et la plupart sont timides et discrets (Chipley, 1991).

Colombe rouviolette

La colombe est un oiseau discret, qui vole très bas lors de ses déplacements en forêt (Tayalay, 1995).

Alimentation :

Colombe à croissant

Elle se nourrit de graines et de fruits tombés au sol, baie d'*Eugenia* spp (merises et ti-feuilles), parfois en utilisant son bec pour remuer la litière, et même occasionnellement jeter les feuilles dans les airs avec un mouvement de tête (Chipley, 1991). Aux îles vierges, Seaman (1966) observe qu'elle se nourrit de : graines de *Hura crepitans* (sablier), *Arthostylidium capillifolium*, *Croton rigida* (ti-baume), *Solanum torvum* (bérangère batarde), graine et fruits d'*Eugenia ligustrina* (merisier noire), *Calophyllum antillanum* (galba), *Momordica charantia* (paroka) et fleurs et graines de *Roystonea borinquena* (palmier royal). A. Levesque observe que certains individus ont les plumes et le bec collés par la pulpe de *Mangifera indica* (mangue). D'après Seaman (1966), elle consomme aussi des mollusques et des insectes qui seraient même vitaux pour l'élevage des jeunes (Garrigues 1994). Elle se nourrit également d'arthropodes (Tayalay, 1995).

Colombe rouviolette

Elle se nourrit à même le sol des forêts, de graines et de fruits (Stouffer 1993, Rodriguez et al 1993 ; Del Hoyo 1998, Garrigues 1994), digérant la pulpe et les graines (Skutch 1949; Schubart et al. 1965; Cruz 1974; Davis et al. 1985; Hilty and Brown 1986; pers. observ.). A Porto-Rico, Rivera-Milan (1992) observe des groupes jusqu'à 11 individus se nourrissant ensemble.

Davis et al. (1985), en Jamaïque, trouve que le *Nectandra antillana* représente 60% du contenu de son gésier, d'autres graines et fruits ont été trouvés : *Quiina jamaicensis*, *Bauhinia divaricata*, *Turpinia occidentalis*, *Guapira fragens*, *Xylopia muricata*, *Psychotria* sp (Tayalay, 1995).

A Porto-Rico, Pérez-Rivera (1978) montre que la sous-espèce *Geotrygon montana montana* consomme les graines et les fruits de : *Olyra latifolia* (calumet), *Cordia sulcata* (bois de liège), *Chamaesyce hirta* (malnommé), *Hippomane mancinella* (mancenillier), *Citrus sinensis* (oranger), *Citrus aurantium* (orange grosse peau), *Citrus maxima* (chadèque), *Dacryodes excelsa* (gommier blanc), *Sloanea berteria* (Chataignier petit coco), *Solanum portoricensis*, *Zea mays* (maïs) et différentes graines de graminées (Rivera-Milan, 1992).

En captivité, elle ingurgite des insectes, des vers de terres et des limaces (Pérez-Rivera). Elle accepte aussi les cacahuètes et le maïs (Davis et al. 1985). D'après Jones (1948*), ce serait la plus omnivore des « tourterelles ».

Alimentation commune des Géotrygons :

Elles se nourrissent au sol, leur nourriture est basée sur la consommation de graines et de fruits produits par les arbres de la forêt humide, ainsi que celle de petits vers et gastéropodes prélevés dans le sol (Tayalay, 1995).

Graines et fruits :

Le « mahobré » ou Mahot grandes feuilles, *Cordia Sulcata* DC, est un grand arbre à feuilles caduques, à l'écorce lisse, claire, sillonnée avec l'âge. Le fruit est une drupe blanche, devenant noire à maturité, subglobuleuse, d'un diamètre de 6 à 10mm (Tayalay, 1995).

Le « Bois blanc », *Simaruba amara* Aublet, grand arbre de la forêt humide, qui peut atteindre 1,5 à de diamètre. L'écorce est claire, blanchâtre et lisse, strié longitudinalement.

Les fruits sont des drupes elliptiques de 1 à 1,3cm de diamètre, d'un bleu-violet, biangulées (Tayalay, 1995).

Le « gommier blanc », *Dacryodes exelsa* Valh qui est un très grand arbre pouvant mesurer jusqu'à 40m de haut et 1,50m de diamètre. L'écorce est claire et lisse, la résine blanche, odorante, brulant facilement et produisant une suie noirâtre. Son fruit est une drupe oliviforme brune (Tayalay, 1995).

« L'aralie blanc », *Oreopanax Ssiadophyllum*, arbre très droit, pouvant atteindre 10 à 18m de haut. Son écorce est brune, noirâtre ou rougeâtre, au tronc lisse (Tayalay, 1995).

« Le bois lait », *Tabemaemontana citrifolia* L, arbre à latex fluide et laiteux, qui produit une graine rouge. Son écorce est souvent couverte de lichens (Tayalay, 1995).

« Le zabricot diab », *Garcinia Humilis* arbre au tronc droit pouvant atteindre 6 à 7 m de haut, son fruit, en éclatant, présente de petits éléments blanchâtres (Tayalay, 1995).

« Le bois cote », *Tapura latifolia* Benth est un arbre au tronc côtelé. Son fruit est une drupe globuleuse ou ovale, de 7 à 15 mm de long (Tayalay, 1995).

Elles se nourrissent principalement de fruits tombés au sol, cela suggère qu'elles exploitent de larges territoires régionaux dont la production de fruits diffère (Stouffer et Bierregaard, 1993).

Reproduction :

Colombe à croissant

Toutes les activités de parade à l'extérieur du nid se produisent sur des branches ou des vignes de 2 à 7 m au-dessus du sol. Lors de la parade nuptiale, le male effectue des mouvements de la tête de haut en bas et les deux partenaires se lissent respectivement les plumes du cou pour un toilettage mutuel (Chipley, 1991, Lill 1969) et est typique de Colombiformes (Goodwin, 1983). La manœuvre de séduction la plus caractéristique consiste à lever les deux ailes ou moins fréquemment une aile, tendues, au-dessus du dos. Les deux sexes effectuent cette manœuvre. La copulation a été précédée de toilettage mutuel autour de la tête, puis de rapide mouvement de tête par le mâle. Le mâle monte alors la femelle qui s'accroupit et lève ses ailes. Ensuite le mâle pousse un cri distinctif (Chipley, 1991).

Il semble que le nid soit construit par le couple mais que le mâle assure la plupart du travail (Chipley, 1991). La construction a lieu surtout le matin, plusieurs nids sont construits avant que le couple n'en ait choisi un pour la ponte. Les variations de densités de nids sont positivement corrélées à l'abondance de fruits ; le taux d'échec des nids est élevé (64%) (Levesque and Lartigues, 2000).

Période : Pour Seaman (1966), le pic de reproduction est en juin mais des nids peuvent être trouvés également d'octobre à décembre. Ces observations sont en accord avec celles de Raffaele (1998) qui décrit une

période principale de Mai à Octobre et une secondaire d'Octobre à Décembre. A. Levesque observe en Guadeloupe des nids actifs dès début Avril (Levesque and Lartigues, 2000).

Les nids sont composés d'un assemblage peu soigné de petites branches ou de brindilles formant une plate-forme (Wetmore et Swales 1976; Skutch 1949; Seaman 1966; Meyer de Schauensee et Phelps 1978) déposées sur les branches d'un arbre petit ou moyen plutôt branchu (Seaman). Les nids sont placés à une hauteur inférieure à 9m pour Seaman (1966) et entre 2 et 6 mètres pour Chipley (1991). La prédation est responsable de 81% des échecs de nidification contre seulement 12% pour les perturbations d'origine humaine et 7% à cause des conditions climatiques. L'ouverture du milieu aux abords du nid est la variable d'habitat qui influe le plus sur le succès de survie des nids. Les nids construits sur les épiphytes ont un meilleur succès que ceux construits sur des branches nues. Le nid contient 2 œufs peu allongés de couleur saumon-chamois (Seaman, 1966 ; Raffaele, 1992 ; Wetmore et Swales 1976; Skutch 1949; Seaman 1966; Meyer de Schauensee et Phelps 78).

Le mâle couve aux heures les plus chaudes et la femelle en fin d'après-midi et la nuit (Chipley, 1991). Skutch (1949) a observé que les deux sexes ont apporté leur contribution au nid lors de l'incubation en se relayant. L'incubation des œufs dure de 10 à 14 jours selon les auteurs (Chipley, 1991 ; Seaman, 1996).

Défense du Nid : L'oiseau assis défend le nid en battant la main de l'intrus avec son aile, puis quitte le nid, mais y retourne immédiatement, levant les deux ailes et les battant contre la main; il peut également pousser un petit cri (Chipley, 1991).

Colombe rouviolette

La parade nuptiale a lieu au sol, le mâle suit la femelle d'un pas saccadé, le cou tendu, en avançant et en reculant la tête (Pinchon, 1976). Il frappe bruyamment le sol de ses ailes et écarte les plumes de la queue (Pérez-Rivera, 1979). Pour la copulation, la femelle s'aplatit au sol. Le toilettage du mâle par la femelle se fait sur sollicitation du mâle. (Lill, 1969).

La nidification a été observée de février à Octobre à Porto-Rico. Le pic de nidification serait Mai-Juin-Juillet (Rivera-Milan, 1992 ; Skutch, 1949 ; Pérez-Rivera, 1979).

Les nids sont disposés dans les arbres à de faible hauteur, entre 1 et 2,5 mètres, parfois moins Skutch (1949). Les gommiers (*Busida bursera* et *Bursera simaruba*), *Eugenia maleolens* et *Pisonia aculeata* (Croc-chien) sont les arbres les plus recherchés à Cuba (Rodriguez 1993). Des nids sont parfois construits sur des souches (Skutch, 1949). Certains nids sont à même le sol, sur des troncs en décomposition ou sur des palmes tombées au sol (Pérez-Rivera 1979). Skutch (1949) indique que la construction du nid de *G. Montana*, comme pour la famille de pigeon en général, est effectuée par le mâle. Le nid est construit en 5 jours, il est composé d'un amas de brindilles sèches et de racines constituant une plate-forme (Pinchon, 1976 ; Pérez-Rivera, 1979 ; Rodriguez, 1993 ; Del Hoyo, 1997). Lors de l'incubation, des brindilles sont rajoutées lors du changement de parent pendant la couvaison (Tayalay, 1995).

Deux œufs sont pondus, ils sont de couleur crème, uniforme (Pinchon, 1976 ; Rodriguez, 1993 ; Raffaele, 1992 ; Bond, 1976 et Garrigues, 1994). La durée d'incubation est de 10 à 13 jours (Pinchon, 1976 ; Pérez-Rivera, 1979 ; Jones, 1948* ; Skutch, 1949). La couvaison commence peu après la ponte du premier œuf, et donc les naissances se font avec un jour d'intervalle (Pinchon, 1976). L'incubation est effectuée par les deux parents, le mâle couve aux heures les plus chaudes (Pinchon, 1976 ; Skutch, 1949). Le changement de parent incubateur se fait en toute discrétion (Tayalay, 1995).

A l'éclosion, les poussins reçoivent du « lait » de pigeon de l'un des parent, une sécrétion caséuse provenant du jabot suite à la desquamation des cellules épithéliales internes (Westmorland, 1986 ; Garrigues, 1994 ; Pinchon, 1976 ; Rodriguez, 1993). D'après Skutch (1949), les petits peuvent être alimentés simultanément en mettant leur bec de chaque côté de celui du parent. A partir de la 4^{ème} et 5^{ème} semaine, les petits sont alimentés alternativement par les parents, par des graines à demi-ingérées et des insectes. Ils ont une croissance très rapide (Rodriguez, 1993).

L'âge d'envol est d'environ 10 jours, ce qui est précoce pour des oiseaux de cette taille (Skutch). Pinchon (1976) observe un envol à 15 jours.

Les sites de nidification sont plats, peu visibles, près de petits rochers, loin des zones dégagées et près des zones de nidification des sternes, leur comportement d'alarme apportant une meilleure sécurité vis-à-vis des prédateurs (Tayalay, 1995). Rivera-Milan (1992) démontre une corrélation entre la densité de nids et l'abondance en fruits. Le taux d'échec de nidification est élevé (64%), responsable en majorité par la prédation (81%). Les nids construits sur des épiphytes ont un meilleur succès que sur les branches nues (Tayalay, 1995).

Élément dynamique des populations :

Colombe à croissant

Selon Garrigues (1994), c'est un oiseau sédentaire, mais qui possède un certain erratisme car au vu de son isolement, la dérive génétique aurait dû entraîner des différences notables entre les populations des îles s'il n'y avait pas d'échange entre elles. Levesque émet l'hypothèse d'un certain erratisme ou d'une mobilité dans un domaine vital assez vaste (Levesque and Lartigues, 2000).

Colombe rouviolette

Pour Del Hoyo (1997), c'est une perdrix nomade ou peut-être migratrice, capable de stocker de la graisse quand il y a beaucoup de nourriture ou avant de s'envoler.

Les colombes rouviolettes disparaissent quelques mois avant de réapparaître, généralement pendant la saison des pluies. En quelques mois, elles deviennent une des espèces les plus attrapées au filet (Stouffer et Bierregaard, 1993).

Les tests exécutés pour les deux plus longues périodes de données ininterrompues, Novembre 1979 à Janvier 1983 et Mars 1983 à Juillet 1986 ont montré une variation significative des taux de capture. En général, les périodes de plus forte abondance de colombes étaient de Janvier à Avril. Le pic annuel d'abondance est corrélé avec la tendance annuelle de précipitations. Comme il a été noté précédemment par Bierregaard (1989a) et par Tostain (1989) en Guyane française, les colombes étaient les plus abondantes pendant la saison humide. Les apparitions et les disparitions de colombes ne sont pas une réponse à un stress physiologique (sensu Karr et Freemark 1983). Les données provenant d'autres forêts néotropicales montrent que la production de fruits est plus abondante en fin de saison sèche ou en saison humide (par exemple, Frankie et al. 1974; Terborgh 1983, Ch. 2; voir le résumé des données de l'île de Barro Colorado, Panama et La Selva, Costa Rica dans Levey et al., 1988). On peut supposer que la production de fruits est déterminée par la pluie avant la période de floraison et la maturation des fruits, ce qui représente le décalage entre les précipitations et l'apparition des Geotrygons. La relation entre la densité des oiseaux et la disponibilité alimentaire au fil des ans a été examinée pour des moineaux dans les zones arides de l'Ouest américain, où les oiseaux hivernants mangent des graines produites l'été précédent (Pulliam, 1975) et en corrélation avec l'abondance de moineaux au sud-est de l'Arizona (Dunning et Brown, 1982 ; Stouffer et Bierregaard, 1993). Aucune colombe n'a été recapturée après plus de quelques semaines, il est donc fort possible que les oiseaux capturés ne reviennent pas d'une année à l'autre. Ce faible taux de recapture contraste nettement avec la plupart des espèces étudiées sur le site (Bierregaard 1990a). Sur les 37 espèces examinées, *G. montana* avait l'abondance la plus variable. Au Panama et à La Selva au Costa Rica, l'abondance de *G. montana* montrait aussi de forte variation d'abondance (Stiles and Levey ; Karr, pers. observ. cited in Karr et al. 1990).

Parce qu'il a une large gamme sans variation subsécifique de l'espèce, *G. montana* semble être prédisposé à faire des mouvements sans tenir compte des barrières géographiques (voir la discussion dans Bierregaard 1990a). En effet, les colombes se déplacent entre les îles des Caraïbes (Robertson, 1980). Cela contraste fortement avec de nombreux oiseaux amazoniens, qui sont représentés par un grand nombre de sous-espèce ce qui implique qu'ils soient peu mobiles (voir la discussion dans Haffer 1985).

L'abondance en Geotrygon peut refléter non seulement la disponibilité locale de nourriture, mais aussi la disponibilité dans d'autres parties de l'aire de répartition de l'espèce. Une relation similaire a été proposée par Pulliam et Parker (1979) pour tenir compte de la variation hivernale d'abondance du moineau dans les déserts du sud-ouest des États-Unis (Stouffer et Bierregaard, 1993). La variation relativement élevée de la masse des Geotrygons peut refléter une capacité à stocker la graisse pendant les périodes d'abondance de nourriture ou avant de migrer sur un autre territoire (Stouffer et Bierregaard, 1993).

Menace :

Les mâles de *G. montana* sont les plus vulnérables à la chasse selon les chasseurs et leurs tableaux de chasse en Martinique. Ils pensent que le dimorphisme sexuel en est la cause ; la femelle, plus foncée, moins visible est repérée moins facilement que le mâle (Tayalay, 1995).

Les mangoustes représentaient 81% des pertes d'oisillons et d'œufs dans la forêt expérimentale de Luquillo (Kepler, 1977) et elles peuvent être une menace pour les colombes adultes se nourrissant à terre (les plumes de cette espèce ont été trouvées dans l'estomac de mangouste, Vilella 1998 ; Wunderle et al.2011) Les autres prédateurs sont le rat (*Ratus ratus*), le manitou (*Didelphis marsupialis insularis*), et le trigonocéphale Fer de lance (*Bothrops lanceolatus*) qui est présent qu'en Martinique (Tayalay, 1995).

3. METHODES DE SUIVIS

Mode de chasse :

La chasse aux Géotrygons se pratique en pleine forêt, à tir, le matin, de 6h à 10/11h. Allant à l'intérieur de la forêt, le chasseur tire sur les colombes qu'il surprend sur son chemin et qui vont se réfugier dans les arbres. Certains chasseurs vont nettoyer certaines zones à proximité des sentiers, afin d'attirer l'oiseau qui apprécie ces milieux ouverts pour la recherche de nourriture (Tayalay, 1995).

Captures aux filets :

Afin de connaître la biologie et le comportement reproducteur des Colombes à croissance, une étude a été menée de 1984 à 1987, aux Iles Vierges Britanniques. Pour la reprise des perdrix, des filets verticaux ont été tendus sur des pentes de faible altitude dès 8h du matin (Chiple, 1991). Les oiseaux ont été capturés dans des filets placés à plusieurs endroits à basse altitude sur le versant ouest de la montagne qui occupe la partie orientale de l'île, de chaque côté de Quail Dove Ghut. Tous les oiseaux ont été capturés dans les étages inférieurs du filet. Une bande de ruban adhésif jaune a été apposée sur la longueur des plumes de la queue pour faciliter l'identification à distance des oiseaux marqués. Toutes les colombes ont été prises en fin de matinée (au plus tôt à 10h30 ou l'après-midi, bien que les filets étaient généralement ouverts dès 8h00) (Chiple, 1991).

Une étude menée par l'ONC et la fédération des chasseurs en Martinique en 1999 a été mise en place afin de tester deux facteurs susceptibles d'influencer le taux de captures : l'utilisation d'un filet avec rabat et la période du jour (début ou fin de matinée). Des perdrix rouviolettes et à croissant ont été capturées grâce à trois nappes de trois filets (2 x 12 m) distantes de 200 m; ceci sur 3 sites différents. Les séances avec rabat sont beaucoup plus productives, avec une différence hautement significative. Les séances du matin sont un peu plus productives, mais la différence n'est pas significative suivant la période du jour (étude de Reudet et Tayalay, 1999 évoquée dans le rapport de Levesque et Lartiges, 2000).

Dans le but d'étudier les facteurs influençant l'abondance des colombes, mais aussi la dynamique de ses populations, Stouffer et Bierregaard (1993) ont capturé des perdrix rouges au Brésil à l'aide de filets verticaux de 2 x 12 m (maille 35mm). Ils utilisaient des dispositifs de 8 filets (~100m) ou de 16 filets (~200m) ou de 30 filets (~400m) tendu de 6h à 14h. Tous les filets sont de type NEBBA-type ATX (36 mm maille, 2 x 12 m).

Observations :

Afin d'estimer le succès de reproduction à Porto-Rico, Rivera-Milan (1996) observa 868 nids actifs appartenant à 8 espèces de colombidés. La recherche de nids a été effectuée à l'aide de 210 bandes d'échantillons de 0,1 ha. Les nids détectés ont été repérés à l'aide de drapeaux attachés à une branche à au moins 5 m du nid. Ils étaient visités à intervalles de 10 jours (3 fois durant la reproduction) pour limiter le dérangement.

Points d'écoute :

Une étude de suivis de Géotrygons a été effectuée en Martinique par la Fédération Départementale des Chasseurs de Martinique et l'ONC pour mieux connaître l'évolution de leurs populations au cours de l'année. Pour cela, ils ont mis en place un suivi du chant par points d'écoute : deux circuits de 10 et 12 points ont été suivis. Ils débutaient le matin au lever du jour et le temps d'écoute était de 5 minutes à chaque point d'observation. Il a été démontré que le nombre moyen de chants entendus augmente nettement à partir du mois d'avril pour commencer à baisser à partir du mois d'août (Tayalay, 1995).

Un suivi de colombidés à Porto Rico (Rivera-Milan 1992, 1993, 1997, 1999) a été réalisé sur 3 zones d'études différentes : sèches, mésophiles, humides et en 1985, sur 5 unités d'échantillonnage par zone (pour un total de 15) ; dans le but d'étudier certains traits écologiques comme le taux de succès des nids. Une unité comprend 6 points d'observation espacés de 1,6 km. En 1991, le nombre d'unité d'échantillonnage est porté de 15 à 31 (16 zones humides, 9 mésophiles, 6 sèches). Les observations se déroulent dès 6h du matin, la durée d'observation par point d'écoute est de 3 minutes. Les espèces vues ou entendues sont alors notées.

Radio-télémetrie :

Des émetteurs radios ont été attachés à des colombes chaque année (1985, 1986 et 1987) afin d'estimer le domaine vital de l'espèce aux Iles Vierges Britanniques. Au cours des deux premières années, les radios étaient attachés sous les plumes de la queue et au cours de la dernière année sur le haut du dos, dans les deux cas à l'aide de la colle époxy à séchage rapide. La lecture de la position a été faite à différents moments de la journée à partir de plusieurs stations ; tous les deux jours, les oiseaux étaient suivis afin de vérifier que les radios étaient encore attachées. Sur les 11 oiseaux dont les émetteurs ont été apposés, trois ont disparu le matin suivant, deux émetteurs ne fonctionnaient plus ; quatre sont tombés après avoir été attachés pendant 6-12 jours en Juillet, et deux étaient encore en train de transmettre lorsque la phase terrain a pris fin. L'amplitude de la période d'émission des signaux est de 1-13 jours ; la moyenne était de cinq jours. (Chipley, 1991).

B. PROPOSITIONS D'ACTIONS

La démographie et la dynamique des populations de Géotrygons sont peu documentées. Or au vu des publications, les colombes seraient des oiseaux se déplaçant d'un territoire à un autre au sein de la Caraïbe et jusqu'en Amérique, la connaissance de l'état de ces populations passe donc par l'étude de ces migrations. Un premier suivi de géolocalisation à l'échelle des territoires français sur une longue période (idéalement sur un an) serait donc nécessaire. Ceci permettrait de voir s'ils restent sur les îles de la Guadeloupe et de la Martinique ou s'ils en changent. Cette étude confirmerait ainsi son statut (sédentaire, migrateur ou erratique), car il semble peu probable que ce soit une espèce strictement sédentaire aux Antilles françaises (elle y est vue toute l'année), mais plutôt une espèce qui présente un certain erratisme ou qui présente des individus sédentaires et d'autres migrateurs. Afin de réaliser ce suivi, l'utilisation de balise GPS permettrait un suivi efficace au sein de la Caraïbe par rapport à un suivi par radio-télémetrie (nécessité de savoir où est l'oiseau a priori).

Dans un deuxième temps une coopération internationale pourrait être mise en place, afin de réaliser une estimation générale de leur démographie comprenant toute leur aire de répartition et d'étudier leur migration entre les différentes îles, ce qui demanderait un investissement conséquent. La participation d'associations déjà présentes sur toute la Caraïbe, telles que BirdCaribbean pourrait faciliter la mise en place de ces échanges.

D'après Kepler (1977), les mangoustes seraient la menace majeure des Géotrygons à Porto-Rico. Il serait intéressant de voir si en Guadeloupe et en Martinique il existe des secteurs où la prédation par les mangoustes est aussi impactante. Si certains secteurs ressortaient comme fortement prédatés, des mesures afin de réduire cette prédation pourraient être envisagées. D'après le rapport de Cottaz (2015), la campagne de piégeage s'est révélée être une méthode efficace. Ceci est confirmé par d'autres études (Lorvelec et al., 2004) décrivant l'utilisation du piégeage comme étant une bonne méthode pour éradiquer la menace de prédation de la petite mangouste indienne sur les populations endémiques.

Au sein des Antilles françaises seule une estimation de la population de Colombes à croissant en Guadeloupe a été réalisée (Eraud et al.2012). Ce travail devrait être poursuivi sur la Colombe rouviolette en Guadeloupe et commencé en Martinique sur les deux espèces.

Compte-tenu du peu d'informations disponibles en Martinique, un état des lieux pourrait être réalisé, dans un premier temps, sur la base d'enquêtes auprès des acteurs locaux (chasseurs, naturalistes...) pour estimer la répartition géographique et les effectifs actuels de chaque espèce. Ce travail permettrait par la suite de définir des protocoles adaptés au territoire. Cela est indispensable à la Fédération des chasseurs de Martinique qui souhaiteraient chasser les Géotrygons, actuellement protégés par arrêté ministériel, contrairement à la Guadeloupe où ils sont chassables.

La pression de chasse serait également un paramètre utile à connaître et permettrait d'évaluer l'impact des prélèvements sur la population. D'après Tayalay (1995), le mâle des colombes rouviolettes serait plus vulnérable à la chasse car plus facilement repérable que la femelle. Ce déséquilibre pourrait affecter le sex-ratio de l'espèce et impacter la densité de la population. Une étude estimant le sex-ratio de la population pourrait donc s'avérer utile.

VIII. TOURTERELLE A QUEUE NOIRE

Columbina passerina
Common ground Dove
Ortolan

Statut UICN mondial et en Guadeloupe : Préoccupation
mineure (LC)
Chassable en Martinique



Figure 10: Tourterelle à queue noire

© Patrick Ingremeau

A. ETAT DE L'ART

1. ESTIMATION DES POPULATIONS

La Tourterelle à queue noire, aussi appelée Ortolan (*Columbina passerina*) vit dans les milieux ouverts et les broussailles tropicales et subtropicales d'Amérique. L'espèce a la plus grande aire de répartition des membres du genre *Columbina*, et est généralement considérée comme un oiseau commun, mais elle reste néanmoins assez peu connue (Johnston, 1964).

La population de *Columbina passerina* est distribuée de la Californie à la Caroline du Nord de façon sporadique, et également présente de façon plus rare au Nord-est. Elle est considérée comme locale et commune dans le tiers inférieur de l'Alabama et plus rare au nord (Howell 1928, Imhof 1976).

Les données actuelles montrent la présence d'une récente population de Tourterelle qui serait en augmentation sur l'île d'Hispaniola dans les Caraïbes. La population de Tourterelle à queue noire est largement distribuée à travers les Antilles, le Sud des Etats-Unis à l'Amérique Centrale et du Sud. C'est une espèce non migratrice, mais dont la population peut se déplacer en fonction de la disponibilité en nourriture (Fahey and Latta, 2012).

Les tendances de l'enquête du « North American Breeding Bird Survey » montrent une baisse significative de -4,1% en Floride par an de 1966 à 1999. Des augmentations plus récentes ont eu lieu au Texas (4,8%), Alabama (17,6%) et en Géorgie (4,8%) de 1980 à 1999. Des baisses non significatives au cours de la même période se sont produites en Californie et dans l'Arizona. Les populations en Caroline du Sud connaissent un déclin non significatif à long terme de -6,1% (1966-1999). Elle est listée comme une espèce en préoccupation dans le Mississippi, menacée en Caroline du Sud et en voie de disparition au Nouveau-Mexique où la population a baissé à quelques oiseaux dans l'Hidalgo County (NMDGF 1994). La population de Tourterelle à queue noire de la réserve militaire de Fort Hood est stable au Texas et le relevé des oiseaux nicheurs de la région du Plateau Edwards est en augmentation (Kostecke, 2009).

2. POINTS ECOLOGIQUES

Morphologie :

La Tourterelle à queue noire est un des plus petits Columbidae du monde, avec 16 à 17 cm pour 30 g. Les oiseaux adultes ont un plumage gris-brun, avec les primaires plutôt rouge brique et une tache noire sur chacune des ailes. La queue est brune au centre, avec des côtés noirs et des coins blancs. La femelle est un peu plus terne que le mâle (Rivera-Milan, 1996).

Vocalisation :

Un pic de chant d'appel a été enregistré entre Avril et Juin, mais un second pic notable a lieu entre Septembre et Novembre à Porto-Rico (Rivera-Milan, 1992).

Habitat :

Dans l'étude de Fahey et Latta sur Hispaniola (2012), la Tourterelle à queue noire est retrouvée dans les broussailles, les pâturages ouverts et les champs et les clairières. En Alabama, les Tourterelles à queue noire ont également été observées dans toutes les zones de végétation dans les habitats de dunes côtières. Elles ont de plus été observées dans les champs agricoles fraîchement labourés ou récemment récoltés, et les types de forêts de feuillus et de pins. Le plus souvent, elles ont été rencontrées dans les champs avant récoltes et dans les jeunes plantations de pins (Gessaman et Hogan, 1989, en Alabama). Ces habitats satisfont leurs exigences en nourriture et en nichoirs car les graminées et les plantes herbacées dicotylédones produisent de petites graines, un aliment majeur des Tourterelles, qui sont généralement abondantes. De plus, les premiers stades biotiques de ces plantes fournissent une bonne couverture pour la nidification (Landers et Buckner 1979). Les habitats associés aux Tourterelles sont plutôt des sols sableux à faible fertilité naturelle (Gessaman et Hogan, 1989; Hopkins 1958, aux Etats-Unis), car ils ont tendance à retarder la vitesse de développement de la végétation et de favoriser des habitats appropriés aux Tourterelles sur de plus grandes périodes (Jones et Mirarchi 1990). Les tourterelles préfèrent les zones humides de Porto-Rico aux zones sèches (Rivera-Milan, 1992). De plus, les populations de Puerto Rico et des îles Vierges se produisent principalement dans les habitats côtiers de mangroves, les palmeraies, les zones résidentielles, les champs de canne et les garrigues arides (Raffaele, 1983). Landers et Buckner (1979) ont constaté que les sites avec des Tourterelles à queue noire étaient beaucoup plus ouverts que fermés, et que les arbres y avaient un diamètre plus petit. En Floride, elles se trouvent dans presque tous les types d'habitat : de la côte aux forêts de pins, elles évitent uniquement les zones humides (Mitchell et al. 1996).

L'habitat préférentiel des Tourterelles à queue noire semble être assez variable suivant les secteurs. C'est une espèce qui semble s'adapter facilement aux différents habitats à sa disposition.

Comportement :

Comme chez les adultes, les juvéniles ne montrent aucune tendance à former des colonies. Les tourterelles adultes vont simplement former des couples qui restent pratiquement constamment proches l'un de l'autre, sauf quand l'un est en couvaison (Johnston, 1964).

Alimentation :

Les Tourterelles à queue noire sont des granivores (Fahey and Latta, 2012) et elles se nourrissent principalement de graines de graminées (Perez-Rivera 1987).

Reproduction :

La reproduction s'effectue uniquement chez les oiseaux déjà en couple et semble s'expliquer par le rituel précédent la copulation : la femelle réclame de la nourriture au mâle puis ils s'échangent la nourriture par

régurgitation. Des tentatives de fécondation par des mâles non-accouplés peuvent avoir lieu, mais ces prétendants sont généralement repoussés par le mâle lié à la femelle (Johnston, 1964).

Les tourterelles à queue noire sont des oiseaux territoriaux. Un espace, utilisé exclusivement par le couple pendant la saison de reproduction, et probablement aussi en dehors de la saison de reproduction, est maintenu inviolé par le comportement agressif du mâle. Les combats sont initiés par l'occupant du territoire et ne semblent pas se produire en dehors des limites territoriales (Johnston, 1964). Certains individus de l'âge de six mois sont déjà capables de se reproduire (Johnston, Auk, 79, 1962: 269-270).

La densité des nids de colombidés (étude sur 8 espèces dont la Tourterelle à queue noire) présente un pic en Mai et Juin, avec une baisse au cours de Juillet à Octobre, et une augmentation de Novembre à Avril à Porto-Rico. Cependant, il se pourrait que les Tourterelles nichent toute l'année dans certaine région notamment de la Caraïbe (Bent, 1932 ; Sprunt, 1954). Le taux de succès de nidification est de 17% pour la Tourterelles à queue noire (Rivera-Milan, 1996).

Des nids actifs ont été trouvés à tout moment au cours de l'année à Porto-Rico. Le chant d'appel du mâle est corrélé aux précipitations (Rivera-Milan 1990, 1992); et il serait capable de se reproduire à chaque fois que les conditions environnementales sont assez favorables (par exemple, approvisionnement alimentaire et couvert végétal adéquate; Miller, 1962 ; Immelmann, 1971 ; Fogden, 1972 ; Murton et Westwood, 1977 ; Avery, 1980 ; Wiley, 1991 ; Rivera-Milan, 1996).

La femelle dépose deux œufs blancs, et deux ou quatre couvées peuvent être effectuées en un an. La période d'incubation est de 12-14 jours et les oisillons restent 12 jours sous leurs parents qui continuent à prendre soin d'eux. Les jeunes sont vraisemblablement alimentés initialement par « du lait de pigeon », substance produite par le jabot de leurs parents (Ehrlich et al., 1988). Malgré le fait que les œufs de Tourterelle à queue noire soient blancs, le couvert végétal dense de la canopée et la taille réduite du nid limite la prédation. Les nids sont construits au sol ou près du sol dans des dépressions peu profondes (Howell 1932), l'ajout de branches anguleuses favorise le succès de nidification en renforçant la solidité du nid (Crowe Mitchell et al., 1996).

Mue :

L'espèce mue pendant toute l'année (données Rivera-Milan, unpubl.).

Menace :

Parasites:

D'après une étude réalisée au Sud du Texas, 60% des tourterelles à queue noire seraient infectées par des Nématodes, l'intestin étant la partie la plus touchée (Smith and Fedynich, 2012).

Prédation :

Le Geai à gorge blanche est un prédateur de la Tourterelle à queue carré en Floride (Mcginity, 1997). Comme de nombreuses espèces, la Tourterelle utilise la distraction afin de leurrer les prédateurs en les attirant loin du nid (Hailman 1989). Lorsque leur nid est menacé les Tourterelles peuvent ainsi simuler une aile blessée afin d'éloigner du nid le prédateur (Crowe Mitchell et al., 1996).

La prédation représente 81% des pertes de nids observées de 1989 à 1992, d'après une étude réalisée sur 8 espèces de Colombidés à Porto-Rico. Les perturbations anthropiques telles que les dommages réalisés au niveau des arbres de nidification ont représenté 12%, et les intempéries 7% des pertes de nids observées de 1989 à 1992 (Rivera-Milan, 1996).

Le déclin de la végétation pendant la saison sèches doit augmenter l'exposition des Colombidés vis-à-vis des prédateurs à Porto-Rico tels que le Moqueur corossol (*Margarops fuscatus*) (Rivera-Milan 1990, 1995), le Merle vantard (*Turdus plumbeus*), le Coulicou manioc (*Coccyzus minor*), le Tacco de Porto Rico (*Coccyzus vieilloti*) et les rats (Rivera-Milan 1990, 1992; Rivera-Milan et al. 1993; Rivera-Milan and Schaffner, non-publié.).

En Floride, la Corneille de rivage (*Corvus ossifragus*) serait responsable de la majeure partie de la prédation des nids. Les serpents tels que le Serpent ratier jaune à quatre bandes (*Elaphe obsoleta quadrivittata*) sont aussi

responsables d'une perte significative d'œufs et d'oisillons. La prédation cause la perte de plus de un-tiers des nids (Crowe Mitchell et al., 1996). A Cuba, le serpent *Cubophis cantherigerus* prédate également la Tourterelle à queue noire, où elle est un des oiseaux les plus communs (Reyes Vázquez et al., 2013).

Chasse :

La perte d'habitat et la chasse illégale seraient les deux principales causes de mise en danger des populations de Columbides à Porto Rico (Perez-Rivera et Collazo-Algarin 1976, Wiley et Wiley 1979, Raffaele 1989, Rivera-Milan 1990).

Agriculture :

En Floride, les Tourterelles à queue noire nichent énormément au sein des vergers d'agrumes. Or, ces derniers sont traités intensivement aux pesticides, herbicides et fongicides qui peuvent potentiellement empoisonner les adultes et les oisillons, en entraînant une baisse de la fécondité ou en tuant les individus (Mitchell et al., 1996). De plus, les opérations de culture d'agrumes causent fréquemment des perturbations pour la nidification des couples, ce qui augmente l'abandon des nids, en particulier pendant la phase de construction du nid (Mitchell et al., 1996).

Dégradation de l'habitat :

La préoccupation la plus importante pour les populations de l'est des États-Unis est la transformation des zones arbustives en exploitation forestière intensive de forêt de pin et le développement résidentiel. La Tourterelle à queue noire devient rapidement moins commune dans toute la Floride en raison de la destruction de son habitat. La baisse peut être liée à la perte de l'habitat riverain dans les parties occidentales de son aire de répartition. En effet, le développement urbain, le détournement de l'eau, les projets de contrôle des inondations, le pâturage et la propagation de l'agriculture ont détruit beaucoup l'habitat riverain dans l'Ouest. Au Nouveau-Mexique, la perte des zones arbustives indigènes, des zones herbeuses et des zones riveraines limitent également l'aire de répartition de l'espèce (NMGF, 1996).

3. METHODES DE SUIVIS

Points d'écoute et visuels

Pour évaluer les tendances des populations d'oiseaux nichant dans les zones arbustives et boisées sur Fort Hood pendant 1995-2004, des données (Kostecke, 2009) ont été relevées par points de comptage au Texas aux États-Unis (Anders and Dearborn, 2004; Cimprich, 2006; R. G. Peak, in litt.). Tous les points sont espacés de 250 à 300 m.

Le « North American Breeding Bird Survey » (BBS) et le « Christmas Bird Count » (CBC) fournissent des données sur les tendances permettant de surveiller les changements de population. Le BBS utilise des itinéraires normalisés d'enquêtes basés sur le comptage d'oiseaux aperçus le long de la route pour toutes les espèces. Les données permettent de produire un indice d'abondance relative plutôt qu'un dénombrement complet des populations d'oiseaux. La Tourterelle à queue noire est détectée par le BBS en nombre suffisant pour l'analyse des tendances de population (Sauer et al., 1997).

Une étude a été réalisée afin de déterminer la distribution et l'abondance relative de six Colombidés à Porto-Rico. Cinq unités d'échantillonnage principales, de 8 km de long chacune, ont été établies par zone (humide ou sèche), le long des routes secondaires et tertiaires. Six stations d'échantillonnage, espacées à intervalles réguliers de 1,6 km, ont été établies par unités d'échantillonnage principales. Les comptages ont été effectués pendant 3 minutes à chaque station d'échantillonnage entre 6h et 10h30. Au cours de chaque compte, le nombre de Colombidés entendu, ainsi que le nombre de vu ont été enregistrés. L'échantillonnage a été fait au moins une fois par mois par deux observateurs expérimentés. La période d'échantillonnage s'étend de Juillet 1985 à Juin 1988 dans les zones humides et de Juillet 1985 à Janvier 1989 dans la zone sèche (Rivera-Milan, 1992).

Observation :

Afin de connaître le comportement et la reproduction des tourterelles, mais également leur prédateur, une étude a été réalisée à Porto-Rico. Un total de 210 transects de 0,1 ha (100 x 10 m) (158 dans la zone sèche, 36 dans la

zone humide, et 16 dans la zone humide) ont été échantillonnés en 1988; 110 transects de 0,1 ha (48 à Cabo Rojo, 46 à Guanica, et 16 en Cidra) ont été échantillonnés de 1987 à 1992. Un nid a été considéré comme actif lorsque les œufs, les oisillons ou les adultes en incubation étaient présents (Rivera-Milan, 1996).

Prélèvements et étude parasitaire :

Une soixante de tourterelles à queue noire a été prélevée par tir et par piégeage (dans les zones urbaines, où le tir par armes à feu est interdit) au cours de l'été 2006, à la fois dans les habitats de nidification et d'alimentation au Sud du Texas. Les nématodes ont été recherchés sous un microscope à dissection dans les zones suivantes : surface oculaire, cavité nasale, sinus et cerveau. Les viscères ont été répartis par catégories : trachée, poumons, cœur, reins, foie, œsophage, gésier, vésicule biliaire, pancréas, rate, intestin, cloaque, appareil génital féminin, veines mésentériques et eaux de lavage divers (Smith and Fedynich, 2012).

B. PROPOSITIONS D'ACTIONS

La population de Tourterelle semble être assez stable à l'échelle de son aire de répartition. Dans certaines régions, sa densité décline faiblement, cependant elle augmente dans d'autres, ce qui témoigne d'un bon état de sa population.

Au sein des Antilles françaises, on dispose de peu d'informations. Etant donné qu'elle est décrite comme un oiseau très territorial, il pourrait être intéressant d'enregistrer et de cartographier sa présence au sein de la Martinique et de la Guadeloupe.

Les carnets de prélèvements, qui ont été mis en place en Martinique, donne des informations sur la pression de chasse qui s'exerce sur cette espèce, s'ils sont bien retournés à la fédération et correctement remplis. Ces carnets permettraient ainsi une surveillance de l'espèce en Martinique où elle est chassable.

IX. TOURTERELLE OREILLARDE

Zenaida auriculata
Eared Dove
Tourterelle Ortolan
Statut UICN mondial : Préoccupation mineure (LC)
Chassable en Martinique

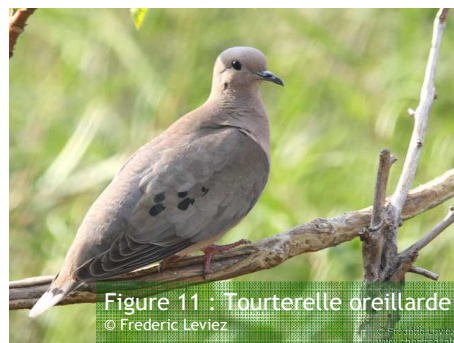


Figure 11 : Tourterelle oreillard
© Frederic Leviez

A. ETAT DE L'ART

1. ESTIMATION DES POPULATIONS

La population de Tourterelle oreillard est abondante et largement distribuée sur Porto Rico et ses territoires (Rivera-Milan, 1992, 1995a). C'est une des espèces nicheuses les plus abondantes avec la Sterne bridé (*Sterna anaethetus*) (Rivera-Milan, and Schaffner, 2002).

Au Brésil : *Zenaida auriculata* est la plus fréquente des espèces enregistrées sur tout le territoire et montre une forte densité de population avec des variations saisonnières. On la retrouve autant en zone rurale qu'en zone urbaine (Lopes & Anjos 2006). La densité mensuelle de Tourterelle oreillard à Apucarana, ville de 122 000 habitants, située au Sud du Brésil, est de 887 ind/km² en Octobre et de 1725 ind/km² en Février (Montes Fontoura, 2013).

Une forte densité de population est également enregistrée en Argentine, en Colombie, en Uruguay, en Bolivie (Bucher & Ranvaud, 2006). Les facteurs contribuant à l'augmentation de population de *Z. auriculata* sont la disponibilité en graines, en eau et en habitats favorables à la reproduction (Montes Fontoura, 2013). Au centre de l'Argentine, les populations reproductrices peuvent atteindre plus de 8000 ind/ ha (Bucher et al., 2009).

Il est courant d'observer des colonies en période de reproduction atteignant plusieurs millions d'individus en Amérique du Sud (Bucher 1990, Bucher and Ranvaud 2006, Bucher, et al., 2009).

2. POINTS ECOLOGIQUES

Morphologie :

La Tourterelle oreillard mesure 21 à 25 cm de long (Sick, 1997 ; Raffaele, 1998) et pèse environ 136 g (Dunning, 2008 ; Fontoura et Orsi, 2013). Ses ailes du dessus sont de couleur gris-brun avec de petits points noirs sur les scapulaires. Le dessous est brun jusque sous la queue, qui elle est courte avec du roux au bout des plumes externes (Raffaele, 1998).

Vocalisation :

Son chant est composé d'un bref roucoulement doux : cou-ou, cou, cou, cou montant fortement à la deuxième syllabe (Raffaele, 1998).

Habitat :

Elle vit majoritairement dans les broussailles arides et semi-arides, généralement peuplées de quelques arbres ou de parcelles boisées mais évite les forêts tropicales. En Amérique du Sud, le Tourterelle est trouvée dans la région de Chaco en Argentine et au Paraguay, qui présente une mosaïque de paysages, composée de bois et de prairies, entretenue par des feux périodiques (Odum 1969; Morello 1970). Ces différents paysages apportent une variété d'espèces qui peuvent être associées à un type d'habitat. On trouve des habitats d'alimentation, parcelles de cultures de Sorgho, et des habitats pour la reproduction, parcelles de forêts (Bucher and Ranvaud, 2006 ; Codesido et al., 2015). Les espèces *Pinus spp.* et *Casuarina spp.* sont souvent utilisées comme nichoir ou perchoir par les Tourterelles oreillardes (Murton et al., 1974).

La tourterelle est une espèce qui peut nidifier dans une multitude d'habitats différents et qui s'adapte bien aux fluctuations environnementales des forêts mésiques et xériques (Rivera-Milan 1997, 1999). On la retrouve également dans les champs, les zones de culture, les prés et les zones urbaines (Sick 1997, Souza et al. 2007). Elle s'est en effet bien adaptée aux environnements anthropogéniques (Westcott et al., 2002 et Lopes & Anjos, 2006).

Cette espèce étant peu commune il y a quelques dizaines d'année, il est vraisemblable que le déclin des forêts originelles et l'expansion de l'agriculture en Amérique du Sud aient favorisé la disponibilité en graines dans l'environnement et aient contribué à l'augmentation de la population de *Z. auriculata* dans la région (Montes Fontoura, et Orsi, 2014).

Comportement :

La tourterelle oreillarde est probablement le « pire » oiseau ravageur de culture du Sud de l'Amérique à cause de sa large aire de répartition, de la grande taille de sa population et de l'étendue des dégâts signalés dans certaines régions (Linz et al., 2015). Elle est devenue un ravageur important du sorgho, l'une des cultures les plus importantes d'Argentine et du Brésil, qui a été introduit au début des années 1950 (Bucher 1970, Murton et al., 1974).

Mouvement :

Les Tourterelles oreillardes sont nomades, elles peuvent se déplacer en de très gros groupes, s'étalant sur de très grandes surfaces à la recherche des graines de graminées. Les migrations automnales et hivernales se font de façon très irrégulière car elles dépendent de la disponibilité en aliments. Durant l'automne, les rassemblements sont si spectaculaires que le ciel est parsemé de nuages noirs de plus 100 000 oiseaux qui descendent vers les champs de céréales (Murton et al., 1974).

La distance maximum mesurée pour un vol journalier de tourterelle oreillarde est de 117 km. Elle a été mesurée en Argentine. De part leurs longues migrations, les tourterelles jouent un rôle important dans la dispersion des semences, et grâce à la colonisation rapide de nouveaux habitats, y compris les îles, elles participent à la dissémination des plantes et de leur matériel génétique. Herrera (2002) confirme que les Tourterelles oreillardes sont des disséminateurs de graines parce qu'elles sont capables de transporter des semences indemnes loin de la plante mère sur des sites favorables à la germination et au développement (Bucher et al., 2009).

Dans certaines zones, où les conditions sont sévères, la taille de la population et sa restauration dépend principalement de l'immigration (Bucher et al., 2009).

Au Brésil, les densités les plus importantes sont observées durant les mois de Septembre et de Janvier dans les zones urbaines (ce qui correspond à l'arrivée de jours chauds dans la région) alors qu'en zone rural les pics de densité sont enregistrés aux mois de Novembre/Décembre et Avril/Mai (périodes de plantation du soja, du maïs et du blé) (Montes Fontoura, and Orsi, 2014).

Alimentation :

Les Tourterelles oreillardes se nourrissent au sol en mangeant les graines de graminées, l'une des principale est *Echinochloa colonum* ou encore *Setaria pumpeana*. Ces deux herbes produisent des graines de 1 à 2 mm de long d'un poids de 1.0 mg. Elles se nourrissent également des graines d'*Amaranthus spp.* et *Chenopodium album* venant d'Europe, de *Croton sp.*, *Euphorbia sp.* (*Euphorbiaceae*), *Argemone suffusiformis* (*Papaveraceae*) et de *Brachiaria plantaginea*. *Croton sp* est aussi un des aliments favoris de la tourterelle au Brésil (Von Ihering 1935; Aguirre 1964, Ranvaud et al., 2001). Aujourd'hui, la majeure partie de l'alimentation des tourterelles est composée des graines des plantes cultivées en agriculture, en particulier le Sorgho, le blé (*Triticum aestivum*), le millet (*Panicum miliaceum*), et à moindre degrés le maïs (*Zea mays*), les cacahuètes (*Arachis hypogaea*), et le tournesol (*Helianthus annuus*) (Bucher and Nore 1973; Bucher and Ranvaud 2006). Des insectes sont aussi ingérés, mais seulement au mois de Septembre, et ce sont surtout des pucerons des cultures de blés, qui pourraient ressembler à des graines. Des escargots sont mangés durant la saison de reproduction, possiblement pour satisfaire un besoin en calcium (calcium se trouvant dans les coquilles) (Murton et al., 1974). En Décembre et Janvier, de très nombreuses chenilles et chrysalides de mites *Anticarsia gemmatilis* (un ravageur important pour le soja dans la région) ont été digérées (Ranvaud et al., 2001).

Zenaida auriculata est souvent observé à rechercher de la nourriture en groupe ou en paire, elle passe plus de temps à rechercher de la nourriture que d'autres espèces comme *C. talpacoti* et *C. picui*. Il a été enregistré qu'une recherche de nourriture en groupe (chez *Columbina passerina*, Linnaeus, 1758 et *Leptotila verreauxi*, Bonaparte, 1855 in Costa Rica) permet à chaque individu un gain de ressources alimentaires plus rentable, cela résulte vraisemblablement de la diminution de la vigilance de chaque individu (Burger 1992). La recherche de nourriture en groupe et le temps prolongé de recherche de *Z. auriculata* suggère une possible adaptation afin d'obtenir plus de ressources proportionnellement à sa masse corporelle qui est plus importante (Orsi, 2013).

Les grains de culture représentent plus de 70% du poids sec moyen mensuel du contenu digestif (une moyenne de 3,70 g par culture), contre 30% pour les graines sauvages (moyenne de 1,61 g) (Almeida et al., 2010).

Les Tourterelles sont capables de se reproduire pendant toute l'année, car elles profitent de leur capacité à détecter et exploiter des sources de nourriture et d'eau jusqu'à 100 km du perchoir (Murton et al, 1974; Bucher et Bocco 2009).

La tourterelle oreillarde montre de nombreuses adaptations à l'exploitation des ressources de semences éphémères, qui sont inégalement réparties, incluant une migration et une distribution opportuniste de la population, une alimentation en grand groupe, une reproduction en colonie, une polyvalence pour la nidification et la synchronisation de la reproduction (Bucher, 1982).

Reproduction :

Des nids de *Z. auriculata* ont été observés pendant toute l'année (Bucher & Orueta, 1977), mais plus intensément en Novembre par Montes Fontoura et Orsi (2014). Cependant au Brésil, les Tourterelles se reproduiraient essentiellement durant la saison des pluies d'Avril à Juin (Aguirre, 1964). En Argentine, depuis l'avènement de la culture de semences comestibles de légumineuses, l'agriculture a prolongé la saison de reproduction jusqu'à Aout/ Septembre selon la disponibilité du sorgho, voir jusqu'en Octobre pour Murton et al. (1974).

Les nids sont construits généralement sur le sol, au milieu des tiges de canne à sucre (Ranvaud et al., 2001) ou au Brésil à l'abri du maquis épineux formé par divers broméliacées (Aguirre, 1964). Les œufs sont déposés sur le sol nu ou sur des feuilles mortes, parfois on note la présence d'un nid rudimentaire composé de morceaux de feuilles de canne à sucre ou de brins d'herbe (Ranvaud et al., 2001). Les nids peuvent également être confectionnés dans des broussailles épineuses ou sur des arbres, des arbustes, des cactus, des roches plates, dans des crevasses, ou sous des blocs de roche (Rivera-Milan, and Schaffner, 2002). L'étude de Rivera-Milan et Schaffner (2002) démontre que le taux de survie du nid est plus élevé sur les roches et les sols sans végétation car la densité en crabe y est moins élevée et qu'il y a donc moins de prédation.

La Tourterelle oreillarda pond deux œufs (Poulsen 1953). Beaucoup d'individus commencent à se reproduire l'année de leur naissance. Murton et al. (1974), Bucher & Orueta (1977), and Bucher (1990) spéculaient que la reproduction serait déclenchée par des conditions environnementales favorables, comme la disponibilité en nourriture (Ranvaud et al., 2001).

Un aspect frappant de la biologie de la reproduction de la colombe oreillarda dans le nord du Brésil, est sa courte permanence dans les colonies de reproduction, ce qui leur permet d'achever une seule nidification. La rapidité de nidification peut être expliquée par le fait que les oiseaux vont pouvoir effectuer une autre couvée dans un autre endroit approprié, ce qui les décrirait comme un oiseau avec une « reproduction itinérante » comme cela a été proposé par Ward (1971) pour le Travailleur à bec rouge. Ward interprète ce comportement comme une adaptation à l'exploitation opportuniste de la production de semences d'herbes abondantes, mais éphémères suivant le mouvement des pluies à travers le pays (Bucher, 1982).

Mue :

En Mai et Juin la plupart des oiseaux ont mué mais certains finissent en Juillet/Août. La mue suivante recommence vers Octobre/Novembre (Murton et al., 1974).

Menace :

Parasites:

Haemoproteus columbae Kruse (1890) a été le seul hemoparasite retrouvé dans le sang des Tourterelles examinées. La prévalence de l'infection était de 100% pour *Z. auriculata*, de 51.6% pour *C. talpacoti* and 19.3% pour *S. squammata* (Adriano and Cordeiro, 2001). Cela peut s'expliquer par le fait que *C. talpacoti* et *S. squammata* vivent en petit groupe ou sont solitaires (Hilty & Brown 1986), tandis que *Z. auriculata* vit en large groupe (Aguirre 1976, Donatelli et al. 1995), ce qui facilite la transmission de vecteurs et augmente la charge parasitaire (Adriano and Cordeiro, 2001).

Prédation :

Les œufs et les jeunes peuvent être mangés par un grand nombre de prédateur, comme l'opossum (*Didelphis axarae*), le Guira (*Guira guira*), la Buse tricolore (*Buteo polyosoma*), le Caracara chimango (*Milvago chimango*), les crabes qui sont un des principaux prédateurs des nids de Tourterelles (Nellis et al., 1984) et les serpents. La présence des rats sur certaines îles est aussi très néfaste vis-à-vis de la nidification qui se fait au sol (Dewey and Nellis 1980, Nellis et al. 1984, Schaffner 1991).

Mesures gouvernementales :

A cause des ravages causés sur les cultures par les Tourterelles oreillardes certains gouvernements ont pris des mesures afin de réduire la taille des populations. Lors de la forte augmentation de population de Tourterelles dans les années 1960 en Argentine, les agriculteurs ont exercé une forte pression sur le gouvernement (Bucher and Ranvaud, 2006) et l'on poussé à mettre en œuvre des campagnes de lutte létales à grande échelle qui comprenait la dispersion de grains empoisonnés, l'empoisonnement des sources d'eau, une pulvérisation aérienne d'insecticides hautement toxiques sur les colonies de reproduction, la combustion de la végétation où nichent les colonies, la promotion de la transformation industrielle de la viande de colombe, et les incitations à la chasse, en particulier le tourisme de chasse internationale. Ces mesures n'ont pas eu les effets escomptés sur la dégradation des cultures (Linz et al., 2015).

Dans la province de Cordoba en Argentine, l'équivalent de 15 000\$ US est dépensé officiellement par an afin de tuer les tourterelles et les autres provinces ont les mêmes schémas. Environ un tiers des dépenses est consacré aux appâts à la strychnine qui sont distribués autour des perchoirs. Bien qu'un grand nombre de colombes soient tuées, il semble que le problème ne soit pas résolu (Murton et al., 1974).

Chasse :

La tourterelle oreillarda serait intensivement chassée lorsqu'elle est en colonie au Brésil. En effet, dès l'arrivée des colonies, beaucoup de personnes viendraient récolter les œufs et chasser les oiseaux en utilisant des bâtons, des fusils, des pièges et même du poison (Bucher, 1982).

Les dérangements provoqués par les chasseurs peuvent provoquer l'abandon d'un site par les oiseaux lorsqu'ils en sont en train de construire le nid. Une fois la couvaison commencée les oiseaux sont beaucoup plus réticents à abandonner leurs œufs. La même réponse à des sévères nuisances par la pression de chasse a été constatée par Arendt et al. (1979) sur le Pigeon à couronne blanche (*Patagioenas leucocephala*) en République Dominicaine (Bucher, 1982).

Agriculture :

Les graines traitées par du carbofuran, du carbosulfan et du pyréthrinoides et qui ne sont pas correctement enfouies au semis représentent une source de nourriture pour les oiseaux granivores, provoquant non seulement la mortalité des troupeaux par ingestion délibérée, mais aussi la mort des prédateurs et des charognards par empoisonnement secondaire. La corrélation entre la mortalité et la consommation de graines peut être expliquée par la forte toxicité du carbofuran et son action toxique rapide, quelques graines ingérées peuvent tuer un oiseau (Almeida et al., 2010).

L'utilisation de colorants permettant de cacher les semences est une alternative pour réduire des ravages causés par les oiseaux et éviter l'empoisonnement de ces derniers par les produits phytosanitaires. La couleur brune et le colorant en poudre, riche en oxyde de fer, diminuent la réflectance spectrale (Hartley et al., 2000; Demattè et al., 2003; Espig et al., 2005; Almeida, 2006) des graines dans les longueurs d'ondes visibles par les Passeriformes et les Columbides (Hart, 2001), en rendant les graines semblables au sol. En outre, la poudre camoufle le revêtement rendant la surface opaque qui ainsi brille moins que les semences traitées (Schmidt et al., 2004; Cuthill et al, 2005).

3. METHODES DE SUIVIS

Capture aux filets :

Des données ont été collectées par la méthode de capture-marquage-recapture afin de connaître le succès de reproduction et surveiller les changements annuels dans la densité des nids au sol en 1987-1993 et 2000 à Porto-Rico. Les tourterelles ont été prises à l'aide de filets japonais en Juin et Juillet 1987, 1988 et Février-Novembre 1989-1992. Une ligne de huit filets (2 x 18 m et maille de 60 mm) a été ouverte du lever au coucher du soleil pendant trois jours consécutifs une fois par mois, sauf en Juin et Juillet 1989-1992 où ils étaient ouverts deux fois pour suivre la période de nidification et de mue imaginale (Rivera-Milan and Schaffner, 2002).

Observation :

En Août 2011 et Juillet 2012, des observations ont été réalisées au Brésil sur un transect de 2000 m à chaque zone d'échantillonnage selon la méthode de recensement de transect proposé par Bibby et al. (1992), dans lequel l'observateur marche le long du transect avec une vitesse faible et constante pour enregistrer tous les contacts visuels et sonores des espèces, afin de connaître la densité de population des différentes espèces (Montes Fontoura and Orsi, 2014).

Dans le but d'estimer la population de tourterelles, quatre transects d'un kilomètre ont été établis dans les rues munies d'arbres et où il y avait peu de véhicules, de trafic pour réduire le bruit qui pourrait nuire à l'échantillonnage des oiseaux, dans la ville d'Apucarana, Paraná du Nord, au sud du Brésil. Un total de 40 heures d'observation a été réparti sur 20 jours d'observations. Chaque transect a été parcouru deux fois par mois d'Octobre à Février (Montes Fontoura, 2013).

Les distances de vol des Tourterelles au départ de la colonie de reproduction de Salsipuedes en Argentine ont été estimées en suivant les trois principales lignes de vol quittant la colonie afin de connaître le dynamisme de la population et sa capacité à disperser les graines. Les lignes de vol ont été suivies en voiture le long des routes parallèles, jusqu'à ce qu'elles ne soient plus visibles avec des jumelles. À ce stade, la distance à la colonie de reproduction a été mesurée en utilisant le GPS. Ces mesures sous-estiment probablement la vraie portée de vol, car un petit nombre, indétectable d'individus continuent à voler le long des voies de migration (Bucher et al., 2009).

B. PROPOSITIONS D'ACTIONS

La Tourterelle oreillarda étant, d'une part une espèce qui s'adapte facilement à une grande diversité d'habitats notamment les habitats anthropiques (villes, champs de cultures) et d'autre part ayant une population conséquente, ne semble pas être une espèce problématique à fort enjeux environnementaux.

Des carnets de prélèvements, qui ont été mis en place en Martinique, informe que la population de Tourterelle oreillarda semble arriver sur le territoire. Des études sur sa répartition et sa démographie aux Antilles françaises seraient intéressantes. La pression de chasse serait également un paramètre utile à connaître et permettrait d'évaluer l'impact des prélèvements sur la population. Des carnets de prélèvements ont été mis en place en Martinique, toutefois la Tourterelle oreillarda n'en fait pas mention. Aussi, il serait judicieux de la rajouter car les carnets de prélèvement peuvent nous informer sur cette pression de chasse, s'ils sont bien retournés à la fédération et correctement remplis. Ces carnets permettraient ainsi une surveillance de l'espèce.

X. TOURTERELLE À AILES BLANCHES

Zenaida asiatica
White-winged Dove

Statut UICN mondial : Préoccupation mineure (LC)
Données insuffisantes en Guadeloupe (DD)
Non chassable en Guadeloupe et en Martinique



Figure 12: Tourterelle à ailes blanches
© Lic. Alfredo D. Colon Archilla

A. ETAT DE L'ART

1. ESTIMATION DES POPULATIONS

La Tourterelle à ailes blanches est présente en Amérique du Nord et dans la Caraïbe. (George et al., 1994). Les Tourterelles, *Zenaida spp.* représentent les espèces les plus répandues aux États-Unis, avec une estimations de la population dépassant 300 millions d'individus avec un prélèvement de plus de 20 millions d'oiseaux chaque année (Otis et al., 2008 ; Raftovich et al. 2010). La Tourterelle à ailes blanches, *Z. asiatica*, est moins présente que la Tourterelle triste, *Zenaida macroura*, avec une répartition historique limitée au sud-ouest des États-Unis et au Mexique, et une population introduite en Floride (Cottam et Trefethen 1968; George et al., 1994). Cependant, la Tourterelle à ailes blanches est la seconde espèce la plus prélevée aux Etats-Unis (après la Tourterelle triste), les prélèvements sont d'environ 1,6 million d'individus par an, avec environ 1,3 millions récoltés uniquement au Texas (Raftovich et al., 2010).

La taille des populations dans les aires de reproduction de la vallée du Rio Grande a diminué considérablement au cours du siècle dernier et reste en dessous des sommets de populations historiques (Marsh et Saunders, 1942 ; Waggenerman, 2002). Les modifications de l'habitat sont probablement la cause majeure de la diminution de la taille de la population dans les années 1900. La population a été estimée à 5-6 millions d'oiseaux pour Tamaulipas au Mexique pendant les années 1960, qui a ensuite diminué à environ 1,7 million au début des années 1970 (Waggenerman, 1972, 1973). La population de Tourterelle de Tamaulipas serait passée de 15 à 18 millions en 1984 (Ortega et Zamora, 1984) avec seulement 11 colonies de nidification connues.

La Tourterelle à ailes blanches est une espèce en pleine expansion, elle a été observée pour la première fois en Guadeloupe en juillet 2005. L'observation de plus en plus régulière d'individus laissait à penser qu'elle était nicheuse sur l'île et cela s'est confirmé en juin 2011 par l'observation d'un juvénile récemment sorti du nid (Observation A. Levesque). En Martinique, des individus sont également aperçus (observation sosdom).

2. POINTS ECOLOGIQUES

Morphologie :

Le plumage présente une dominance de gris brun pâle avec des teintes mauve plus marquées sur la tête, le cou et la poitrine. On peut voir un trait noir sous chaque joue. Le ventre est de couleur blanchâtre. Les couvertures alaires possèdent une large extrémité blanche constituant une bande très nette, visible au repos comme en vol. Les

rémiges sont noirâtres et contrastent fortement avec cette bande blanche. Les iris sont rouge-orangés vifs et les cercles oculaires bleus. Le bec est noirâtre. Le jeune est gris pâle avec les iris sombres. La Tourterelle mesure entre 25 et 31 cm (Oberholser, 1974 ; George et al., 1994).

Cottam et Trefethen (1968) ont déclaré que chez les tourterelles à ailes blanches, les mâles et les femelles pouvaient être distingués par les caractéristiques du plumage. Les mâles ont une coloration pourpre plus brillante sur la couronne, la nuque, et plus iridescente sur les côtés du cou. Cependant, Brown (1977) a trouvé qu'un examen cloacal était nécessaire pour déterminer le sexe des adultes avec précision. Le sexe des Tourterelles a également été déterminé par des différences de poids corporel. Les mâles pesant 151g en moyenne et les femelles, 139 g (Russell, 1969). L'inconvénient majeur de l'utilisation de la pesée comme critère de sexage est que le contenu intestinal peut ajouter jusqu'à 56g au poids de l'oiseau (Cottam et Trefethen, 1968). Le cloaque des mâles possède généralement deux papilles coniques, une de chaque côté, de 1-3 mm qui représente la fin des canaux déférents. Le cloaque des femelles n'a pas de papille (Swanson and Rappole, 1992b ; Miller et Wagner, 1955).

Vocalisation :

Les deux sexes chantent. Même si leur chant est très semblable, celui de la femelle est moins fort, souvent plus court et peu articulé (Cottam et Trefethen, 1968).

Habitat :

Cette espèce granivore préfère les habitats broussailleux et les pâturages parsemés d'arbres dans les zones côtières et urbaines (Raffaele et al., 1998). Historiquement limitées aux habitats arides et semi-arides du sud-ouest des États-Unis et du Mexique, où elles habitent principalement les habitats agricoles ou urbains, les tourterelles se sont lentement appropriées une variété d'environnements à travers le sud-ouest des États-Unis (George et al., 1994). Elles sont un pollinisateur diurne important de l'emblématique Saguaro cactus, *Carnegiea gigantea* dans le désert de Sonora (Wolf et Martinez del Rio, 2000 ; Schwertner et al., 2002). Bien que les tourterelles aient modifié leur l'habitat de nidification en utilisant les plantations d'agrumes en plus de leur habitat traditionnel de broussailles, les pertes périodiques des arbres dues au gel a des impacts négatifs sur la nidification de la population de Tourterelles (Uzzel, 1959).

Le grand nombre de tourterelles se reproduisant dans la région métropolitaine de San Antonio ainsi que leur présence dans d'autres villes dans le sud du Texas, suggère que qu'elles peuvent trouver un habitat de nidification dans des environnements urbains (Waggener, 1990). Une étude a notamment montré qu'à San Antonio, les tourterelles préféraient les zones résidentielles comme habitat de reproduction (Leann, 1993).

Comportement :

La Tourterelle à ailes blanches a un rôle écologique important en tant que pollinisateur diurne du cactus Saguaro dans le désert de Sonora (Mexique et Californie) et un rôle économique car elle est très recherchée comme gibier à plumes en Amérique du Nord (Carleton et al., 2015).

Mouvement :

L'aire de répartition de la Tourterelle à ailes blanches s'est largement étendue ces 50 dernières années. Le comportement migratoire des populations varie en fonction de la disponibilité en fruits et en graines de plantes indigènes et cultivées (Schwertner et al., 2002). La Tourterelle à ailes blanches est une espèce migratrice qui historiquement niche dans de grandes colonies rurales de Mai à Août dans le sud du Texas et le nord-est du Mexique (Cottam et Trefethen, 1968).

C'est un oiseau grégaire qui se déplace souvent en groupe, certains vols pouvant accueillir des centaines d'oiseaux (Cunningham, 1986).

Alimentation :

Les aliments traditionnels de la Tourterelle dans la vallée du Lower Rio Grande au Texas sont : *Celtis pallida*, *Ehretia Anacua*, *Condalia hookeri*, *Bumelia angustifolia*, *Zanthoxylum fagara*, *Foresteria angustifolia*, *riana humilis*, tournesol (*Helianthus annuus*), et *Croton glandulosus* (Cottam et Trefethen, 1968). Avec l'augmentation des terres agricoles, les Tourterelles ont tourné leurs préférences alimentaires vers les céréales cultivées, y compris le sorgho, le maïs, les graines de sésame, le riz, le blé, l'orge, le carthame, le tournesol, la pastèque et d'autres cultures disponibles localement (Neff, 1940 ; Cottam et Trefethen, 1968 ; Waggenerman et Sorola, 1977 ; George et Swepston, 1986). Les Tourterelles à ailes blanches sont également de grandes consommatrices de fruits de *Neobuxbaumia tetetzo* au Mexique (Contreras-González & del Coro Arizmendi, 2014). Les aliments consommés dans les sites désertiques incluent le cactus saguaro (*Carnegiea gigantea*), l'acacia aux épines blanches (*Acacia constricta*), *Lupinus* spp, ocotillo (*Fouquieria splendens*) et l'arbre aux houppettes (*Calliandra eriophylla*) (Carleton et al., 2015). Les tourterelles ne consomment pas que des céréales cultivées, mais également des graines sauvages ont un taux de succès de reproduction plus élevé (Pruitt et al., 2008). Cela peut être dû à la forte valeur énergétique des céréales et leur faible concentration en protéine ou aux produits phytosanitaires utilisés en agriculture intensive (Potts, 1986 ; Newton, 2004).

Reproduction :

Les tourterelles à ailes blanches reviennent souvent dans la même zone de reproduction et se reproduisent dans de grands groupes de reproduction agrégés (à savoir des colonies). Les colonies sont en général dans un habitat de nidification continue dont la taille varie de 5 ha à 1000 ha avec des densités de nids allant de 0 à 10 nids / ha en dehors des colonies ou 500-1000 nids / ha dans les colonies (Cottam et Trefethen, 1968 ; Nichols et al., 1986 ; George et al., 1994). Historiquement, les colonies reproductrices de tourterelles à ailes blanches se trouvaient dans les broussailles et dans les vergers d'agrumes dans la vallée du Rio Grande Lower aux Etats-Unis (Marsh et Saunders, 1942 ; Cottam et Trefethen, 1968. Martinez et al., 2005). L'immigration des Tourterelles à ailes blanches se compose de deux pics distincts au cours de la saison de reproduction. Le premier pic, initié début Mars, atteint un sommet vers la mi-Avril, et diminue jusqu'à début Juin. Le second pic, initié fin Juin, atteint un sommet à la mi-Juillet, et diminue au point où aucun nouvel oiseau ne rentre dans la population après Août (Collier et al., 2013). En supposant un sex-ratio de 50:50, environ 2.6 oisillons éclosent par couple ; cela tombe dans la fourchette prévue par Otis (2003) pour les Tourterelles tristes dans le centre des Etats-Unis (Collier et al., 2013). Les Tourterelles à ailes blanches ont une incubation de 15 à 20 jours suivie par 13-18 jours dans le nid avant l'envol (Schwertner et al., 2002).

Les mâles et les femelles participent à l'incubation des œufs et aux soins prodigués aux oisillons (Cottam et Trefethen, 1968). Les femelles incubent les œufs pendant la nuit, avec les mâles perchés à proximité. Les mâles ont tendance à couvrir le nid pendant la majorité de la journée (Schwertner et al., 2002). Cependant, le matin et le soir, les femelles soulagent les mâles, leur permettant de rechercher de la nourriture (Cottam et Trefethen, 1968 ; Schwertner et al., 2002 ; Small et al., 2006).

Selon une étude réalisée au Texas, la majorité des nids étaient situés dans des chênes côtiers (57%) et du frêne (19%). Seulement 9% des nids étaient situés dans des mesquites (genre *Prosopis*) (Breedon et al., 2008 ; Rothrock, 2011).

Les estimations de la survie des nids pour les tourterelles à ailes blanches au Texas varient de 17 à 96% au cours de la période de collecte de données, avec une médiane de 89% (Collier et al., 2008), cependant dans une autre étude réalisée à Porto-Rico, le taux du succès est seulement de 29% (Rivera-Milan, 1996). L'estimation de la médiane de l'étude, réalisée au niveau de la vallée du Lower Rio Grande, l'habitat traditionnel des tourterelles, est également 30% plus élevée que les estimations réalisées sur des tourterelles urbaines (West et al. (1993), Hayslette et Hayslette (1999) et Small et al. (2005) en utilisant la méthode Mayfield (51, 57 et 45% respectivement)).

Menace :

Prédation :

Au Texas, les tourterelles à ailes blanches sont sensibles à la prédation par les Ratons laveurs (*Procyon lotor*), les Quiscales (*Quiscalus mexicanus*), et les Opossums (*Didelphis virginiana*) (Swanson et Rappole, 1992). Les serpents (*Alsophis portoricensis*), les crabes terrestres (*Cardisoma guanhumi*), les crabes rouges (*Grapsus de grapsus*), les crabes soldats (*Coenobita clypeata*), les rats noirs (*Rattus rattus*) et les fourmis de feu (*Solenopsis geminata*) sont également des prédateurs de la Tourterelle à St Thomas (îles Vierges Britanniques) (Dewey et Nellis 1980). Les prédateurs volants possibles comprennent le Bihoreau violacé (*Nycticorax violaceus*), le Bihoreau gris (*N. nycticorax*), la mouette rieuse (*Larus atricilla*), et la Frégate superbe (*Fregata magnificens*). Wiley et Wiley (1979) ont rapporté que le Moqueur corossol (*Margarops fuscatus*) était le principal prédateur des nids de columbidés à Porto-Rico. Les nids trop près du sol sont plus souvent sujet à la prédation par les ratons laveurs, les chats domestiques (*Felis catus*), et les opossums (Boydston et Deyoung, 1987 ; Hughes et al., 2000). Les nids mal dissimulés par le feuillage sont sujets à la prédation par les corvidés (*Corvidea*) et les Quiscales (*Quiscalus mexicanus*) (Hayslette et al., 1996). La prédation est la principale cause de l'échec de nid pour les colombidés à Puerto Rico où la couverture du feuillage est cruciale pour la survie des oisillons (Riviera-Milan, 1996). 15% des nids actifs de Tourterelles à Katy au Texas échoue en raison de la prédation (Rothrock, 2011). En effet, la prédation et la météo sont les principales causes de l'échec de la nidification au cours des prospections de 2009.

Chasse :

La Tourterelle à ailes blanches est une espèce très prisée à la chasse surtout au Texas, où environ 1.3 millions d'individus sont prélevés par an (Raftovich et al., 2010). La chasse aux Tourterelles est principalement une activité de loisirs qui s'effectue tôt dans la saison de chasse (début Novembre à fin Janvier), elle fait partie des espèces les plus chassées généralement du Texas (Collier et al., 2012).

Les catastrophes météorologiques et la chasse excessive peuvent avoir contribué au déclin historique de la population de Tourterelle aux Etats-Unis (Marsh et Saunders, 1942 ; Kiel et Harris, 1956 ; Purdy et Tomlinson, 1991). Des biologistes et des résidents locaux ont suggéré que les prélèvements excessifs étaient peut-être liés à la disparition de 25% des colonies historiques. La surexploitation a pu être la cause directe de la diminution de la population ou a tout simplement aggravé les effets de la perte d'habitat (Sanchez Johnson et al., 2008).

Agriculture :

L'habitat de nidification dans la vallée du Lower Rio Grande au Texas a diminué d'environ 99% au cours du dernier demi-siècle, en raison de l'agriculture et du développement urbain (Cottam et Trefethen, 1968).

3. METHODES DE SUIVIS

Capture :

Afin de déterminer les taux de naissances et de survies, des tourterelles à ailes blanches ont été capturées à Alice, au Texas, de Février-Août 2009-2010 à l'aide de pièges à entonnoir appâtés avec des graines pour oiseaux, de l'huile de tournesol et du milo. L'âge de tous les oiseaux capturés a été déterminé (année d'éclosion ; après l'année d'éclosion) en fonction des caractéristiques morphologiques (Cottam et Trefethen, 1968), et bagués avec des bandes métalliques US Geological Survey de taille 4 (Collier et al., 2013).

Observation :

Pour estimer la population nicheuse de San Antonio, les routes dans la zone du centre-ville, les zones non aménagées, les installations militaires, les grands parcs, les cantons et les zones résidentielles ont été arpentées selon des transects d'environ 8 kilomètres (km), comprenant 11 stations d'écoute espacées de 0,7 km. Pour surveiller les zones plus petites closes comme les parcs, sans routes, des stations d'écoute ont été établies à 3 des 4 coins de ces

zones selon la méthodologie de Boydston et DeYoung (1985). Le temps d'écoute par station est de 3min. Les suivis ont été menés pendant la troisième semaine de Mars, la deuxième et quatrième semaine de Mai, la quatrième semaine de Juin et la première semaine de Juillet en 1991-1992 (Leann, 1993).

Afin de connaître le succès de reproduction de l'espèce, le personnel du parc du Texas et du Département de la faune a échantillonné les nids de tourterelles à ailes blanches le long de transects dans 4 comtés dans le sud du Texas (Cameron, Hidalgo, Starr et San Patricio) entre Mai et Septembre, avec des contrôles de nidification se produisant à divers intervalles (généralement hebdomadaires) de 1966 à 2002 (pas de données ont été recueillies en 1979; Hayslette et al., 1996). Lorsque les biologistes trouvaient un nid, ils ont enregistré son emplacement et le contenu (pas d'œufs, pas de jeunes) et l'ont surveillé jusqu'à ce que la nidification soit un succès (> 1 jeune) ou un échec (aucun jeune) (Collier et al., 2008).

Analyses isotopiques :

Afin de connaître l'origine géographique de reproduction des populations de tourterelles à ailes blanches, une analyse isotopique a été effectuée. Cela consiste à comparer les valeurs des isotopes de l'Hydrogène et du Carbone des plumes avec les isotopes de l'Hydrogène contenus dans les précipitations et de ceux du Carbone contenus dans les plantes. Le ratio des isotopes contenue dans les précipitations varie en fonction de la position géographique, ainsi que ceux dans les plantes, alors que les plumes et les tissus reflètent la valeur isotopique des éléments ingérés et bus (Sheppard et al., 1969 ; Taylor, 1974 ; Bowen et Ravenaugh, 2003 ; Meehan et al., 2004). Ainsi, les isotopes d'Hydrogène et de Carbone contenus dans les plumes varient en fonction de la provenance de l'eau (pour l'Hydrogène) et de la nourriture (pour le Carbone). Une aile par tourterelle a été récoltée sur les prélèvements réalisés par les chasseurs en Arizona lors de la saison de chasse (septembre à janvier) de 2003 à 2008. En outre, des échantillons sur 2 sites désertiques et 2 sites agricoles en Arizona ont été prélevés au cours de l'été 2007 et 2008 pour valider la composition isotopique du désert et des terres agricoles (Carleton et al., 2015).

B. PROPOSITIONS D'ACTIONS

Au vu des estimations de sa population mondiale, la Tourterelle à ailes blanches ne semble pas être une espèce problématique sur les territoires des Antilles française. Néanmoins, étant très appréciée comme gibier par les chasseurs du Texas, il serait intéressant de suivre l'évolution de sa population en Guadeloupe et en Martinique, afin de potentiellement la rendre chassable si l'état de sa population et son succès de nidification aux Antilles françaises le permet.

XI. LES LIMICOLES

Le sous-ordre des *Charadrii* regroupe 222 espèces réparties en 14 familles au sein de l'ordre des Charadriiformes. Parmi ces 14 familles, il est cependant possible d'en discerner deux : les Charadriidés et les Scolopacidés qui regroupent un grand nombre d'espèce.

Liste des espèces chassables en Guadeloupe et/ou en Martinique :

Charadriiformes	NOM LATIN	NOM VERNACULAIRE	NOM CREOLE
Charadriidés	<i>Pluvialis dominica</i>	Pluvier bronzé	Pluvier doré
	<i>Pluvialis squatarola</i>	Pluvier argenté	Pluvier grosse tête
	<i>Arenaria interpres</i>	Tournepierre à collier	Pluvier des salines, Pluvier fajou
Scolopacidés	<i>Tringa flavipes</i>	Petit chevalier à pattes jaunes	Pattes jaunes
	<i>Tringa melanoleuca</i>	Grand chevalier à pattes jaunes	Clin
	<i>Limnodromus griseus</i>	Bécasseau roux	Grosse couchante
	<i>Numenius phaeopus</i>	Courlis corlieu	Bec crochu
	<i>Gallinago delicata</i>	Bécassine de Wilson	Bécassine
	<i>Limosa haemastica</i>	Barge hudsonienne	Barge
	<i>Bartramia longicauda</i>	Maubèche des champs	Poule vergène, Poule canne
	<i>Catoptrophorus semipalmatus</i>	Chevalier semi-palmé	Poule bec droit, Ailes blanches
	<i>Micropalama himantopus</i>	Bécasseau à échasses	Bécasse grise
	<i>Calidris melanotos</i>	Bécasseau à poitrine cendrée	Couchante

A. ETAT DE L'ART

1. ESTIMATION DES POPULATIONS

a. En Guadeloupe

La Guadeloupe se trouve sur le trajet de la grande voie de migration Atlantique entre l'Amérique du Nord et l'Amérique du Sud. L'île possède plusieurs zones susceptibles d'accueillir les Limicoles, elle est une halte importante pour le stationnement des différentes espèces notamment durant les périodes de migration postnuptiale (de septembre à novembre) ainsi que pendant les mois d'hivernage (de décembre à février). Les sites les plus fréquentés par les Limicoles en Guadeloupe sont les marais de Port-Louis, les Salines de la Pointe-des-Châteaux et Petite-Terre (Levesque & Chevry, 2006b).

Petite-Terre :

28 espèces de limicoles ont été observées à Petite-Terre depuis 1998, dont 25 dans le cadre d'opération de comptage. La moyenne des moyennes annuelles suivant les espèces met en évidence 4 espèces dominantes sur ce site : le Tournepie à collier (*Arenaria interpres*), le Bécasseau semipalmé (*Calidris pusilla*), le Petit Chevalier à patte jaune (*Tringa flavipes*) et le Bécasseau à échasse (*Calidris himantopus*). Elles représentent à elles seules plus de 67% de l'effectif total de limicoles (Levesque & Chevry, 2006b ; Hanse et al., 2004)

Tableau 1 : Recensement des différentes espèces de limicoles observées sur Petite Terre (lors de comptages) de 1998 à 2006

ESPECES : Nom latin, Nom usuel	Moyenne 1998/2006	Pourcentage
<i>Arenaria interpres</i> , Tournepie à collier	51,82	22,91%
<i>Calidris pusilla</i> , Bécasseau semipalmé	46,51	20,56%
<i>Tringa flavipes</i> , Petit chevalier à patte jaune	27,66	12,23%
<i>Calidris himantopus</i> , Bécasseau à échasse	26,28	11,62%
<i>Charadrius semipalmatus</i> , Gravelot semipalmé	19,24	8,50%
<i>Calidris minutilla</i> , Bécasseau minuscule	14,39	6,36%
<i>Calidris alba</i> , Bécasseau sanderling	13,09	5,79%
<i>Pluvialis squatarola</i> , Pluvier argenté	8,71	3,85%
<i>Actitis macularius</i> , Chevalier grivelé	6,00	2,65%
<i>Haematopus palliatus</i> , Huîtrier d'Amérique	2,92	1,29%
Effectif total (moyenne par année)	226,22	

Le Grand chevalier à patte jaune, le Bécasseau d'Alaska, le Bécasseau à croupion blanc, le Chevalier semipalmé, le Bécassin roux, le Pluvier bronzé, le Gravelot de Wilson, le Gravelot siffleur, le Courlis hudsonien, le Bécasseau maubèche, le Phalarope de Wilson, le Maubèche des champs, le Bécasseau à poitrine cendrée, le Courlis corlieu, l'Echasse d'Amérique représente moins de 1% des observations (Levesque & Chevry, 2006).

D'après les observations d'Amazona, de 1998 à 2003, une augmentation régulière des effectifs a été observée. Une légère augmentation d'une vingtaine d'individus est notée en 2005, mais l'effectif de février 2006 chute brusquement d'environ 50% par rapport aux années antérieures. Petite-Terre semble davantage utilisée pendant l'hivernage (de décembre à mars) que pendant la migration post-nuptiale, ce qui est plutôt original (Levesque & Chevry, 2006b). De janvier 2005 à décembre 2006, 2681 oiseaux appartenant à 52 espèces ont été bagués par AMAZONA en collaboration avec la Réserve Naturelle de Petite-Terre dont 52 Bécasseaux semipalmés (Levesque, et al., 2006a).

La Pointe des Châteaux :

La Pointe des Châteaux est également un site qui accueille un grand nombre de Limicoles en Guadeloupe. Il est utilisé comme halte migratoire. Le pic d'abondance se situe dans la 1ère quinzaine de septembre. Un nouveau pic est observable en avril, mais celui-ci est toutefois nettement moins important qu'en septembre qui correspond aux remontées prénuptiales vers les sites de reproduction en Amérique du Nord. Les effectifs de ce second pic sont moindres car lors de la migration prénuptiale une grande partie des populations emprunte une voie de migration passant par l'Amérique centrale. A la Pointe des Châteaux, la reproduction de Gravelot de Wilson, *Charadrius wilsonia*, y est observée chaque année depuis 10 ans. Avec sept couples sur les 10 couples nicheurs recensés en Guadeloupe, la Pointe des Châteaux constitue le principal site de nidification de l'espèce (Levesque & Chevry, 2006).

Un total de 37 espèces y a été observé en 2004. Les espèces les mieux représentées sont : le Bécasseau semipalmé, le Bécasseau minuscule, le Gravelot semi-palmé et le Tournepierre à collier (Hanse et al., 2004). En 2005, 20 espèces différentes de limicoles ont été observées sur les 43 déjà recensées en Guadeloupe (Levesque and Chevry, 2006), en 2007, 22 espèces différentes ont été observées (Levesque and Hecker, 2008) et en 2008, 21 espèces (Levesque and Hecker, 2009).

Tableau 2 : Recensement des différentes espèces de limicoles observées à la Pointe des Châteaux (lors de comptages) en 2005, 2007 et 2008

Espèces Nom latin Nom usuel	Effectifs 2005	Pourcentage 2005	Effectifs 2007	Pourcentage 2007	Effectifs 2008	Pourcentage 2008
<i>Calidris pusilla</i> Bécasseau semipalmé	365	29,75%	1061	42,00%	656	35,4%
<i>Arenaria interpres</i> Tournepierre à collier	159	12,96%	134	5,30%	163	8,8%
<i>Charadrius semipalmatus</i> Gravelot semipalmé	138	11,25%	190	7,52%	135	7,3%
<i>Tringa flavipes</i> Petit Chevalier à pattes jaunes	129	10,51%	354	14,01%	202	10,9%
<i>Charadrius wilsonia</i> Gravelot de Wilson	113	9,21%	125	4,95%	183	9,9%
<i>Actitis macularia</i> Chevalier grivelé	91	7,42%	163	6,45%	122	6,6%
<i>Calidris minutilla</i> Bécasseau minuscule	90	7,33%	181	7,17%	100	5,4%
<i>Tringa melanoleuca</i> Grand Chevalier à pattes jaunes	35	2,85%	31	1,23%	44	2,4%
<i>Calidris fuscicollis</i> Bécasseau à croupion blanc	23	1,88%	50	1,98%	44	2,4%
<i>Pluvialis squatarola</i> Pluvier argenté	21	1,71%	5	0,20%	40	2,2%
EFFECTIF TOTAL	1227		2526		1855	

D'autres espèces représentent en général moins d'un pourcent des effectifs observés : le Bécassin roux, le Bécasseau à échasses (à part en 2007 et 2008, 3%), le Bécasseau à poitrine cendrée, le Bécasseau d'Alaska, le Bécasseau sanderling (à part en 2007, 3%), le Chevalier solitaire, le Pluvier bronzé, le Chevalier semipalmé, le Courlis corlieu et le Phalarope de Wilson (Levesque and Chevry, 2006).

Au cours de 2 années (2010 et 2011), l'ONCFS a financé des sessions de baguages, réalisées par AMAZONA. L'association s'est engagée à mettre en place un protocole permettant la capture, le marquage, et le contrôle des limicoles en migration postnuptiale sur le territoire guadeloupéen ; 19 espèces de limicoles ont ainsi été baguées, avec un effectif de 309 individus.

Tableau 3 : Nombre d'oiseaux bagués par espèce et par année (Laguna Lacueva et al., 2012).

Espèces	2011	2010	Total	Pourcentage
Bécasseau semipalmé	133	62	195	63%
Bécasseau minuscule	15	4	19	6,1%
Pluvier semipalmé	11	5	16	5,2%
Petit Chevalier	10	4	14	4,5%
Bécasseau à croupion blanc	6	4	10	3,2%
Bécassin roux	3	7	10	3,2%
Pluvier de Wilson	5	4	9	2,9%
Chevalier grivelé	4	3	7	2,3%
Bécasseau échasses	5	1	6	1,9%
Tournepierre à collier	3	0	3	1%
Bécasseau sanderling	3	0	3	1%
Echasse d'Amérique	3	0	3	1%
Pluvier bronzé	0	3	3	1%
Chevalier solitaire	0	3	3	1%
Chevalier criard	1	2	3	1%
Bécasseau à poitrine cendrée	1	1	2	0,6%
Bécasseau d'Alaska	0	1	1	0,3%
Bécassine de Wilson	0	1	1	0,3%
Courlis corlieu	0	1	1	0,3%
Total	203	106	309	

A la Pointe des Châteaux comme à Petite Terre, une chute (environ 70 %) des effectifs a eu lieu au cours de l'année 2006 sur la période d'août à octobre. Celle-ci pourrait être liée aux ressources alimentaires. En effet, depuis 2005, les observations d'Amazona décrivent la Grande Saline comme « vide de toute vie animale avec une absence totale de mouches qui étaient auparavant présentes en très grande quantité sur les bords même de la saline et absence aussi d'*Artemia salina* dans l'eau de la saline » (Levesque and Chevry, 2006). Afin de confirmer cette théorie, des échantillons d'eau avaient été prélevés pour réaliser des analyses concernant les paramètres : température, salinité, DBO5, pH et oxygène dissout. Cependant aucune anomalie particulière n'a été mise en évidence pour ces paramètres (Levesque and Hecker, 2008).

Les moyennes mensuelles des effectifs d'août et octobre 2007 sont proches de la moyenne observée de 1998 à 2006, la moyenne de septembre est légèrement inférieure. Comparativement à l'année 2006, les effectifs ont augmenté en 2007. Le Bécasseau maubèche, *Calidris canutus*, n'a été observé qu'à trois reprises et une fois au lendemain du passage du cyclone Dean (13 individus dont deux portants des marques colorées posées en Baie de Delaware (New Jersey, USA)).

- Au Canada, *C.c.rufa* est protégé et considéré comme en voie de disparition,
- Aux Etats-Unis, l'espèce est protégée et fait l'objet de nombreuses recherches concernant son déclin (Niles et al. 2007),
- Au Brésil, il a été proposé pour être dans la liste des espèces en danger.
- Au Chili, l'espèce et les milieux qu'elle fréquente sont protégés.

Cette espèce menacée d'extinction, est classée en danger par la Convention sur les Espèces Migratrices (www.cms.int) (Levesque and Hecker, 2008).

Les moyennes mensuelles des effectifs d'août et octobre 2008 se situent entre les valeurs observées en 2006 et 2007. Cependant, comparativement à la moyenne 1998-2004, les valeurs observées en 2008 restent basses. Neuf espèces de limicoles ont été baguées, soit 467 individus depuis 2004 dont 235 à la Pointe des Châteaux sur la période

2006-2008. 527 contrôles ont été réalisés depuis 2004 dont 76 à la Pointe des Châteaux sur la période 2006- 2008. Six contrôles issus d’oiseaux tirés à la chasse ont été enregistrés (Levesque and Hecker, 2009).

Sur la période 2006-2008, 36 contrôles d’individus bagués ont été réalisés, ils concernaient 14 individus de quatre espèces.

Tableau 4 : Limicoles bagués aux Etats Unis, contrôlés en Guadeloupe

Espèces Nom usuel, Nom latin	Nb d’individus	Nb de contrôles	Durée maxi de port de bague
Tournepierrre à collier, <i>Arenaria interpres</i>	3	20	3ans 2mois 27 jrs
Bécasseau sanderling, <i>Calidris alba</i>	6	10	3ans 2mois 20 jrs
Bécasseau maubèche, <i>Calidris canutus</i>	2	2	3ans 2mois 24 jrs
Bécasseau semipalmé, <i>Calidris pusilla</i>	3	4	4 mois 1 jour

Tous ces oiseaux ont été bagués en Baie de Delaware, états du New Jersey et du Delaware, étape migratoire incontournable pour de nombreux limicoles nord-américains. Ces oiseaux ont donc parcouru entre 2850 et 4000 km pour atteindre la Guadeloupe (Levesque and Hecker, 2009).

b. En Martinique

Les observations de Bécasseaux Semipalmés en 2006 tendent à augmenter, alors que celles de Bécasseaux Minuscules déclinent (Raigne, 2006).

c. En Guyane :

Les seules données disponibles pour estimer les populations en Guyane sont des recensements journaliers réalisés de 1991 à 1999 et de 2008 à 2011. Le maximum d’individus, recensés pour la catégorie des petits limicoles, date du 29 septembre 1995 avec un total de 748 590 individus. Le nombre le plus faible d’individus est de 11 360, le 13 février 2009. Sur le total des survols réalisés à partir de 2008, l’effectif le plus important date du 30 septembre 2010 avec un total de 380 144 individus, alors que le maximum d’individus recensés en 90 est presque deux fois supérieur à celui des années 2008-2011. Dans les années 90, la migration postnuptiale semble être plus marquée avec des effectifs vraisemblablement beaucoup plus importants que ceux de ces dernières années (Laguna Lacueva et al., 2012). Le déclin du groupe des petits limicoles coïncide avec les résultats des suivis réalisés dans leurs zones de reproduction, de halte migratoire et d’hivernage (Morrison, 1989 ; Spaans, 1978).

De 1991 à 1999, le maximum d’individus recensés pour la catégorie des grands limicoles pour l’ensemble des survols réalisés en Guyane date du 18 août 1997, avec un total de 68 137 individus. Le comptage présentant le plus faible effectif date du 11 mars 1997, avec un total de 415 individus recensés. Pour les données récoltées à partir de 2008 jusqu’à 2011, le maximum est de 49 905 individus pour le 30 septembre 2010 et le minimum date du 3 novembre 2011 avec un total de 2 387 grands limicoles recensés. Il semblerait qu’il y ait une diminution des effectifs recensés dans les années 90 et de 2008-2011 (Laguna Lacueva et al., 2012). (Bolker, 2008). Ainsi, les effectifs d’au moins 5 espèces de limicoles ont diminué de 40 à 80% au Suriname et, en Guyane Française, au moins 7 espèces montrent une tendance négative (Ottema, 2008, Laguna Lacueva et al., 2012).

d. En Amérique du Nord

La majorité des limicoles tempérés, boréales et arctiques se reproduisent en Alaska et au Canada (~ 78% des 77 taxons d’Amérique du Nord) et passent leur période de non-reproduction en Amérique du Sud ou dans les Caraïbes. (Andres, et al., 2015)

Au Canada, sur 45 espèces environ, deux tiers sont en déclin mais le phénomène n’est pas constant (déclin en 1970, croissance en 1980, déclin jusqu’en 1991). Un fort déclin est observé pour le Bécasseau d’Alaska, le Pluvier argenté, le Phalarope à bec large et le Pluvier Bronzé. Certaines espèces sont en augmentation : l’Echasse

d'Amérique nicheuses au Canada et le Pluvier siffleur (Hanse et al., 2004). 47 espèces sont répertoriées au Canada, et environ un tiers effectue plus de la moitié de leur reproduction là bas (Donaldson et al., 2000 ; Gratto-Trevor et al., 2010).

Tableau 5 : Estimations et tendances des populations de Limicoles Nord-Américaines

Espèces	Estimation Andres et al., 2012	Méthode	Tendance	Statut en Guadeloupe	Estimation Morrison et al., 2001b Voie de migration est	Tendance
Pluvier semipalmé	200 000	Opinion d'expert	Augmentation significative	Protégé	108 900	Déclin significatif
Pluvier de Wilson	8 600	Opinion d'expert	Déclin apparent	Protégé	?	?
Pluvier à collier interrompu	22 900	Data	Déclin apparent	?	?	?
Pluvier Kildir	2 000 000	Opinion d'expert	Déclin significatif	Protégé	19 400	Déclin significatif
Pluvier argenté	262 700	Data	Inconnu	Chassable	26 900	Déclin significatif
Pluvier bronzé	500 000	Data	Déclin apparent	Chassable	15 000	Déclin significatif
Chevalier solitaire	189 000	Opinion d'expert	Inconnu	Non chassable	1 500	Déclin apparent
Becassine de Wilson	2 000 000	Opinion d'expert	Stable	Chassable	?	?
Bécasseau à échasses	1 243 700	Data	Déclin apparent	Chassable	30 000	?
Bécassin roux	110 000	Opinion d'expert	Inconnu	Chassable	112 300	Déclin significatif
Bécasseau semipalmé	405 000	Data	Déclin significatif	Protégé	994 600	Déclin significatif
Bécasseau d'Alaska	3 500 000	Opinion d'expert	Déclin apparent	Protégé	40 500	Déclin significatif
Bécasseau minuscule	700 000	Opinion d'expert	Stable	Protégé	101 900	Déclin significatif
Bécasseau à croupion blanc	1 694 000	Data	Stable	Protégé	23 300	Déclin significatif
Bécasseau à poitrine cendrée	1 600 000	Data	Déclin significatif	Chassable	62 200	Stable
Barge hudsonienne	56 000	Data	Déclin apparent	Chassable	11 000	Déclin apparent
Bécasseau sanderling	300 000	Opinion d'expert	Déclin apparent	Protégé	99 000	Déclin significatif
Chevalier grivelé	660 000	Opinion d'expert	Stable	Protégé	5 000	Déclin significatif
Bécasseau maubèche	42 000	Data	Déclin significatif	Protégé	145 000	Déclin significatif
Chevalier semipalmé	90 000	Opinion d'expert	Déclin apparent	Chassable	15 600	Stable
Maubèche des champs	750 000	Opinion d'expert	Augmentation significative	Chassable	500	Augmentation apparente

Courlis corlieu	40 000	Data	Déclin apparent	Chassable	3 100	Stable
Grand chevalier	137 000	Opinion d'expert	Stable	Chassable	23 100	Stable
Petit chevalier	660 000	Opinion d'expert	Déclin significatif	Chassable	80 600	Déclin significatif
Phalarope de Wilson	1 500 000	Opinion d'expert	Déclin apparent	Protégé	800	Déclin significatif
Tournepieuvre à collier	95 000	Data	Stable	Chassable	54 000	Déclin significatif
Bécasseau roussâtre	1 243 700	Data	Déclin apparent	Protégé	590	Déclin apparent
Huîtrier d'Amérique	11 000	Data	Stable	Protégé	4	?
Echasse d'Amérique	175 000	Opinion d'expert	Augmentation significative	Protégé	5 400	Augmentation apparente

La conservation de certaines espèces est prioritaire aux Etats-Unis. La tableau suivant liste ces espèces, celles dont le degré de priorité a été revu à la hausse sont indiquées au moyen d'un astérisque (*) (U.S Shorebird Conservation Plan, 2004 d'après Donaldson et al., 2000).

Tableau 6 : Statut de conservation des oiseaux de rivage qui se reproduisent dans la toundra selon le plan de conservation des oiseaux de rivage des États-Unis.

Espèce grandement en péril (première priorité)	Espèce très préoccupante (deuxième priorité)
Courlis esquimau (on croit que cette espèce est disparue) * Bécasseau roussâtre (à l'échelle mondiale) * Bécasseau maubèche (population de la côte atlantique et de l'Arctique canadien)	Pluvier bronzé (à l'échelle mondiale) Courlis corlieu (populations de l'Amérique du Nord) Barge hudsonienne (à l'échelle mondiale) Tournepieuvre à collier (populations de l'Amérique du Nord) Bécasseau maubèche (populations autres que la population de la côte atlantique et de l'Arctique canadien) Bécasseau sanderling (populations de l'Amérique du Nord) * Bécasseau variable (populations de l'Alaska et de l'Asie de l'Est et de l'Alaska et de la côte du Pacifique)

Les estimations de population sont très variables d'une étude à une autre. Par exemple, d'après Morrison et al. (2006), le nombre total de Pluvier bronzé est estimé à 200 000 individus. Ce résultat est basé uniquement sur des comptages effectués en Amérique du Nord. Le programme arctique PRISM indique une population bien plus importante qu'estimée précédemment (Andres et al. 2012). Puisque Bart & Smith (2012) ont estimé la population en Alaska à 282 249 individus (intervalle de confiance à 95% : 116 287 - 448 211) et celle au Canada à 208 570 (102 283 - 314 857) ; la taille totale de la population était par conséquent de 490 819 (288 798 - 692 840). Ils estiment donc la population à 500 000 individus (294 200 - 705 800), ce qui représente plus du double de l'estimation précédente de 200 000 individus (Morrison et al. 2006). Il s'agit même d'une estimation « prudente » puisque plus de 40% de l'aire de reproduction de ce pluvier se trouve dans les zones alpines du Bas-Arctique et dans des zones boréales non couvertes par le suivi PRISM (Bart & Smith 2012). Durant la migration postnuptiale la population sur la côte Atlantique a montré un déclin sur le long terme (3.9% par an de 1974 à 2009, $p=0.06$). Cependant les tendances étaient variables pour les autres régions sans évolution significative visible (Bart & Smith 2012).

Durant le XIX^{ème} siècle et le début du XX^{ème} siècle, la population de Pluvier bronzé a subi un déclin majeur à cause de la chasse excessive en Amérique du Nord lors de la migration pré-nuptiale et en quantité plus faible sur les aires d'hivernage en Amérique du Sud (Cooke 1910, Wetmore 1927, Bent 1929, Allen 1934). On peut citer le cas extrême d'environ 48 000 individus abattus en une journée en 1821 (Bent, 1929) près de la Nouvelle-Orléans (Levesque and Lemoine, 2015).

e. A la Barbade :

Les données de prélèvements pour la période 1988-1992 ont été fournies par sept clubs de chasse. Les prises ne montraient pas de différence marquée entre la période 1988-1992 (2589,9) et la période 2001-2010 (2235,2). Le Petit Chevalier, le Bécasseau à poitrine cendrée, le Bécasseau à échasses, le Pluvier bronzé, le Bécassin roux et le Grand Chevalier constituaient 97,5 % du total des prélèvements (Wege et al., 2014).

Tableau 7 : Estimation individus chassés à l'échelle du pays: (Wege et al., 2014).

	Niveau le plus bas des prises 1988-1992 et 2001-2010	Niveau le plus haut des prises 1988-1992 et 2001-2010[95 %]	Population continentale
Petit Chevalier (<i>Tringa flavipes</i>)	5 700 [1 700-9 700]	19 900 [15 600-24 200]	400 000
Bécasseau à poitrine cendrée (<i>Calidris m.</i>)	1500 [0-3400]	5 000 [3 100-6 900]	500 000
Bécasseau à échasses (<i>Calidris h.</i>)	1300 [600-1900]	2 800 [2 100-3 500]	820 000
Pluvier bronzé (<i>Pluvialis dominica</i>)	600 [1-1200]	1 800 [1 100-2 400]	200 000
Bécassin roux (<i>Limnodromus griseus</i>)	700 [100-1300]	2 400 [1 800-3 000]	153 000
Grand Chevalier (<i>Tringa melanoleuca</i>)	500 [0-1000]	1 600 [1 100-2100]	100 000
Tournepiere à collier (<i>Arenaria interpres</i>)	190 [80-300]	350 [260-430]	245 000
Courlis corlieu (<i>Numenius phaeopus</i>)	100 [10-190]	160 [100-220]	66 000
Pluvier argenté (<i>Pluvialis squatarola</i>)	70 [30-120]	200 [150-250]	200 000
Chevalier semipalmé (<i>Tringa semipalmata</i>)	30 [0-10]	60 [10-110]	250 000
Maubèche des champs (<i>Bartramia l.</i>)	0 [0 - 2]	27 [12 - 43]	350 000
Bécasseau sanderling (<i>Calidris alba</i>)	6 [0 - 44]	67 [28 - 106]	300 000
Bécassine de Wilson (<i>Gallinago delicata</i>)	1 [0 - 31]	114 [76 - 152]	2000000
Barge hudsonienne (<i>Limosa haemastica</i>)	1 [0 - 15]	32 [17 - 47]	70 000
Bécasseau maubèche (<i>Calidris canutus r.</i>)	4 [0 - 13]	14 [6 - 22]	15 000b
Phalarope sp. (<i>Phalaropus sp.</i>)	0 [0 - 1]	1 [0 - 2]	?
Prises accidentelles	0 [0 - 19]	58 [33-84]	?

Afin de déterminer si les niveaux actuels de prélèvement étaient compatibles avec la viabilité à long terme de la chasse, une comparaison a été réalisée entre les estimations minimales et maximales des prises de la Barbade et les estimations du prélèvement biologique potentiel (PBP).

Le PBP a été estimé, pour chacune des espèces dont les données étaient disponibles, selon la formule suivante : $PBP_t = (r_{max} * Fr * N_{min,t}) / 2$ où r_{max} est le taux intrinsèque de croissance naturelle, $N_{min,t}$ une estimation prudente de l'effectif de la population au moment t , et Fr un facteur de rétablissement situé entre 0 et 2 (taux de prélèvement entre zéro et r_{max}) qui représente l'objectif de gestion (Runge et al., 2009). Toute valeur qui se situe dans cette plage donne une stratégie de récolte durable. Quand Fr est proche de zéro, le prélèvement autorisé est minime et la population est censée s'équilibrer près de la capacité de charge de l'environnement. Quand $Fr = 1$, la stratégie vise à maintenir la population près du rendement équilibré maximal, à la moitié de la capacité de charge. Quand les valeurs de Fr s'approchent de 2, le taux de prélèvement est proche de r_{max} , et la population est maintenue à une faible fraction de sa capacité de charge. En général, les stratégies qui visent à maintenir une population au-dessous de la moitié de sa capacité de charge impliquent un plus grand risque et sont habituellement évitées. Le facteur de rétablissement (Fr) peut être choisi en fonction de la situation de la population d'une espèce, une valeur de 0,1 étant suggérée pour les espèces menacées ou en voie de disparition (Wade, 1998; Taylor et al., 2000; Niel et Lebreton, 2005). Pour les espèces aviaires, Niel et Lebreton (2005) ont élaboré une approche permettant d'estimer le r_{max} à l'aide des équations suivantes :

$$r_{max} = \lambda_{max} - 1 \text{ et } \lambda_{max} \approx \frac{(s\alpha - s + \alpha + 1) + \sqrt{(s - s\alpha - \alpha - 1)^2 - 4s\alpha^2}}{2\alpha}$$

où $\lambda_{\max}$ est le taux annuel maximal de croissance de la population, s représente la survie des adultes et α est l'âge à la première reproduction. (Wege et al., 2014).

Tableau 8 : Paramètres retenus pour l'estimation du prélèvement biologique potentiel (PBP) (Wege et al., 2014).

	s	Âge 1er repro	rmax	Effectif	Fr	PBP	% min. PBP	% max. PBP
Petit Chevalier	0,74	2	0,30	400 000	0,5	30 000	19	66
Petit Chevalier	0,74	1	0,51	400 000	0,5	51 000	11	39
Grand Chevalier	0,74	2	0,30	100 000	0,5	8 000	7	24
Grand Chevalier	0,74	1	0,51	100 000	0,5	13 000	4	14
Bécasseau à échasses	0,73	2	0,31	820 000	0,5	63 000	2	4
Pluvier bronzé	0,85	1	0,39	200 000	0,3	12 000	3	5
Courlis corlieu	0,89	2	0,21	66 000	0,3	2 000	5	8
Courlis	0,89	3	0,16	66 000	0,3	1 600	6	10

f. Brésil :

Barge hudsonienne, *Limosa haemastica* : Classée rare le long de la côte atlantique par O'Brien et al. (2006) et dans l'État de Rio de Janeiro (Gagliardi, 2011). Elle peut cependant apparaître comme abondante le long de Rio Grande do Sul lors de la migration (Scherer & Petry, 2012).

Bécasseau maubèche, *Calidris canutus rufa* : Au Brésil, seule la population canadienne, sous-espèce *rufa* s'observe, surtout le long du Rio Grande do Sul et sur les côtes du nord (Harrington et al., 1986; Rodrigues, Lopes 2000). Un déclin important a commencé à la fin des années 1990 (Niles et al., 2008). L'appauvrissement des ressources alimentaires est considéré comme une menace pertinente pour les populations (Morrison et al., 2004).

Phalarope de Wilson, *Phalaropus tricolor* : Bien que jamais photographié, il a été observé par télescope. Il est classé comme relativement commun dans le sud du Brésil, au niveau des plaines inondables d'Amazônia et de Campos dos Goytacazes, dans l'état de Rio de Janeiro (Sick, 1997 ; Castro Tavares & Siciliano, 2013).

2. POINTS ECOLOGIQUES

Habitat :

Les zones humides côtières non végétalisées associées aux baies, aux criques et aux lagunes, aux mouvements des marées, et aux plages de sable sont des habitats qui semblent être favorables pour les limicoles en migration. En général, ces habitats ont tendance à apparaître sous forme de complexes, les oiseaux pouvant se déplacer des uns aux autres en fonction de la hauteur de la marée (Withers, 2002).

En Martinique, les limicoles apprécient différents habitats en fonction des espèces : sites littoraux en bord de plage (côtes et jetées corailleuses à galets, plages de sable avec résidus d'algues) pour le Bécasseau sanderling, le Gravelot semipalmé, le Tournepierre à collier, le Bécasseau semipalmé ; les zones de battement de marée à l'entrée des mangroves pour le Petit Chevalier, le Bécasseau semipalmé, le Bécasseau à croupion blanc, le Bécasseau d'Alaska, le Chevalier grivelé, le Tournepierre à collier (Raigne, 2006); les zones inondables naturelles ou artificielles et les anciennes salines pour le Grand et Petit Chevalier, le Pluvier bronzé et argenté, le Bécassin à bec court, le Gravelot semipalmé, le Chevalier semipalmé (Hanse et al., 2004). Les zones urbanisées, comme le Canal du Robert, un canal bétonné charriant une eau riche en matières organiques, accueille généralement des petits groupes de limicoles. La durée moyenne de séjour sur le site de la mangrove de Trois Rivières est de 14, 15 jours

durant lesquels le Bécasseau semipalmé se prépare pour poursuivre sa migration vers le sud. L'engraissement moyen obtenu est de 0,17 g/j (Raigne, 2006).

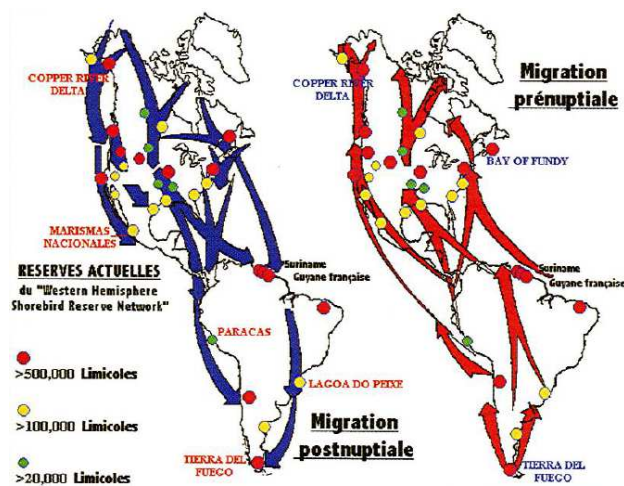
En Guadeloupe, la réserve de petite Terre accueille surtout des limicoles en hivernage (surtout de Décembre à Mars). L'abondance en oiseaux dépend des ressources alimentaires qui sont liées au niveau d'eau des lagunes. L'interdiction de la chasse dans la réserve peut être responsable de la fidélité des oiseaux au site (Hanse et al., 2004). A la Pointe des Châteaux, peu d'oiseaux hivernent, le pic de passage se situe pendant la migration postnuptiale en septembre. La quantité d'oiseaux est dépendante de la pluviométrie, du niveau d'eau des salines et donc de la disponibilité en aliments (Hanse et al., 2004). A une échelle restreinte, les limicoles se nourrissent plus souvent dans des zones à forte densité de vers. Les limicoles étaient plus abondants dans la journée et les jours nuageux. (Smart and Gill, 2003).

Dans certains cas, les habitats non-intertidaux (non littoraux) sont utilisés afin d'apporter un lieu d'alimentation supplémentaire par exemple pour l'Huîtrier (Goss-Custard and Durell, 1983; Caldow et al., 1999) ou le Chevalier gambette (Masero and Perez-Hurtado, 2001). Cependant, les habitats non-intertidaux peuvent aussi être des sites d'alimentation plus profitables que les zones intertidales (e.g. Gill et al., 2001b).

Mue :

Les plumes des ailes des limicoles adultes muent généralement pendant l'hiver (Novembre à Février), alors que les jeunes ont un motif de mue plus variable (Jukema et al. 2011). Jukema et al. (2011) indique que tous les Pluviers bronzés ont complètement terminé de muer des plumes primaires pendant la période de Février, les adultes ont aussi terminé le remplacement des plumes secondaires et des rectrices tandis que les oiseaux de première année ont un nombre variable de plumes secondaires décolorés (anciennes) et n'ont pas remplacé toutes les rectrices. Pour le Petit Chevalier, les plumes primaires, secondaires et rectrices externes sont remplacés principalement de Janvier à Avril (Pyle 2008). Avant la première mue, les plumes des oiseaux nés dans l'année poussent lorsqu'ils sont dans leurs aires de reproduction, de Juin à Août, donc la signature isotopique de leurs plumes des ailes primaires sera représentative de leur région natale. Ceci permet de déterminer la provenance des jeunes qui n'ont pas encore mué (Reed, et al., 2013).

Dynamisme :



Carte 1 : Voies migratoires et grandes zones de haltes

espèces qui effectuent une migration par étapes. Après avoir passé l'hiver en Amérique du Sud, les différentes espèces effectuent leur migration pré-nuptiale entre les mois de Décembre à Février.

Les limicoles sont des migrateurs au long court. Ils se reproduisent sur les territoires nord-américains comme la toundra canadienne, puis migrent vers leurs zones d'hivernage qui varient considérablement d'une espèce à l'autre. Par exemple, le Bécasseau semipalmé est connu pour hiverner dans la partie Nord de l'Amérique du Sud (Suriname, Guyana, Guyane française...) alors que d'autres vont parcourir des distances beaucoup plus grandes, allant jusqu'en Terre de Feu (Argentine, Chili).

Pour atteindre leurs zones d'hivernage, les limicoles empruntent différentes voies de migration. Certaines espèces passent le long de la côte pacifique (voie de migration pacifique) ou traversent les Etats-Unis en son centre (voie de migration centrale), et d'autres passent par les Antilles (voie de migration Atlantique). Différentes stratégies sont mises en œuvre selon les espèces : la migration par étapes avec ravitaillement au fur et à mesure de leur trajet ou la migration d'une seule traite. La Guadeloupe est une halte importante pour le stationnement des différentes

En début de migration postnuptiale (mois d'août à septembre), plus de 70% des captures de Bécasseau semi-palmé réalisées sur les côtes guyanaises concernent des adultes. Ceci montre qu'ils quittent les zones de reproduction avant les juvéniles. Dès le mois d'octobre, cette proportion devient équitable jusqu'au mois de décembre. A partir de cette date, les critères de détermination de l'âge liés à la mue ne sont plus valides, les oiseaux ayant achevé leur mue et présentant donc un plumage similaire (Laguna Lacueva et al., 2012). Globalement, il est observé que les Tournepierres à collier, comme la plupart des espèces de limicoles arrivant en Guyane en migration postnuptiale, n'augmentent pas de manière significative leur adiposité durant cette période (Laguna Lacueva et al., 2012).

Les juvéniles de Tournepierre à collier migrent vers le sud un mois plus tard que les adultes, c'est-à-dire de mi-août à mi-septembre. Généralement fidèles aux sites d'hivernage, les Tournepierres migrent par groupes d'une dizaine d'oiseaux. Beaucoup d'oiseaux immatures passent leur 1^{er} été au sud des zones de reproduction et beaucoup passeront même un an et demi sur leur zone d'hivernage avant de partir se reproduire à l'âge de 2 ans (Levesque & Chevy, 2006).

Alimentation :

Les limicoles se caractérisent par une alimentation préférentielle en milieu côtier. Cependant, chaque espèce a développé des stratégies alimentaires différentes. Les limicoles se nourrissent le jour et la nuit, car leur mode d'alimentation est dépendant des marées qui ont lieu de jour comme de nuit. Les marées basses sont favorables à leur alimentation, car elles découvrent de vastes étendues de vase où ils trouvent leur nourriture (Hanse et al., 2004).

L'alimentation des limicoles sur les sites hivernaux est composée en majeure partie d'empids, de tipulids et de trichoptères, pour quelques sites, les megadrilids et chironomes, représentent des proportions relativement importantes des communautés (par exemple, 25% de la densité d'invertébrés totale). Les Collembolés étaient présents dans 50% des sites hivernaux humides. Les Ostracodes étaient moins fréquents, observés dans moins de 30% des sites (Taft et al. 2005). En dehors de leur période de reproduction, les limicoles se nourrissent plutôt en groupes lâches et dispersés, car cela offre l'avantage de réduire les risques de se faire attaquer par des prédateurs (Hanse et al., 2004).

Les Charadriidés (vanneaux et pluviers) :

Les Charadriidés (qui rassemblent les vanneaux et les pluviers) se nourrissent de proies se déplaçant au sol. Ils se placent à l'affût, attendant que leurs proies se révèlent, soit en venant à la surface, soit en s'y déplaçant. Après l'avoir repéré, ils effectuent une course rapide, d'où l'importance d'évoluer dans des milieux où la végétation est basse, afin d'attraper leur proie pour ensuite l'avaler. Les Charadriidés retournent instantanément en position d'attente une fois l'animal englouti. Afin de rendre leurs proies invertébrées plus accessibles, ils ont développé une technique particulière consistant à faire trembler une de leur patte et à tapoter sur le sol. Les mouvements qui en résultent dérangent les proies de surface qui se mettent à fuir et les proies souterraines remontent à la surface pensant qu'un prédateur souterrain (taupe, courtilière...) approche (Hanse et al., 2004).

Les vanneaux et pluviers se nourrissent principalement d'arthropodes rampants et de vers. Dans les milieux de bords de cours d'eau, les insectes aquatiques et les petits crustacés forment la majeure partie de l'alimentation des Charadriidés. En environnement marin, leur nourriture est beaucoup plus variée (petits crustacés, crabes, crevettes, amphipodes, isopodes et vers) (Hanse et al., 2004). Les vers de terres sont communément consommés par les Pluviers (*Charadrius* species; e.g., Bengtson et al., 1978; Barnard and Thompson, 1985; Jackson and Jackson, 2000), mais les échassiers (Ausden et al., 2001) et les Bécasseaux variables ont également été observés de nombreuses fois en train d'en manger (Taft et al. 2005). De manière générale, l'abondance d'arthropodes disponibles pour les parents et les jeunes conditionne la réussite de la nichée. Ainsi, ils commencent leur nidification lors du pic de présence de ces invertébrés (Hanse et al., 2004).

Le Tournepierre à collier :

Le régime alimentaire du Tournepierre à collier est constitué de crustacés, mollusques, annélides, échinodermes, petits poissons, insectes et autres. Lors de la saison de migration, ils se dirigent plutôt vers l'intérieur des terres, au niveau des marais salants, des rives des lacs et le long des digues. Ils y trouvent comme ressources

alimentaires des diptères, des larves de lépidoptères, d'hyménoptères, de coléoptères et d'araignées, ainsi que quelques matières végétales.

En Guadeloupe, sur Petite-Terre, le Tournepierre à collier affectionne le platier où il retourne les pierres avec son bec pour y dénicher des insectes et autres invertébrés. Les bordures des salines sont aussi très fréquentées, il trouve essentiellement des invertébrés aquatiques et des petits crabes. Les laisses de mer sont aussi parcourues pour y dénicher des œufs de poissons déposés dans les algues. Il sillonne aussi volontiers la cocoteraie à la recherche de restes de repas laissés par les touristes (Levesque & Chevry, 2006).

Les Scolopacidés (Bécasseaux, Chevaliers, Barges, Courlis..) :

En dehors de la période de reproduction, les petits Bécasseaux se nourrissent sur les vasières dont les couchent supérieures sont meubles. Ils sondent la vase à l'aide de leur bec en effectuant des mouvements de machine à coudre. Grâce à des récepteurs sensoriels au bout du bec, ils détectent les vibrations produites par le déplacement des proies dans le sable à une distance d'environ 2 cm. Ils se nourrissent d'amphipodes, d'oligochètes et de vers polychètes. Les Bécasseaux maubèches apprécient également les bivalves et en moindre quantité les gastéropodes. Les Bécasseaux sanderlings se nourrissent de crabes et autres crustacés similaires vivant enterrés dans le sable, à la limite de l'eau. Les Chevaliers se nourrissent d'une grande variété de proies, capturées à la surface de l'eau, de la vase ou dans la végétation aquatique. Les petits invertébrés constituent la majeure partie de leur alimentation, mais ils peuvent aussi pêcher des petits poissons d'eau douce de manière conjointe. L'alimentation du Courlis corlieu est composée le plus souvent de crabes. Pour la Barge hudsonienne, les mollusques (bivalves) et les grands vers polychètes sont ajoutés (Hanse et al., 2004).

Etude du régime alimentaire et de la ségrégation trophique :

L'étude du régime alimentaire et de la ségrégation trophique sont intéressantes pour connaître l'âge des limicoles. Cela consiste à comparer les signatures isotopiques (mesure de l'enrichissement en azote et en carbone) des prédateurs et des proies (Thompson et al. 2005). Sachant que les plumes des juvéniles sont formées sur les zones de reproduction à la suite de la perte du duvet, les signatures enregistrées chez ces individus vont correspondre pour la plupart à des insectes ingérés sur ces zones, situées en majorité au niveau des toundras arctiques du Canada et de l'Alaska (signature d'origine terrigène). Il est alors possible de différencier, avec quasi certitude, les juvéniles des adultes dont les plumes des ailes vont muer une fois par an et dans la grande majorité des cas sur les zones d'hivernage et sur des habitats littoraux avec une signature d'origine marine. Cette distinction, à partir des isotopes, est possible visuellement pour une large majorité des espèces échantillonnées et montre une très forte proportion de jeunes au sein de chacune des espèces avec certaines espèces ne comportant que des juvéniles comme pour les Petits chevaliers à pattes jaunes (Laguna Lacueva et al., 2012).

Une étude utilisant cette méthode a été réalisée en Guyane et permet de mieux caractériser le régime alimentaire des limicoles. Les espèces de petites tailles, telles que les bécasseaux ou les tournepierres consommeraient des proies davantage situées à des niveaux trophiques supérieurs, par rapport aux espèces de grande taille tels que les chevaliers, les bécassins ou les courlis. La présence de trois estuaires différents à proximité du reposoir des rizières de Mana peut constituer une cause possible des variations des signatures isotopiques des sources trophiques par les apports terrigènes engendrés par le débit des fleuves. Le Bécasseau semipalmé, le Bécasseau minuscule et le Pluvier semipalmé, montrent un glissement des signatures isotopiques au cours de l'automne clairement vers des signatures d'origine marine avec une stabilisation de celles-ci au cours de l'hiver. Les régimes alimentaires semblent très semblables au moins entre les Pluviers semipalmés et les Bécasseaux semipalmés. Mais les résultats chez le Bécasseau minuscule laisse envisager une variété de proies plus importante liée peut-être à la fréquentation d'habitats plus divers. La faible variation des résultats au cours des mois suivants laisse penser que les oiseaux vont consommer la même ressource au cours de l'hiver, avec un changement probable de proportions entre les quelques espèces proies principales. Ces proies potentielles sont très probablement les tanaïdacés, seules espèces de la macrofaune pouvant véritablement apparaître comme abondante et le biofilm microalgal. Les changements de signature en mars pourraient indiquer un changement de proies préférentielles en vue de l'acquisition de réserves énergétiques avant d'entamer leurs migrations postnuptiales. Les densités moyennes par station, toutes espèces confondues, sont extrêmement faibles à l'exception de certaines stations contenant une grande quantité de crustacés tanaïdacés (*Halmyrapseudes spaansi*), encore appelés crevettes de vase, ou certaines espèces d'annélides polychètes comme *Sigambra grubi*. Certaines stations ont cependant montré de très fortes densités en crabes telles que la station 23 à Kourou liées à une granulométrie plus grossière (Laguna Lacueva et al., 2012).

Les autres sources potentielles d'alimentation constituées par le biofilm microalgal et la méiofaune n'ont pas été échantillonnées avec ce protocole. Toutefois, l'hypothèse est faite d'une utilisation par les oiseaux, en particulier par les limicoles de petite taille, du biofilm microalgal et microbien associé à une méiofaune riche (Laguna Lacueva et al., 2012).

Zones d'alimentation :

La plupart des limicoles recherche leur nourriture exclusivement dans les zones intertidales. L'utilisation d'habitats non-intertidaux suggère que les ressources alimentaires de la zone intertidale ne supportent pas la pression exercée par la population de Tournepierre à collier pendant tout l'hiver. Ce changement d'habitat peut être un signal important des changements écologiques à venir pour des espèces dont la population n'a pas encore réduit (Smart and Gill, 2003). Dans d'autres cas, ce changement peut être entraîné par une détérioration des ressources alimentaires préférées. Par exemple, les Grues cendrées (*Grus grus*) en Espagne se nourrissent de glands de chênes verts (*Quercus rotundifolia* Lam.) ; mais la conversion des forêts de chênes verts en champs arables font que les grues se nourrissent alors préférentiellement de grains de céréales (Alonso et al., 1994). Le changement d'habitat peut aussi provenir d'une augmentation de la densité de la population. Par exemple, la Bernache cravant (*Branta bernicla bernicla*) au Royaume-Uni se nourrissait historiquement sur des lits d'algues intertidales ; elle s'est mise à se nourrir dans les prairies et dans les zones agricoles à cause d'une augmentation très rapide de sa population (Summers et Underhill, 1991 ; Vickery et al., 1995).

Dans de nombreux cas, l'ordre d'utilisation de l'habitat est le reflet de l'ordre de préférence. Ainsi, l'habitat préféré est souvent sélectionné en premier et les habitats moins appréciés ne seront utilisés que lorsque les ressources dans l'habitat préféré auront diminué (Vickery et al., 1995). Si les habitats intertidaux sont préférés comme sites d'alimentation, l'utilisation des habitats non intertidaux devrait augmenter autour de la marée haute et dans des conditions froides lorsque les proies intertidales sont susceptibles d'être moins disponibles (Evans, 1976 ; Masero et al., 2000 ; Esselink et zwarts, 1989).

Alimentation d'origine anthropique :

La population en invertébrés des estuaires est la source principale de nourriture pour des millions d'oiseaux de rivages. Des fluctuations dans cette population d'invertébrés pourraient conduire à la mortalité d'un grand nombre d'oiseaux (Smart and Gill, 2003). Cependant, les limicoles ont certaines capacités d'adaptation qui peuvent leur permettre de profiter d'aliments d'origine anthropique. Une étude réalisée en Angleterre montre ainsi que les Tournepierres à collier se sont adaptés et ont adopté une alimentation d'origine anthropique : ils se nourrissent sur les denrées alimentaires renversées pendant le chargement et le déchargement des navires, comme le blé et la farine de poisson. En outre, ils ont également été vus s'alimentant sur les balanes (*Balanus spp.*) sur le bord de la rivière, à proximité des ports et sur les invertébrés dans les champs cultivés et les pâturages environnants (Smart and Gill, 2003).

Reproduction :

Les limicoles se reproduisent pour la plupart à des latitudes moyennes ou hautes dans l'Hémisphère Nord. Les pluviers nichent dans la toundra des zones boréales et arctiques mais aussi tempérées et tropicales, où ils utilisent souvent pour nicher des milieux très peu végétalisés telles que les plages ou les gravières. Les bécasseaux se reproduisent plutôt au nord de la taïga, dans la basse ou moyenne toundra arctique qui présente de vastes étendues de mousses, lichens, sphaignes, joncs et saules nains. Les Bécasses, bécassines, barges et coulis se reproduisent, eux sur des zones humides souvent à caractère inondable. Durant la saison de reproduction, la plupart des espèces ne sont pas grégaires, contrairement aux périodes de migration. Chaque couple défend son nid contre la présence d'autres oiseaux (Hanse et al., 2004). Les femelles pondent 2 à 4 œufs que le couple va couvrir à tour de rôle durant 25 jours en moyenne. Différentes stratégies de reproduction s'observent entre les diverses espèces. Chez les pluviers, les poussins sont soignés par la femelle pendant 1 à 2 semaines, puis le mâle prend la relève jusqu'à leur envol (19-21 jours après l'éclosion). D'après une étude réalisée sur les Tournepierres à collier, 26 à 88% des œufs éclosent mais seuls 54 à 74% des poussins s'envolent. La mortalité annuelle des oiseaux de 1^{ère} année est de 42 à 55%, la mortalité annuelle des adultes est de 22 à 34% (Nettleship, 2000). En cas d'échec de la première couvée (prédations, intempéries...), il arrive que les couples de pluviers tentent une couvée de remplacement. Le Bécasseau sanderling peut produire une à trois pontes par an. Chez le Chevalier grivelé ou les phalaropes, une inversion des rôles s'opère : les femelles assurent la parade nuptiale ou la défense du territoire (Levesque & Chevry, 2006).

Les œufs des limicoles sont déposés à même le sol, dans une légère dépression du terrain. Seuls quelques fragments de végétaux et de coquillages peuvent être utilisés par les parents pour délimiter le nid. Les poussins sont capables de voler au bout de 2 à 5 semaines selon les espèces. Dès cet instant, les parents les abandonnent pour commencer leur migration vers les quartiers d'hiver. Les jeunes partiront après les adultes. Chez la plupart des espèces, les juvéniles ne retournent pas dès la première année sur les sites de nidification et passent la première saison de reproduction sur les quartiers d'hiver ou effectuent une migration partielle. Ils ne retourneront sur les zones de reproduction qu'à l'âge de 2 ou 3 ans (Hanse et al., 2004).

Seules quelques espèces nichent dans les départements et territoires français d'Amérique. En Guyane, le Pluvier d'Azara, le Pluvier de Wilson et la Bécassine géante peuvent nicher en petits nombre. En Guadeloupe, l'Huitrier d'Amérique, l'Echasse d'Amérique et le Pluvier de Wilson nichent régulièrement et en Martinique seul la nidification d'un couple d'Echasse d'Amérique a été notée (Hanse et al., 2004).

Comportement :

La durée entre les périodes de recherche de nourriture est significativement affectée par les perturbations et est significativement plus élevée après l'apparition d'un rapace par rapport à toutes les autres catégories de perturbation d'après une étude réalisée en Angleterre (Smart and Gill, 2003). De plus, les limicoles perçoivent apparemment les humains comme des prédateurs (Frid et Dill, 2002). Par conséquent, quand les humains sont présents, ils cherchent à réduire les risques perçus en modifiant leur comportement alimentaire (Fitzpatrick et Bouchez, 1998 ; Thomas et al., 2003). L'ampleur de ce changement de comportement peut varier d'un déclin subtil du taux de déglutition (Goss-Custard et Verboven, 1993) à des changements plus drastiques comme un évitement permanent de l'ensemble de l'estuaire (Mitchell et al., 1989 ; Yasué, 2006). D'après des études réalisées au Canada, les limicoles passent plus de temps à courir ou à voler sur la plage ou sur les vasières lorsqu'ils ont été perturbés par des personnes ou des prédateurs (Burger, 1986b ; Myers, 1989 ; Burger et al., 1997).

De plus, des études ont démontré que les oiseaux réagissent plus aux perturbations lorsque la menace est plus grande (Delaney et al., 1999 ; Lord et al, 2001 ; Frid et Dill, 2002 ; Thomas et al., 2003 ; Cassini et al, 2004 ; Lafferty, 2001 ; Lima et Dill, 1990). Trois études réalisées au Royaume-Uni et au Canada qui ont examiné les coûts énergétiques, ont montré que les limicoles ont moins répondu aux perturbations humaines quand ils étaient plus stressés énergiquement et quand le coût de la réponse à la perturbation était plus grand (Stillman et Goss-Custard, 2002 ; Beale et Monaghan, 2004 ; Yasué, 2006). Les limicoles mettent plus de temps à se réalimenter après une perturbation quand ils se nourrissent dans des zones à faible disponibilité en proies ou lorsqu'il est encore tôt dans la journée (Yasué, 2006, étude réalisée au Canada).

Les départs en migration s'effectuant généralement de nuit, les limicoles en halte doivent être préparés en fin d'après-midi à la migration qui peut être imminente (Lank, 1989 ; Erni et Liechti, 2002). Un taux d'alimentation inadéquate en fin d'après-midi peut forcer les limicoles à migrer sans avoir des réserves de graisse suffisantes, ou à retarder leur migration, alors que s'ils sont dérangés plus tôt dans la journée, ils auront de nombreuses possibilités pour compenser le temps d'alimentation perdu (Yasué, 2006). Ces résultats sont confirmés par des études indiquant que les limicoles répondent moins aux perturbations humaines (Stillman et Goss-Custard, 2002) ou aux prédateurs naturels (Ydenberg et Dill, 1986 ; Lima, 1998 ; Hilton et al, 1999) quand il y a un coût énergétique important (Delaney et al., 1999 ; McGowan et al, 2002 ; Beale et Monaghan, 2004).

Une étude sur le comportement des limicoles a été réalisée aux Etats-Unis au niveau de la baie de Delaware, celle-ci abritant une très grande population de limicoles. En partant de cette baie pour leur migration, la plupart des limicoles vont voler 7 à 8 heures pour atteindre des haltes migratoires ou leur zone d'hivernage. Sur les oiseaux présents dans cette baie, moins de 30% se reposent dans la journée. Ce pourcentage de limicoles au repos augmente le long du gradient de marée. Le pourcentage d'oiseaux engagés dans la recherche de nourriture varie de 50 à 65%. Un pourcentage significativement plus élevé de limicoles est présent au niveau des vasières (65%) plutôt que sur les plages (45%) ou dans des marais (61%) (Burger et al., 1997). A marée basse, les oiseaux se nourrissent préférentiellement dans les marais. Pendant les marées montantes et descendantes, ils préfèrent se nourrir dans les vasières, et à marée haute sur les plages. Les limicoles sont rarement au repos sur la plage, ils se reposent à marée basse sur les vasières et à marée haute sur les marais. Les données indiquent que les trois types d'habitat (plages, marais, vasières) sont importants, mais à différents états de marée. Cependant, des différences peuvent apparaître en fonction des espèces. Par exemple, les Bécassins roux et les Bécasseaux variables utilisent Dennis Creek (un marais avec peu de marées) près de la moitié du temps, et les Tournepierres et les Bécasseaux maubèches utilisent les

marais plus fréquemment que les autres espèces (Burger et al., 1997). La marée est le principal facteur influençant la distribution, l'abondance et le comportement des limicoles (Evans, 1979 ; Burger, 1984, 1986a ; Brennan et al., 1985). La marée affecte à la fois la quantité d'espace de recherche de nourriture et la disponibilité des proies (Recher, 1966 ; Evans, 1979 ; Puttick, 1980). Dans cette étude, les limicoles se nourrissent dans tous les habitats, à tous les états de marée, sauf lorsque les vasières ont été recouvertes d'eau à marée haute. (Burger et al., 1997).

Facteurs génétiques et adaptation :

La variation de masse du poussin est due à une composante génétique, mais également à des facteurs environnementaux qui sont l'année d'éclosion, l'environnement maternel, et les effets du site d'éclosion. Les facteurs environnementaux (comme le site de reproduction) sont les principales sources de variation de ces deux traits. La modification des traits pourrait provenir d'une plasticité phénotypique, ce qui permettrait une adaptation rapide aux nouvelles conditions environnementales à court terme (Saunders & Cuthbert, 2014). En effet, la plasticité phénotypique peut améliorer la persistance à court terme des populations comme les changements d'environnement, mais il y a des limites aux réponses plastiques et elles sont peu susceptibles d'assurer la persistance à long terme (Gienapp et al., 2008), tels que la perte d'habitat et le changement climatique mondial. (Chevin et al., 2010 ; Kovach-Orr and Fussmann, 2013 ; Saunders & Cuthbert, 2014).

La dispersion natale, définie comme le mouvement d'un individu à partir de son site natal à un nouveau site pour la première reproduction, est une composante majeure de flux de gènes et donc un autre trait important pour l'adaptation des populations. L'évolution de la dispersion natale a souvent été attribuée au contexte social et environnemental rencontré par les individus (Charmantier et al., 2011 ; Massot et Clobert, 2000 ; Hansson et al 2003 ; Gienapp et Merilä, 2010) et n'est pas significativement héritable (Saunders & Cuthbert, 2014). La durée de reproduction des femelles n'est pas non plus significativement héritable et la variation de la durée de reproduction de la femelle est peu influencée par son compagnon. Or, le potentiel de dispersion natale et la durée de reproduction du Pluvier siffleur sont faibles et courts, ce qui peut limiter la capacité de cette population à s'adapter au changement climatique à long terme.

La masse corporelle non squelettique du poussin de Pluvier siffleur n'est pas que le reflet de la nutrition de ce dernier, mais est également impactée par un facteur génétique (Saunders & Cuthbert, 2014). Des études récentes ont démontré l'existence de cette même composante génétique influant sur le poids corporel des oisillons pour les espèces de passereaux (Tit bleu, Merilä et al., 1999 ; Mouchérolle, Merilä, 1996 et Merilä col et al, 2001).

Des contributions non génétiques à la variation de la masse des poussins ont également été démontrées, comme l'effet de l'environnement maternel, ce qui suggère que le phénotype de la mère affecte le phénotype de sa progéniture par des moyens indépendants des gènes qu'elle lui transmet (Saunders & Cuthbert, 2014). Cette composante de la variance pourrait se produire par le biais de plusieurs mécanismes : (1) des différences dans l'investissement maternel dans les œufs ; ou (2) des différences de soins parentaux pendant les premières semaines de croissance des poussins (Kruuk et Hadfield, 2007).

Causes de déclin :

- la perte et la dégradation des habitats côtiers et humides (Burger, 1981; Dolman et Sutherland, 1995 ; Maslo & Lockwood, 2009), dues à la construction de logements ou à l'exploitation hydroélectrique causant des sécheresses et des inondations (Kennedy, 2001).
- la stabilisation des systèmes côtiers telle que l'extraction de sable, la reconstitution de plage, le dragage et la construction de structures "en dur" (jetées, aines, digues, etc.) (Harrington, 2008). Les pratiques d'ingénierie côtière visant à stabiliser les systèmes côtiers qui sont naturellement dynamiques ont un impact important sur les espèces qui ont évolué afin de s'adapter aux exigences de ces habitats. Cinquante-quatre pour cent des bras de mer dans le sud-est des Etats-Unis ont été stabilisés, canalisés, durcis, ou modifiés (Rice, 2012).
- le drainage des terres humides au profit de l'agriculture (Isacch et Martinez, 2003; (Shepherd, 2001). En Amérique du Sud, l'industrie de l'élevage de crevettes réduit l'habitat des limicoles migrateurs en convertissant les mangroves en bassins d'élevage (Rovai, 2012). De plus, ils sont exposés aux contaminants

utilisés dans ces étangs destinés à éliminer les agents pathogènes et les prédateurs, cela réduit la matière organique et augmente le pH.

- l'exploitation des plages marines et l'augmentation des activités touristiques (Blanco et al., 2006).
- le changement climatique (tels que le refroidissement de l'Arctique, El Nino, sécheresse). Les limicoles sont très vulnérables au changement climatique car ils dépendent des habitats d'eau peu profonde pour la recherche de nourriture et leur reproduction à lieu en Arctique où le changement climatique est le plus extrême (Chapin, 1995). Le dégel plus intense et plus précoce du permafrost provoque une perte d'habitats utilisables pour la nidification et décale le pic d'abondance des insectes, notamment des moustiques. Lorsque les oiseaux arrivent sur le site, le milieu est trop inondé et les proies sont moins abondantes (Pagnon, 2009).
- les prédateurs et leur changement de régimes comme l'augmentation de la pression de prédation due à la diminution de capture de renards (Hicklin, 2001) ou l'augmentation des prédateurs comme le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) dans les zones de halte et d'hivernage ; ainsi que la présence d'autres prédateurs comme le Renard arctique (*Alopex lagopus*) dans les zones de reproduction (McKinnon, 2011 ; Careau et al. 2008 et Giroux 2007) qui n'aide pas à solutionner cette problématique. Dans les zones tropicales, les mangroves servent en revanche de protection contre les attaques de prédateurs au Suriname et en Guyane Française (Ottema, 2008, Laguna Lacueva et al., 2012). En plus de ces menaces, en nichant au sol, leurs nids sont accessibles à la prédation par des espèces indigènes et introduites (Pauliny et al., 2008 ; Maslo & Lockwood, 2009).
- les activités humaines comme la pollution par les hydrocarbures (Harrington et Morrison, 1980).
- l'utilisation abondante de substances chimiques utilisées en agriculture (Maisonneuve, 1990 ; Morrison, 2001).
- la pêche (Piersma et al., 2001) et la surpêche des limules dans la Baie de Delaware avec son utilisation comme appât pour la pêche et les constructions pour protéger les bâtiments contre les vagues augmentent la mortalité des limules et contribuent aussi au déclin des Limicoles (Dunlap, 1999). Les adultes sont prélevés au moment de la ponte entraînant une diminution de la plus importante source d'alimentation des limicoles dans cette zone (Tsipoura and Burger 1999 dans Morrison, 2001 ; Baker, 2004).
- la contamination et les maladies (Donaldson et al., 2000) (Laguna Lacueva et al., 2012).
- les événements catastrophiques (marées noires, cyclones...) car les habitats des limicoles sont souvent très spécifiques et donc particulièrement sensibles.
- la montée du niveau de la mer. En effet, la nourriture des Limicoles se situe au niveau de la zone d'estran. D'après les prédictions, une perte de 50% de la surface d'alimentation dans la Baie de San Francisco et Delaware est prévue avant 2050, à cause de l'augmentation du niveau des océans (Galbraith, 2005, Gratto-Trevor et al., 2010).
- les plantes envahissantes tels que le Filao (*Casuarina equisetifolia*), le Veloutier vert (*Scaevola de taccada*) et le *Vitex rotundifolia*. Ces espèces sont en concurrence avec les plantes indigènes de la plage et sont tolérantes au sel. Initialement introduites pour le contrôle de l'érosion, en brise-vent et en haies ornementales, ces espèces envahissantes se sont rapidement propagées sur l'habitat côtier des limicoles, du New Jersey, de la Floride et des Caraïbes (Austin, 1978) (Morton, 1980). Les Filao sont sujets au déracinement pendant les tempêtes et fournissent également un refuge pour les prédateurs.
- la salinisation des masses d'eau qui peut entraîner des impacts négatifs sur la qualité de l'habitat pour les Limicoles et d'autres oiseaux d'eau (Rubega & Robinson 1996; Weller 2003; Ma et al 2010). La construction de nouveaux ports et chantiers navals sur la côte nord de l'État de Rio de Janeiro est très préoccupante vis à vis de la conservation des lagunes, qui risquent une salinisation en raison du dragage du sable de mer et de son utilisation pour les pratiques de construction (Castro Tavares & Siciliano, 2013).

3. METHODES DE SUIVIS

Capture aux filets et baguage :

Les filets « japonais » sont couramment utilisés pour capturer les limicoles. Bien que les filets utilisés pour capturer les limicoles soient souvent les mêmes que ceux utilisés pour les passereaux, différentes techniques de captures existent. Souvent, les filets sont attachés ensemble et forment une ligne droite, placée perpendiculairement à la côte ou à travers une zone humide. Une « ligne » de filets peut comporter jusqu'à quatre séries de cinq filets. En situation de marées, il est important de s'assurer que le filet ne tombe pas trop bas. Il est à remarquer également que les hauteurs d'eau peuvent varier considérablement avec le vent et les tempêtes et sont donc imprévisibles (Gratto-Trevor, 2004).

A la tombée du jour, les filets sont moins visibles et il est possible d'attraper plus de limicoles, mais il faut être capable de démailler les oiseaux la nuit. Les filets monofilament sont moins visibles et peuvent être plus efficaces pour la capture des petits limicoles durant la journée, spécialement dans les marais. Durant la migration de printemps, les limicoles peuvent émettre des cris de détresse quand ils sont attrapés dans les filets. Cela peut non seulement attirer d'autres limicoles mais également les prédateurs comme les rapaces (Gratto-Trevor, 2004).

Une bande enregistrée du chant (repassé) de reproduction du Bécasseau cocorli a été utilisée avec succès pour attraper des bécasseaux en hivernage, bien que la majorité des oiseaux attrapés dans les filets soient de petites tailles (Figuerola et Gustamante 1995). Le recours à une repasse avec des appels de détresse du Bécasseau semipalmé n'a pas été efficace durant la migration printanière en Saskatchewan, ni pour les cris du Bécassin à long bec (N. Warnock, comm. Pers.). Cependant, les cris du Bécasseau semipalmé ont été efficaces en Equateur (Haase, 2002). Pour l'Huîtrier d'Amérique et le Bécasseau maubèche, des repasses placées sur des perchoirs ont souvent été utilisées avec succès pour attirer un mélange d'espèces de Limicoles (Bécasseaux et Chevaliers) (G. Appleton, J. Gill, C. D. T. Minton, et N. Clark, comm. pers. ; Gratto-Trevor, 2004).

Quand les limicoles ont un site de prédilection, il est possible de les capturer avec un canon à filet. Des projectiles sont attachés aux coins du filet. Quand les projectiles sont tirés, ils écartent les différents coins du filet qui se déploie sur les oiseaux posés au sol (Gratto-Trevor, 2004). Cette technique requiert un bon entraînement pour être utilisé sans danger, pour les manipulateurs et pour les oiseaux. Les oiseaux ne doivent pas être dans les airs et directement en face du canon pour ne pas être tués ou blessés. Le filet ne doit pas tomber sous l'eau pour ne pas noyer les oiseaux pris au piège (Gratto-Trevor, 2004).

Dans certaines régions, des filets à clapet sont couramment utilisés pour capturer les Limicoles. Ce sont des filets à poissons légers (maille d'environ 3-5 cm), avec un arrangement de pôles pivotants et des cordes en tension qui libèrent le filet en le basculant sur la zone de capture lorsque la chaîne de traction est tirée. Il existe de nombreuses variantes, dont certaines sont décrites dans Bub (1991). Ce type de filet est utile lorsque les oiseaux dorment dans des endroits prévisibles sur la terre ferme (Gratto-Trevor, 2004).

Des pièges au sol sont couramment utilisés pour capturer les Limicoles sur les sites de halte (par exemple, Serventy et al. 1962). Souvent, ces pièges nécessitent moins d'expérience que les filets, car ils sont moins dangereux pour les oiseaux, et ils peuvent être utilisés dans une variété de conditions météorologiques. Une grande variété de pièges existent (voir Bub 1991); la plupart sont faits de fil de fer, et se composent de clôtures de fil. Ces pièges ne sont généralement pas appâtés, mais sont situés dans des zones où les oiseaux se nourrissent (Meissner, 1998).

Un filet à main peut être utilisé pour attraper les limicoles généralement de nuit. La poignée doit être légère et de 2-3 m de long (par exemple une perche extensible). Une lumière vive peut être utilisée pour éblouir les oiseaux posés, qui sont ensuite capturés avec le filet (Potts et Sordahl, 1979 ; Tree, 1982). L'éclairage de nuit fonctionne mieux lors des nuits sombres, et un bruit de fond peut être utile pour couvrir les sons émis par la traque les oiseaux. Les filets à main peuvent également être utilisés pour capturer certains limicoles pendant la journée (J. D. Reynolds, comm. pers.).

De nombreuses espèces de limicoles sont assez faciles à capturer dans leurs nids, (Kania, 1992). Cependant de nombreux oiseaux vont désertier le nid notamment au cours de la première semaine d'incubation (N. Warnock,

comm. Pers.). Chez les espèces coloniales, comme l'Avocette d'Amérique et l'Échasse d'Amérique, le piégeage de plus de deux ou trois oiseaux dans une colonie par jour peut entraîner l'abandon de la colonie entière (L. W. Oring et J. A. Robinson, comm. Pers.) (Gratto-Trevor, 2004).

En Guadeloupe, 8 séances de baguage ont été effectuées en 2010 par Amazona, en partenariat avec l'ONCFS ; 106 limicoles ont pu être capturés et bagués. En 2011, au cours des 10 séances de baguage, ce sont 206 limicoles qui ont pu être capturés et bagués. A Petite-Terre, le site de baguage est situé sur le campement des croisiéristes, car l'un des objectifs principaux du baguage sur ce site est la capture des sucriers, cependant les Limicoles capturés sont aussi bagués. A la Pointe des Châteaux, l'objectif du baguage est de capturer l'ensemble des espèces présentes, aucun nourrissage n'est pratiqué, seule la repasse de chants d'oiseaux migrateurs est généralement employée pour attirer les individus présents (Levesque et al., 2006).

Le baguage, et notamment grâce à la pose de bagues couleurs, permet d'identifier individuellement les oiseaux, d'approfondir les connaissances sur les différentes espèces (mode de vie, longévité, reproduction, mœurs...), ainsi que le suivi de leur parcours migratoire. En effet, selon un programme international, une banderole (ou drapeau), appelée « flag » en anglais, a une couleur propre à chaque pays du lieu de baguage. En Guadeloupe, le marquage se fait à l'aide d'un drapeau jaune sur un drapeau vert clair. Ainsi, les différents contrôles visuels permettent d'identifier les zones de haltes migratoires, d'hivernage et de nidification. On peut ainsi obtenir de précieuses informations sur la tendance d'évolution des populations, les différentes voies migratoires suivant les espèces, l'estimation de l'intérêt d'un site comme halte migratoire pour une espèce donnée, et bien d'autres informations encore. Le baguage des limicoles se fait de manière irrégulière à Petite-Terre (environ une cinquantaine d'oiseaux capturés). Des matoles, des trappes, des épuisettes, des filets tombants ou des filets japonais sont utilisés pour les captures. Des mesures biométriques, sont relevées avant le lâché de l'oiseau (la longueur de l'aile, le degré d'adiposité, de mue, la présence de parasites, l'âge et le sexe, le poids, etc.) (Levesque & Chevy, 2006).

En Martinique, une étude a été réalisée par le Parc Naturel Régional afin de mettre en évidence les mouvements de populations de limicoles et une éventuelle fidélité aux sites d'étude qui sont : la mangrove de Trois rivières (deux stations de captures avec 1 à 3 filets) et le canal du Robert (1 à 2 filets ont été installés perpendiculairement au canal). Ainsi, 18 sorties ont été réalisées en 2004. Au cours ces sorties, 520 limicoles ont été bagués ou contrôlés, correspondant à 9 espèces différentes. Le taux de recapture était de 9,04%, ce qui sous entend un faible retour des oiseaux bagués les années précédentes ; cela peut toutefois être nuancé par le retour possible des oiseaux plus tard dans la saison (la dernière sortie est réalisée le 12 octobre) (Raigne, 2006).

Observation visuelle :

Afin de compléter l'étude de capture-marquage-recapture réalisée par le Parc Naturel Régional de Martinique, des observations visuelles ont été mises en place au niveau de la mangrove de Trois rivières et du canal du Robert. Les méthodes d'observation consistent à identifier grâce à une paire de jumelle d'un grossissement suffisant les espèces présentes sur un site et de compter pour chaque espèce le nombre d'individus visibles. Les observations visuelles sont importantes car elles apportent des données complémentaires sur la fréquentation du site par les limicoles. En effet, la capture seule ne permet pas d'avoir une estimation globale de la population s'alimentant sur le site, car les groupes présents ne sont pas systématiquement pris dans les filets (Raigne, 2006).

En Guadeloupe, des comptages de limicoles sont réalisés à la Pointe des châteaux et sur Petite-Terre depuis 1998 par l'ONCFS, la RNN de Petite-Terre et Amazona. De nombreuses données sont alors collectées et permettent d'évaluer le nombre d'espèces présentes en fonction des saisons, leurs effectifs et de retracer la phénologie de leur migration. Les comptages se font à l'aide de jumelles Leica 10X32 et d'une longue-vue Swarosky équipée d'un zoom X 20-60. Ils durent en moyenne 4 heures et consistent à faire le tour des sites (Levesque & Chevy, 2006). De plus, Amazona a réalisé de 2010 à 2011 une recherche et lecture de bagues colorées sur les sites suivants : la Pointe des Châteaux (8 séances), le marais de Port-Louis (4 séances), le barrage de Gaschet (4 séances), la Réserve Naturelle de Petite-Terre (4 séances), la Désirade (4 séances). Ces 12 séances de contrôle ont été réalisées, et étalées sur les mois de septembre 2011 à décembre 2011 (Laguna Lacueva et al., 2012).

Evaluation de la pression de chasse sur les limicoles :

Pour évaluer les impacts des prélèvements de chasse sur les populations, il faut connaître les niveaux de prélèvement et la démographie de l'espèce en question. A la Barbade, les clubs de chasse ont fourni les tableaux de chasse de leurs prises par espèce. À cause du haut degré d'incertitude et de la connaissance lacunaire des paramètres démographiques, l'utilisation du prélèvement biologique potentiel (PBP) a été combiné à la méthode des invariants démographiques, pour estimer le taux de croissance démographique maximal (Niel et Lebreton, 2005 ; Wege et al., 2014).

4. OPTIONS DE GESTION :

Gestion de l'habitat :

Afin de conserver au mieux les différentes espèces de Limicoles, des options de gestion de leur habitat peuvent être envisagées. Les espèces de Limicoles n'affectionnent pas la même profondeur d'eau, donc lors d'aménagement ou de création de vasières une variabilité de la profondeur de l'eau devrait augmenter la diversité en espèces (Colwell et Taft, 2000).

Une option de gestion afin de fournir un habitat pour l'hivernage aux limicoles pourrait être de conserver des prairies fauchées régulièrement, ce qui augmenterait l'attractivité des terres agricoles pour les limicoles (Milsom et al., 1998). En effet, le fauchage améliore l'efficacité de l'extraction d'invertébrés par les oiseaux (Devereux et al., 2006 ; Evans Ogden, et al., 2008). L'épandage de fumier a également un effet positif sur l'utilisation du champ par les bécasseaux variables, surtout la nuit ; l'engrais aussi mais cet effet sera moins important. D'après les résultats d'études, les épandages d'automne sont bénéfiques aux limicoles en augmentant l'abondance des invertébrés (Shepherd et Lank, 2004 ; Evans Ogden, et al., 2008). Le maintien d'une mosaïque de champs différents qui comprend des prairies, des légumes d'hiver, des champs nus et des champs avec un couvert végétal permet de maintenir et d'améliorer la valeur des terres agricoles pour les Limicoles (Evans Ogden, et al., 2008).

Certains habitats qui étaient propices aux Limicoles sont en train de se refermer, une meilleure gestion de ces derniers permettrait d'augmenter les ressources accessibles aux Limicoles. Le Parc National de Guadeloupe (PNG), gestionnaire du cœur de parc comprenant notamment la baie du Grand cul de sac marin et son pourtour, au travers de la réserve de Biosphère, n'intervient que marginalement – comme à l'îlet Blanc pour les sternes – sur la dynamique naturelle des habitats. Les milieux sont actuellement soumis à une dynamique naturelle qui tend à voir se refermer progressivement les plans d'eau intérieurs et les vasières connexes. Le recul de ces habitats qui diminue donc la capacité potentielle d'accueil de la baie pour ces espèces interroge les gestionnaires et préoccupe les chasseurs. Ces zones en question sont : le marais Lambis, le marais Choisy et la zone située vers la Pointe Dupuy à Sainte Rose. La FDC souhaite la réouverture de ces zones, dans le but de fournir des zones de repos aux limicoles et anatidés migrateurs, en zone protégée, dans la Baie du Grand Cul-de-Sac Marin, également zone RAMSAR. Avant la création du cœur de parc, ces marais étaient des sites chassés. Les « vasières » étaient entretenues régulièrement par le feu, ainsi que la partie située au bord de mer par la coupe des Palétuviers rouges pour créer des zones de « pose ». Depuis l'abandon des brûlages (passage en réserve naturelle puis cœur de parc), la mangrove a remplacé petit à petit l'herbe coupante et la fougère dorée. Des aménagements permettrait de rouvrir ces sites, cependant certains désagréments leurs sont liés. Ainsi, pour accéder aux trois sites, il serait nécessaire de créer des chemins d'accès qui deviendront autant d'axes de pénétration et de perturbation des zones de mangrove. Ces saignées favoriseront également le brûlis et la mise en chablis de pans de forêts humides et de mangroves pour les besoins de l'élevage par les éleveurs locaux. Ce genre d'aménagement peut rapidement conduire à un mitage du milieu. Les milieux deviendront également très accessibles les rendant sensibles et impactés par le dérangement humain. Même si l'on considère que les travaux d'aménagement ne détruiront qu'une surface minime des peuplements en place, les ouvertures ainsi créées pourraient avoir des effets hautement perturbateurs sur l'ensemble de la zone (Levesque et al., 2008).

En cas d'élévation du niveau de la mer, les gestionnaires d'espaces naturels devraient également envisager d'accroître la disponibilité des aires d'alimentation pour les limicoles comme des zones de marais salants abandonnés afin de compenser la perte au niveau du littoral (Sarah et al., 2006). En effet, les simulations sur les limicoles de

Poole Harbour suggèrent que les trois principaux enjeux de conservation sont : la densité en vers polychètes benthiques, la taille des territoires terrestres pour les limicoles de grandes tailles, le niveau de la mer et la dynamique des sédiments.

Une délimitation incorrecte de l'habitat des limicoles a trois conséquences importantes pour la conservation des limicoles. Premièrement, les limites de chaque zone d'habitat important forment une unité de mesures pour les études de suivis des populations, qui permettent d'estimer la taille des populations et les tendances (Colwell 2010). Des limites inappropriées réduisent la précision de ces estimation (Haslem et al. 2008 ; Herrod 2010 ; Purnell et al. 2010). Deuxièmement, les limites de chaque zone constituent l'unité de planification avec laquelle de nombreuses décisions de conservation sont prises. Des limites qui sont inutilement grandes peuvent réduire l'efficacité des décisions de conservation, alors que des limites trop petites omettront des portions importantes de l'habitat. Troisièmement, des limites inappropriées peuvent réduire la probabilité qu'une superficie satisfasse aux critères internationaux pour la désigner comme « importante » (Clemens et al., 2010, 2014).

Sur les sites côtiers, certains outils ou méthodes de gestion comprennent la restauration des flux de la marée par le déplacement des barrières côtières, la construction de perchoirs artificiels, afin de restaurer l'écologie côtière et les populations de proies d'invertébrés (Atkinson et al., 2001 ; Burton et al., 1996). Les barrages en zone humide, le contrôle des débits des rivières ou des niveaux d'eau des zones humides, la création de nouvelles zones humides sont quelques-unes des nombreuses options disponibles pour gérer l'habitat des Limicoles (Colwell 2010 ; Harrington 2003 ; Helmers 1992). Tout ce travail d'outils de gestion sert en grande partie à augmenter la densité de proie d'invertébrés tout en s'assurant que l'eau reste assez superficielle pour que la nourriture soit accessible, ou fournissant des endroits calmes ouverts pour que les oiseaux puissent se poser (Clemens et al., 2014).

Gestion des prédateurs :

Afin de diminuer la prédation des Limicoles, certaines actions pourraient être menées en Guadeloupe comme la capture et la mise en fourrière des chiens et des chats errants, ou le classement de la mangouste comme espèce nuisible et la régulation de sa population (Levesque and Hecker, 2008).

Des clôtures électriques qui entourent les zones de nidification, appelé exclos, ont été utilisées avec succès pour les Pluviers siffleurs variables et les Sternes caugek (Forster, 1975 ; Minsky, 1980 ; Mayer et Ryan, 1991 ; Murphy et al, 2003a ; Ivan et Murphy, 2005). Les exclos contre les prédateurs augmentent de façon significative le succès d'éclosion des nids. Les exclos électrifiés peuvent aussi être très efficaces pour augmenter le succès d'éclosion dans certaines conditions, mais sur des sites avec des perturbations humaines élevées et de fortes densités de prédateurs, la proportion de nids équipés d'exclos qui sont abandonnés par les parents devient importante. La cause directe d'abandon de nids reste incertaine puisque le comportement des prédateurs sur les plages n'a pas été étudié. Cependant, cette méthode ne prévient pas les attaques des prédateurs aériens, qui jouent souvent un rôle significatif sur le succès de reproduction de ces espèces (O'Connell and Beck, 2002). La méthode la plus populaire de contrôle des prédateurs autour des nids de limicoles est l'exclos de Rimmer et Deblinger (1990). Bien qu'il existe une certaine variation entre les études, ces exclos sont généralement constitués d'une cage de fil de fer galvanisé entourant le nid et ancré au sol. Les exclos sont également garnis de fil ou filet de plastique pour empêcher les oiseaux prédateurs d'accéder à des nids. Les résultats de plusieurs études indiquent que les exclos contre les prédateurs ont un effet positivement significatif sur l'éclosion du nid (Rimmer et Deblinger, 1990 ; Melvin et al., 1992 ; Estelle et al, 1996) ; cependant, d'autres études ont contesté l'efficacité des exclos contre les prédateurs, citant plusieurs inconvénients (Estelle, 2000 ; Murphy et al, 2003b ; Isaksson et al, 2007 ; Niehaus et al 2004 ; Vaske et al, 1994). Une autre méthode consiste à installer une barrière supplémentaire composée de fils électrifiés entourant l'exclos, appelé « exclos électrifié ». La mise en place de ces exclos induit une longue période de stress chez les adultes nicheurs. La barrière électrique entourant le nid peut causer des blessures ou la mort des adultes s'ils rentrent en contact avec elle. Une fois que l'exclos est érigé, le nid doit faire l'objet d'un suivi minutieux afin de s'assurer que les parents acceptent l'exclos et reprennent leur incubation. Si ce n'est pas le cas après approximativement une heure, la structure doit être enlevée (Maslo & Lockwood, 2009). A l'inverse, les abandons de nids augmentent avec l'intensité de mesures conservatoires, les nids électrifiés étant plus susceptibles d'être abandonnés. Les nids ont été abandonnés sur les plages de reproduction du New Jersey en moyenne à 7% pour les nids non protégés, à 19% pour les nids avec exclos et 30% pour les exclos électrifiés (Maslo & Lockwood, 2009).

Plan de gestion canadien des oiseaux de rivage :

Au Canada et aux États-Unis, la gestion passe par une approche intégrée à l'échelle des paysages relative à la conservation des espèces sauvages, avec en 1998 la création du Plan nord-américain de gestion des espèces sauvages (PNAGS). Cela passe par exemple par l'écotourisme, qui représente une occasion pour les collectivités locales de tirer profit, sur le plan économique, de leur appui envers les espèces sauvages. Les Limicoles forment souvent des concentrations spectaculaires et offrent d'excellentes occasions d'observation. Le Plan canadien de conservation des Limicoles encourage les initiatives des collectivités locales visant à renforcer les liens internationaux (Donaldson et al., 2000). Les objectifs sont les suivants :

Premier but : Maintenir la répartition, la diversité et l'abondance des populations d'oiseaux de rivage au Canada et rétablir les populations d'espèces en déclin, menacées et en voie de disparition.

Deuxième but : Établir et améliorer les habitats de qualité suffisamment élevée pour maintenir dans un bon état de conservation les populations d'oiseaux de rivage dans toute leur aire de répartition au Canada.

Troisième but : Faire en sorte que l'information relative aux besoins et aux pratiques de conservation des oiseaux de rivage soit disponible aux décideurs, aux gestionnaires de territoires et au public.

Quatrième but : Faire en sorte que des initiatives concertées de conservation des oiseaux de rivage soient en place, sur le terrain, dans toute leur aire de répartition au Canada.

Cinquième but : Faire en sorte que les initiatives en matière de conservation des oiseaux de rivage soient guidées par des principes communs dans tout l'hémisphère occidental (Donaldson et al., 2000).

Plan de gestion américain relatif aux Limicoles : (Andres, et al., 2015)

La migration annuelle des Limicoles entre leurs sites de reproduction (Alaska, Canada...) et leurs sites d'hivernage (Amérique du Sud, Caraïbes) nécessite généralement des séquences de vols entre deux ou plusieurs sites d'escale qui relient les habitats de reproduction et de non reproduction. Préserver tous les sites d'escale le long de la voie de migration est un élément essentiel de la conservation des limicoles. La dégradation d'un seul site peut avoir un impact profond et catastrophique sur une espèce. Pendant la migration, les limicoles font face à une multitude de défis allant de l'acquisition suffisante de nourriture afin d'avoir assez d'énergie pour leurs longues migrations, à l'évitement des prédateurs, à la compétition pour un habitat limité, à l'adaptation aux changements climatiques, où à éviter de succomber à la chasse sportive ou de subsistance.

Pour concentrer les efforts de conservation dans les lieux les plus importants pour les limicoles, l'Initiative a été conçue pour mettre en évidence les zones où ils se concentrent ou lorsque les mesures de conservation peuvent avoir le plus grand impact. L'Initiative couvre sept zones géographiques prioritaires: 1) l'Arctique et 2) les régions boréales de l'Alaska et du Canada; 3) les régions maritimes du Canada et de la côte nord-est des États-Unis; 4) la côte du milieu de l'Atlantique et du sud-est des États-Unis; 5) les Caraïbes; 6) le nord de l'Amérique du Sud; et 7) le sud de l'Amérique du Sud.

L'objectif global du Business Plan Atlantic Flyway est d'accroître les populations de limicoles de 10% d'ici 2025; certains projets ont le potentiel d'augmenter leur abondance locale à des niveaux encore plus élevés. Cinq stratégies ont été identifiées pour répondre aux quatre grandes menaces, et au manque de connaissances identifiées, ceux-ci comprennent : 1) protéger l'habitat, 2) réduire au minimum la prédation, 3) réduire les perturbations humaines, 4) obtenir une chasse durable, et 5) combler les lacunes dans les connaissances. Pour atteindre ces objectifs, le partenariat sera mis au défi de récolter environ 90 millions de dollars pour gérer et protéger l'habitat essentiel (37.490M \$), minimiser les impacts de la prédation (10.940M \$), de réduire les perturbations humaines (30.565M \$), de réduire la pression de chasse (3.450M \$) et combler les lacunes (7.935M \$) (Andres, et al., 2015)

L'objectif du Business Plan migratoire de l'Atlantique est d'augmenter les niveaux de population de limicoles "correspondants" au sein de la voie de migration de 10% à 15% sur une période de dix ans.

Tableau 9 : Stratégies et objectifs du business plan américain

Stratégies		En 2025
Développement commercial et résidentiel	Réduire la perte d'habitat	• 20.000 ha d'habitat prioritaire : protégé, restauré, amélioré, aux bénéfices des limicoles. • augmentation de 10% de l'utilisation des habitats en question
Aménagement côtier	Restaurer les habitats humides et secs	• 8.000 ha de haute qualité, intertidales (sable humide) d'habitats restaurés • 1 200 ha (sable sec) d'habitat "supratidal" restauré
Incompatibilité de gestion des ressources naturelles	Atténuer les effets néfastes de ces activités et construire un consensus entre les stratégies de conservation et l'utilisation des ressources naturelles.	• projets PGB (pratiques de gestion bénéfiques) et pilotes pour démontrer l'intégration des espèces et des besoins des parties prenantes améliorant les objectifs généraux de conservation • Réduire à 50% les effets de gestion incompatibles des sites de limicoles
Plantes invasives	Réduire l'impact, éradiquer, et prévenir vis à vis de l'introduction de nouvelles espèces	Réduire l'impact des espèces envahissantes sur 10 sites prioritaires (emplacements spécifiés)
Minimiser l'impact de la prédation	Réduire le nombre de nids et d'individus perdus par la prédation	Réduire la pression de prédation à environ 180 sites de reproduction prioritaires
Réduire les perturbations humaines	Réduire les événements de perturbations humaines sur les sites gérés, entraînant une augmentation de succès d'envol et le taux de survie annuelle afin de limiter le déclin des populations	Réduire de 90% les événements de perturbations humaines sur tous les sites gérés activement
Réduire la pression de chasse	Prélèvements légaux et durables des limicoles et diminution du braconnage dans les îles des Caraïbes et les pays d'Amérique du Sud du nord	Réduire la pression de chasse de 20%

(Andres, et al., 2015)

Exemple d'objectifs et d'actions plus détaillés présents dans le business Plan :

Action 1 : Développer les capacités et promouvoir les moyens de subsistance durables des Limicoles (Eubanks, 2013 , Robertson et Sorenson, 2013). L'association des oiseaux et du tourisme vert est une utilisation alternative des zones naturelles qui sensibilise à la biodiversité et fournit des revenus aux communautés locales, démontrant ainsi la valeur économique de ces territoires (Eubanks et al, 2004; Driscoll, et al 2011). La planification et les infrastructures des sites clés sont améliorés par la mise en place de plateformes d'observation, de panneaux d'interprétation, de visites avec observation d'oiseaux / nature, de guides de formation et de partenariat avec les entreprises locales. Le but est de promouvoir les sites pour l'éducation et les loisirs aux faibles impacts environnementaux (l'observation des oiseaux, la photographie, la pêche, le kayak et le suivi scientifique et collaboratif) et d'engager les communautés locales, les gestionnaires des sites, du tourisme ou de l'environnement pour favoriser le développement économique qui est compatible avec la conservation des Limicoles (Powell et Ham, 2008, USFWS 2011).

Action 2 : Développer des campagnes de sensibilisation pour construire une conservation régionale des habitats des limicoles. Pour inverser les tendances actuelles, il est essentiel que les communautés locales et les décideurs aient une compréhension des nombreuses fonctions des zones humides côtières. Des campagnes d'éducation et de sensibilisation, et de marketing social ciblant les parties prenantes spécifiques autour de sites locaux ou régionaux seront conçus pour les informer des services rendus par les zones humides côtières et souligneront le lien entre la résilience des écosystèmes et la prospérité économique locale (Costanza et al., 1997, UNEP 2006, Raffaele et Wiley 2014). Le financement couvrira les coûts de matériel de sensibilisation, des ateliers et des initiatives d'engagement communautaire (par exemple : campagnes de marketing sociales, programmes de radio et de télévision, presse écrite et médias sociaux).

Le business plan repose sur l'hypothèse que des fonds suffisants peuvent être soulevés au cours d'une période de dix ans et effectivement investis, se traduisant par une augmentation de 10-15% des espèces de limicoles de la voie de migration Atlantique. Pour atteindre cet objectif, le partenariat sera mis au défi de récolter environ 90 millions de dollars. (Andres, et al., 2015)

B. PROPOSITIONS D' ACTIONS

Oiseaux migrateurs, les Limicoles dépassent les frontières d'un pays et donc nécessitent la mise en place de collaborations internationales. Un accord existe déjà entre le Canada et les États-Unis. Un protocole d'entente devrait bientôt voir le jour entre les services américains et canadiens de la faune et l'ONCFS pour inclure les territoires français d'outre-mer en Atlantique, afin de travailler en partenariat pour promouvoir une chasse durable des limicoles. Ainsi, de par cette nouvelle collaboration internationale, et du fait que les Limicoles sont des gibiers d'eau très appréciés en Guadeloupe et en Martinique, ce taxon fait partie des priorités de l'ONCFS aux Antilles. Dans ce cadre, il doit être mis en place un Réseau de limicoles rassemblant l'ensemble des acteurs locaux.

La taille des populations de Limicoles qui migrent par la voie atlantique étant estimée, il serait intéressant d'estimer précisément combien de ces oiseaux font halte en Guadeloupe et dans un second temps d'estimer la pression de chasse qui s'exerce sur eux. L'évaluation de l'impact de la chasse sur les Limicoles aux Antilles françaises peut s'inspirer de l'étude réalisée à la Barbade (Wege et al., 2014). Il sera nécessaire d'estimer le nombre de prises annuelles par espèce. Cela doit passer par une coopération avec la Fédération des chasseurs de Guadeloupe et de Martinique.

L'aménagement de zones de repos pour les Limicoles serait également une stratégie souhaitable. Le marais Lambis, le marais Choisy et la zone située vers la Pointe Dupuy à Sainte Rose ont été diagnostiquées pour envisager un réaménagement en faveur des Limicoles. La réouverture des zones et la mise en place de profondeurs d'eau différentes devraient augmenter la diversité en espèces. Le choix de site à aménager sera une des priorités du Réseau.

Un travail de cartographie rassemblant tous les habitats propices aux Limicoles existants pourrait être réalisé dans le but de protéger ces derniers des remblais ou des projets d'ingénierie côtière par exemple. Ce travail de cartographie permettrait de cibler les communes susceptibles d'être touchées et de les sensibiliser à la problématique des Limicoles.

La sensibilisation à l'enjeu que représente les Limicoles est un des axes à développer potentiellement. Cela peut passer par de l'écotourisme qui permettrait aux collectivités ou aux entreprises touristiques d'en tirer un profit économique. Les Limicoles se concentrent souvent en grand nombre, offrant de bonnes occasions d'observations qui pourraient être mises en valeur par le tourisme vert. D'autres activités à faibles impacts environnementaux comme la photographie, la pêche, le kayak ou le suivi scientifique et collaboratif pourraient être favorisées.

XII. BIBLIOGRAPHIE

A. BIBLIOGRAPHIE GRIVE À PIEDS JAUNES

Allen, JA. (1880). The Auk. 3

Arendt, W.J., Gibbons, D.W., Gray, G. (1999). Status of the volcanically threatened Montserrat Oriole *Icterus oberi* and other forest birds in Montserrat, West Indies. *Bird Conservation International* 9: 351-372.

Arnoux, E., Eraud, C., Thomas, A., Cavallo, F., Faivre, B. and Garnier, S. (2013). Phenotypic variation of Forest Thrushes *Turdus lherminieri* in Guadeloupe: evidence for geographic differentiation at fine spatial scale. *Journal of Ornithology* 154 : 977-985

Arnoux, E., Eraud, C., Navarro, N., Tougard, C., Thomas, A., Cavallo, F., Vetter, N., Faivre, B. and Garnier, S. (2014). Morphology and genetics reveal an intriguing pattern of differentiation at a very small geographic scale in a bird species, the forest thrush *Turdus lherminieri*. *Heredity* 0018-067X/14

Benito-Espinal, E. Hautcastel, P. (2003). Les oiseaux des Antilles et leur nid. PLB Editions. Guadeloupe. 230-231.

BirdLife International (2012). Species factsheet : *Turdus lherminieri*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 25/09/2012

Blondel, J., C. Ferry and B. Froc ho. (1970). La méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) sur des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38: 55-71

Blondel, J. Dias, PC. Perret, P. Masitread, M. Lambrechts, MM. (1999). Selection-based biodiversity at a small spatial scale in a low-dispersing insular bird. *Science* 285:1399-1402.

Charlesworth, D. and Charlesworth, B. (1987). Inbreeding Depression and its Evolutionary Consequences Vol. 18: 237-268 DOI: 10.1146/annurev.es.18.110187.001321

Chasar, A. Loiseau, C. Valkiunas, Iezhova, T. Smith, TB. Sehgal, RNM. (2009). Prevalence and diversity patterns of avian blood parasites in degraded African rainforest habitats. *Molecular Ecology*. 18:4121-4133.

Clement P, Hathway, R. (2000). Thrushes. Christopher Helm, London.

Coe, R. (2006). Designing ecological and biodiversity sampling strategies. Working Paper, 66, 33p.

Cory. (1891). *Turdus lherminieri* Auk. 7

Dalsgaard, B. Hilton, GM. Gray, GAL. Aymer, L. Boatswain, J. Daley, J. Fenton, C. Martin, J. Martin, L. Murrain, P. Arendt, WJ. Gibbons, DW. Olesen, JM. (2007). Impacts of a volcanic eruption on the forest bird community of Montserrat, Lesser Antilles. *IBIS*, 149, 298-312.

del Hoyo, J. Elliott, A. & Sargatal, J. (2005). Handbook of the Birds of the World. Vol. 10: Cuckoo-Shrikes to Thrushes. Lynx Edicions, Barcelona.

Eraud, C. Arnoux, E. Levesque, A. Van Laere, G. and Magnin, H. (2012). Biologie des populations et statut de conservation des oiseaux endémiques des Antilles en Guadeloupe. Rapport d'étude ONCFS-Parc National Guadeloupe.

Federal Register. Fish and Wildlife Service, Interior. (2010). Endangered and Threatened Wildlife and Plants; Listing Three Foreign Bird Species From Latin America and the Caribbean as Endangered Throughout

Feldmann, P. (1998). Checklist of birds of Guadeloupe and Martinique. AEVA report n°20

Franklin, I. R. (1980). Evolutionary change in small populations. Pages 135 - 140 in: M. E. Soule and B. A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary Ecological Perspective*. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates.

Gilpin, M. E., and M. E. Soule. (1986). Minimum viable populations: processes of species extinction. Pages 19-34 in M. E. Soule (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates

GOSL, (1993). Forest Management Plan (1992-2002). Government of St. Lucia, Ministry of Agriculture, Lands, Fisheries and Cooperatives, and Government of Canada, Canadian International Development Agency. Roche Ltée, Castries, St Lucia, 2 Volumes.

Guillemot, B. Rozer, B. Eraud, C & Levesque, A. (2015). Suivi de la Grive à pieds jaunes en Guadeloupe. Rapport d'étude ONCFS

Gray, G.R. 1869. Hand-list of genera and species of birds distinguishing those contained in the British Museum. London: Trustees of the British Museum. 404 p. Part 1.

Hilton, G. M., Atkinson, P. W., Gray, G. A. L., Arendt, W. J. and Gibbons, D. W. (2003) Rapid decline of the volcanically threatened Montserrat oriole. *Biol. Conserv.* 111: 79- 89.

Hoagland, D. B., G. R. Horst, and C. W. Kilpatrick. (1989). Biogeography and population biology of the mongoose in the Caribbean Basin. Pages 661-634 in C. A. Woods, editor, *Biogeography of the Caribbean Basin: Past, present and future*. Gainesville, Florida: Sandhill Crane Press, Inc.

IUCN. (2016). IUCN Red List of Threatened Species. Available at: <http://www.iucnredlist.org>.

John, H. Rappole and Alan, R. Tipton. (1991) New Harness Design for Attachment of Radio Transmitters to Small Passerines (Nuevo Diseño de Arnés para Atar Transmisores a Passeriformes Pequeños). *Journal of Field Ornithology*. 62: 335-337

Johnston, R. F. (1969). Aggressive foraging behaviour in House Sparrow. *Auk* 86:558-559.

Keith, A. R. (1997). The birds of St Lucia, West Indies: an annotated check-list. British Ornithologists Union, Tring, UK.

Kéry, M. (2008) Estimating abundance from bird counts: Binomial mixture models uncover complex covariate relationships. *Auk* 125: 336- 345.

Kéry, M., Dorazio, R. M., Soldaat, L., van Strien, A., Zuiderwijk, A. and Royle, J. A. (2009) Trend estimation in populations with imperfect detection. *J. Appl. Ecol.* 46: 1163- 1172.

Kéry, M., Royle, J. A. and Schmid, H. (2005). Modeling avian abundance from replicated counts using binomial mixture models. *Ecol. Applic.* 15: 1450- 1461.

Lafresnaye. (1844). *Turdus lherminieri*. *Rev. Zool.* 167

Lawrence. (1879). Catalogue of a collection of birds obtained in Guadeloupe for the Smithsonian Institution, by Mr. Fred. A. Ober. *Proc. Nat. Mus.* 78:449

Lorvelec, O. Pascal, M. Delloue, X. & Chapuis, J-L. (2007). Les mammifères terrestres non volants des Antilles françaises et l'introduction récente d'un écureuil. *Rev. Écol. (Terre Vie)*, vol. 62.

Mila, B. Warren, B.H. Heeb, P. Thébaud, C. (2010). The geographic scale of diversification on islands: genetic and morphological divergence at a very small spatial scale in the Mascarene grey white-eye (Aves: *Zosterops borbonicus*). *BMC Evol Biol* 10:158-171.

Ober. (1878). *Proc. U.S.N.M.* p452.

Oppel, S., Cassini, A., Fenton, C., Daley, J. and Gray, G. (2014a) Population status and trend of the Critically Endangered Montserrat Oriole. *Bird Conserv. Internatn.* 24: 252- 261.

Parashumara, P. Oppel, S. Fenton, C. James, G. Daler, J. Gray, G. Collar, N.J. & Dolaman, P.M. (2015) The Forest Thrush *Turdus lherminieri* prefers mature mesic forest with dense canopy. *Bird Conservation* 25 : 503 - 513

Pimm, S. L. (1991) *The balance of nature*. Chicago: University of Chicago Press

Raffaele, H. Wiler, J. Garrido, O. Keith, A. & Raffaele, J. (2003). *Birds of the West Indies*. ISBN:9780691113197, 216pp.

Raffaele, H. J. Wiley, O. Garrido, A. Keith, & J. Raffaele. (1998). *Birds of the West Indies*. Princeton Univ.

Rangel-Salazar, J.L. Enríquez Rocha, P. Altamirano González Ortega, M.A. Caballero, C.M. Castillejos Castellanos, González Domínguez, E.P. Martínez Ortega, J.A. & Vidal Rodríguez R.M. (1988). Diversidad de aves : un análisis espacial. *Current ornithology*. New York, London: Plenum Press. pp. 1-66.

Ricklefs, R.E. Gray, J.D. Latta, S.C. Svensson-Coelho, M. (2011). Distribution anomalies in avian haemosporidian parasites in the southern Lesser Antilles. *Journal of Avian Biology*. 42:570-584.

Rousteau, A. (1996). Ecological map of Guadeloupe. National Forestry Service, University of Antilles Guyane, National Park of Guadeloupe, General Board of Guadeloupe, Jarry, Guadeloupe.

Shaffer, M. L. (1981). Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience* 31: 131-134.

Sclater. (1880). Proc. Zool. Soc. Lond. 335

Semper, J.E. Sclater, P.L. (1872). Observation on the birds of St Lucia. Proceedings of the Zoological Society of London. 647-653.

Soule, M. E. (1980). Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. Pages 151-169 in M. E. Soule and B. A. Wilcox (eds.) Conservation Biology: An Evolutionary Ecological Perspective. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates.

Villard, P. et al. (2007). Statut de la population du Pic de Guadeloupe (*Melanerpes herminieri*). Rapport AEVA n° 30

Winkler, H.; Leisler, B. (1985). Morphological aspects of habitat selection in birds. In: Habitat selection in birds. New York: Academic Press: 415-434.

Young, R. P. (2008). A biodiversity assessment of the Centre Hills, Montserrat

John 2009*; Dornelly 2007*; Hilton 2007*; Gray 2011* in Birdlife International ; Arlington 2007* in Birdlife International ; Gray 1844, 1869* ; Sharpe 1854, 1881* ; Morley et Winder (2007*) ; Holsinger 2000*; Continga 2002*, cité dans BLI 2008b : Sources citées dans des documents dont les publications n'ont pas été retrouvées.

B. BIBLIOGRAPHIE MOQUEUR GRIVOTTE ET MOQUEUR COROSSOL

Arendt, W. (2006). Adaptations of an Avian Supertramp Ecology, and Life History of the Pearly-Eyed Thrasher (*Margarops fuscatus*). Distribution, General Technical. Report IITF-GTR-27

Arendt, W.J., (2004a). Open- and cavity-nesting traits merge in the evolution of an avian supertramp, the Pearly-eyed Thrasher (*Margarops fuscatus*). Ornitol. Neotrop. 15 (Suppl.), 455-465.

Arendt, W.J., (2000). Impact of nest predators, competitors, and ectoparasites on Pearly-eyed Thrashers, with comments on the potential implications for Puerto Rican Parrot recovery. Ornitol. Neotrop. 11, 13-63.

Arendt, W.J., (1997). History and subspeciation of the Pearly-eyed Thrasher, emphasizing *Margarops fuscatus bonariensis* in the Netherlands Antilles. Pitirre 10, 103.

Arendt, W.J., (1996). Contemporary and historical range of the Pearly-eyed Thrasher, emphasizing the Greater Antilles and the Bahamian archipelago. Publ. Abstr. Annual Meeting of the Society for Caribbean Ornithology, Nassau, Bahamas. Pitirre 10, 20-21.

Arendt, W.J., (1993). The Pearly-eyed Thrasher: distribution, ecology, and life history strategy of an avian super tramp. University of Wisconsin, Madison, USA, p. 454.

Arendt, W.J., (1992). Impact of Hurricane Hugo on Pearly-eyed Thrasher reproduction in the Luquillo rain forest, Puerto Rico. Pitirre 5, 13.

Arendt, W.J., (1985a). Philornis ectoparasitism of Pearly-eyed Thrashers. I. Impact on growth and development of nestlings. Auk 102, 270-280.

Arendt, W.J., (1985b). Philornis ectoparasitism of Pearly-eyed Thrashers. II Effects on adults and reproduction. Auk 102, 281-292.

Arendt, W.J., (1983). The effects of dipteran ectoparasitism on the growth and development of nestlings of the Pearly-eyed Thrasher (*Maragrops fuscatus*) in the Luquillo Mountains, Puerto Rico. Master of Science Thesis. University of Missouri, Columbia, USA, p. 125.

Arendt, W.J., (1980). Una introducción a la ecología del Zorzal Pardo (*Margarops fuscatus*) en la sierra de Luquillo, Puerto Rico. Memorias del Segundo Coloquio sobre la fauna de Puerto Rico. Universidad de Puerto Rico, Humacao, pp. 69-87.

Beissinger, S.R., Cook, M.I., Arendt, W.J., (2005). The "shelf life" of bird eggs: experimental analysis of thrasher egg viability using a tropical climate gradient. Ecology 86, 2164-2175

Beltrán Salazar, J.W., (2004). Áreas de dominio vital en machos de *Margarops fuscatus* (Aves: Mimidae) en el Bosque Experimental Luquillo, Puerto Rico. Tesis de Maestría. Universidad de Puerto Rico, Río Piedras, USA, p. 64.

Bond, J. (1979). Birds of the West Indies, fourth ed. London, Collins.

Collazo, J.A., Vilella, F.J., White, T.H., Jr., Guerrero, S., (2000). Survival, use of habitat, and movements of captive-reared Hispaniolan Parrots released in historical occupied habitat: implications for the recovery of the Puerto Rican Parrot. North Carolina Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Rayleigh, USA.

Cook, M.I., Beissinger, S.R., Toranzos, G.A., Rodríguez, R.A., Arendt, W.J., (2003). Transshell infection by pathogenic micro-organisms reduces the shelf life of nonincubated bird's eggs: a constraint on the onset of incubation? *Proc. R. Soc. Lond., Series B: Biol. Sci.* 270, 2233-2240.

Cook, M.I., Beissinger, S.R., Toranzos, G.A., Arendt, W.J., (2005). Incubation reduces microbial growth on eggshells and the opportunity for trans-shell infection. *Ecol. Lett.* 8, 532-537.

Danforth, S.T. (1930b). Notes on the birds of St. Martin and St. Eustatius. *Auk.* 47: 44-47.

Delannoy, C.A., (1997). Status of the Broad-winged Hawk and Sharp-shinned Hawk in Puerto Rico. *Caribb. J. Sci.* 1997, 21-33.

Delannoy, C.A., Cruz, A., (1991). Philornid parasitism and nestling survival of the Puerto Rican Sharp-shinned Hawk. In: Loye, J.E., Zuk, M. (Eds.), *Bird-Parasite Interactions: Ecology, Evolution, and Behavior*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 93-103.

Eraud, C. Arnoux , E. Levesque , A. Van Laere , G. and Magnin , H . (2012). Biologie des populations et statut de conservation des oiseaux endémiques des Antilles en Guadeloupe. Rapport d'étude ONCFS-Parc National Guadeloupe.

Gros-Desormeaux, J.R (2008). Biodiversité dans un espace insulaire, la cas l'avifaune de la Martinique

Latta, S.C. (2012). Avian research in the Caribbean: past contributions and current priorities. *J. Field Ornithol.* 83(2):107-121. DOI: 10.1111/j.1557-9263.2012.00361.x

Lindsey, G.D., (1992). Nest guarding from observation blinds: strategy for improving Puerto Rican Parrot nest success. *J. Field Ornithol.* 63, 466-472.

Lindsey, G.D., Arendt, W.J., Kalina, J., (1994). Survival and causes of mortality in juvenile Puerto Rican Parrots. *J. Field Ornithol.* 65, 76-82.

Meyers, J.M., Arendt, W.J., Lindsey, G.D., (1996). Survival of radio-collared nestling Puerto Rican Parrots. *Wilson Bull.* 108, 159-163.

Mirecki, D.N.; Hutton, J.M.; Pannell, C.M.; Stowe, T.J.; Unite, R.W. (1977). Report of the Cambridge Ornithological Expedition to the British Virgin Islands 1976. Cambridge, England: Churchill College. 44 p.

Norton, R.L. (1980). Ecology and distribution of birds with emphasis on Columbidae in the northern U.S. Virgin Islands. In: *Proceedings of the second conference on scientific research in national parks.* 12: 71-84.

Pregill, G.K.; Steadman, D.W.; Olson, S.L.; Grady, F.V. (1988). Late Holocene fossil vertebrates from Burma Quarry, Antigua, Lesser Antilles. Washington, DC: Smithsonian Contributions to Zoology 463. 27 p.

Raffaele, H. Wiler, J. Garrido, O. Keith, A. & Raffaele, J. (2003). *Birds of the West Indies*. ISBN:9780691113197, 216pp.

Raffaele, H. J. Wiley, O. Garrido, A. Keith, & J. Raffaele. (1998). *Birds of the West Indies*. Princeton Univ.

Ricklefs, R.E. (1989). Spatial and temporal patterns and processes in communities of forest birds. *Ostrich(Suppl. 14):* 85-95.

Rodríguez-Vidal, J.A., (1959). Puerto Rican Parrot (*Amazona vittata vittata*) Study. Monogr. Dept. Agric. & Commerce, P. R 1, 1-15.

Rollé, F.J. (1965a). Destruction of red-legged thrush nest by a pearly-eyed thrasher. *Auk.* 82: 643.

Rollé, F.J. (1965b). An observation of heavy predation by pearly-eyed thrasher. *Wilson Bulletin.* 77: 296-297.

Snyder, N.F.R.; Wiley, J.W.; Kepler, C.B. (1987). The parrots of Luquillo: natural history and conservation of the Puerto Rican parrot. Los Angeles, CA: Western Foundation of Vertebrate Zoology. 384 p.

Steadman, D.W.; Pregill, G.K.; Olson, S.L. (1984a). Fossil vertebrates from Antigua, Lesser Antilles: evidence for late Holocene human-caused extinctions in the West Indies. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences, U.S.A.* 81: 4448-4451.

Steadman, D.W.; Watters, D.R.; Reitz, E.S.; Pregill, G.K. (1984b). Vertebrates from archaeological sites on Montserrat, West Indies. *Annals of the Carnegie Museum.* 53: 1-29.

Stoleson, S.H. Beissinger, S.R. (1995). Hatching asynchrony and the onset of incubation in birds, revisited. *Current ornithology*, 191-270

Stoleson, SH. Beissinger, SR. (1999). Egg viability as a constraint on hatching synchrony at high ambient temperatures. Journal of Animal Ecology 68 (5), 951-962

Uhazy, L.S., Arendt, W.J., (1986). Pathogenesis associated with *philornid myiasis* (Diptera: Muscidae) on nestling Pearly-eyed Thrashers (Aves: Mimidae) in the Luquillo Rain Forest, Puerto Rico. J. Wildl. Dis. 22, 224-237.

Vilella, F.J., Arnizaut, A.B., (1994). Making the best of mother nature: managing the Puerto Rican Parrot after Hurricane Hugo. Endang. Spec. Tech. Bull. 19, 10-11.

Vilella, F.J., García, E.R., (1995). Post-hurricane management of the Puerto Rican Parrot. In: Bissonette, J.A., Krausman, P.R. (Eds.), Proceedings of the First international Wildlife Management Conference. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA

Waide, R.B. (1991). The effect of Hurricane Hugo on bird populations in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. Biotropica. 23: 475-480.

Wetmore, A. (1916a). Birds of Porto Rico. U.S. Department of Agriculture Bulletin. 326: 1-140.

Wetmore, A. (1916b). The birds of Vieques Island, Porto Rico. Auk. 33: 403-419.

Williams, G.C. (1966). Natural selection, the costs of reproduction, and a refinement of Lack's principle. American Naturalist. 100: 687-690.

Wunderle, J.M., Jr. (1999). Pre- and post-hurricane fruit availability: implications for Puerto Rican parrots in the Luquillo Mountains. Caribbean Journal of Science. 35: 249-264

Wunderle Jr., J.M., Mercado, J.E., Parresol, B., Terranova, E., (2004). Spatial ecology of Puerto Rican boas (*Epicrates inornatus*) in a hurricane impacted forest. Biotropica 36, 555-571.

Wunderle, J. Arendt, W. (2011). Avian studies and research opportunities in the Luquillo Experimental Forest: A tropical rain forest in Puerto Rico. 262 : 33-48. doi:10.1016/j.foreco.2010.07.035.

C. BIBLIOGRAPHIE MERLE À LUNETTES

Benito-Espinal, E. & Haucastel, P. (2003). Les oiseaux des Antilles et leur nid. Petites et Grandes Antilles. PLB Editions, 320p.

Bond, J. (1996). Guide des oiseaux des Antilles. Delachaux et Niestlé, Paris.

Burt, E. H. Jr. and J. M. Ichida (1999). Occurrence of featherdegrading bacilli in the plumage of birds. The Auk 116:364-372.

Feldmann, P. Le Dru, A. Pavis, C. et Villard, P. (1996). Liste des oiseaux de Guadeloupe, Martinique et de leurs dependances. Society of Catibbeen Ornithology, 9th Annual Metting. 16pp.

Gunderson, A. R. (2008). Feather-degrading bacteria: A new frontier in avian and host-parasite research? The Auk 125:972-979.

Hilty, S. L. (2003). Birds of Venezuela. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.

Levesque, A. (1997). Découverte du Merle à lunettes *Turdus nudigenis* nicheur en Guadeloupe. Alauda 65(4).

Meyer de Schauensee, R. and W. H. Phelps, Jr. (1978). A Guide to the Birds of Venezuela. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.

O'Neill, J. P. Lane, D. F. et Naka, L. N. (2011). A cryptic new species of Thrush (Turdidae : *Turdus*) from western Amazonia. The Condor 113(4):869–880. The Cooper Ornithological Society

Raffaele, H. J. Wiley, O. Garrido, A. Keith, & J. Raffaele. (1998). Birds of the West Indies. Princeton Univ.

Ridgely, R. S. et Tudor, G. (1989). The birds of South America. Vol 1 : The oscine passerines. Oxford University Press.

Verea, C. Solorzano, A. Diaz, M. Parra, L. Araujo, M. A. Anton, F. Navas, O. Ruiz, O. J. L. and Badillo, A. F. (2009). Registros de actividad reproductora y muda en algunas aves del norte de Venezuela. Ornitología Neotropical 20:181-201.

Verea, C. Vitelli-Flores, J. Dorta, B. Isturiz, T. Solórzano, A. Rodríguez-Lemoine, V and Bosque, C. (2014). Feather-degrading bacteria from the plumage of Neotropical Spectacled Thrushes (*Turdus nudigenis*). The Auk, 131(1):100-109. The American Ornithologists' Union. DOI: <http://dx.doi.org/10.1642/AUK-13-007-R1.1>

D. BIBLIOGRAPHIE PIGEON À COURONNE BLANCHE

- Arendt, W. J. Vargas Mora, T. A. and J. W. Wiley. (1979). White-crowned pigeon: status rangewide and in the Dominican Republic. Proc. Ann. Conf. S.E. Assoc. Fish and Wildl. Agencies 33:111-122.
- Bancroft, G. T. et Bowman, R. (2001). White-crowned Pigeon (*Patagioenas leucocephala*). <http://doi.org/10.2173/bna.596>
- Bancroft, G. T. R. Bowman, and R. J. Sawicki. (2000). Rainfall, fruiting phenology, and the nesting season of White-crowned Pigeons in the upper Florida Keys. Auk 117:416-426.
- Bancroft, G. T. (1996). White crowned pigeon. Pages 258-266 in J. A. J. Rodgers, H. W. I. Kale, and H. T. Smith, editors. Rare and Endangered Biota of Florida. Volume V. Birds. University Press of Florida, Gainesville, FL. Bancroft, G. T. 1992. A closer look: white-crowned pigeon. Birding 24 : 20 - 24.
- Bancroft, G.T. Bowman, I.L. Sawicki, R.J. and A.M. Strong. (1994). Relationship between the reproductive ecology of the White-crowned Pigeon and the fruiting phenology of tropical hardwood hammock trees. Florida Game and Freshwater Fish Commission Nongame Wildlife Program Technical Report, Tallahassee, Florida.
- Bancroft, G. T. et Bowman, R. (1994). Temporal patterns in diet of nestling White-Crowned Pigeons : Implication for conservation of frugivorous Columbids. The Auk 111(4):844-852
- Bancroft, G. T. (1992). A closer look: white-crowned pigeon. Birding 24(1): 20-24.
- Biaggi, V. (1970). Las Aves de Puerto Rico. Universida de Puerto Rico: Editorial Universitaria
- Blankinship, D. R. (1977). Studies of White-crowned Pigeon populations, natural history and hunting in the Bahamas. Pp. 36-39 in Proceedings of the International White-crowned Pigeon Conference. Bahamas National Trust, Nassau, Bahamas.
- Cambrone, C. (2016). Mise en place d'une méthode de détection sur une espèce de pigeon du genre *Patagioenas*, *P. leucocephala*, en Guadeloupe : Comparaison entre la méthode d'écoute passive et la méthode dite de la « repasse ». Rapport de stage réalisé à l'ONCFS.
- Delcroix, F. Levesque, A. et Delcroix, E. (2016). Le Pigeon à couronne blanche, *Patagioenas leucocephala*, en Guadeloupe. (Rapport Amazona)
- Downer, A. & R. Sutton. (1990). Birds of Jamaica. Cambridge Univ. Press, Cambridge, United Kingdom.
- Florida Fish and Wildlife Conservation Commission (FWC). (2011). Florida's breeding bird atlas: A collaborative study of Florida's birdlife. http://www.myfwc.com/bba/docs/bba_WCPI.pdf.
- Harper, G. A. et Bunbury, N. (2015). Invasive rats on tropical islands: Their population biology and impacts on native species. Glob Ecol Conserv, 3, pp. 607-627. <http://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.02.010>
- Keitt, B. Griffiths, R. Boudjelas, S. et al. (2015). Best practice guidelines for rat eradication on tropical islands. Biol Conserv, 185, pp. 17-26. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.014>
- Kraft, V. (1972). Black future for the White-Crowned Pigeon. Article de journal.
- Kocan, R. M. and Sprunt IV, A. (1971). The white-crowned Pigeon a fruit-eating pigeon as a host for *Trichomonas gallinae*. Journal of Wildlife Diseases Vol. 7, July,
- Meyer, K. D., and T. J. Wilmers. (2008). Foraging habitats, winter residency, survival, and philopatry of adult white-crowned pigeons in the lower Florida Keys. Final report. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Tallahassee, Florida, USA.
- Ness, R. F., H. W. Kale, II, & C. W. Biggs. (1985). Florida breeding bird atlas 1986-1990-handbook for cooperators. Florida Audubon Society, Maitland, Florida.
- Owre, O. T. (1978). White-crowned Pigeon. Pp. 43-45 in Rare and endangered biota of Florida-birds. Vol. II (H.W. Kale II, ed.). Univ. Presses of Florida, Gainesville, FL.
- Pace, D. M. Landolt, P. A. & F. E. Mussehl. (1952). The effect of pigeon crop-milk on growth in chickens. Growth 16:279-285.

Paul, R. T. (1977). Banding studies of the White-crowned Pigeon in Florida and the Bahamas. Pp. 25-35 in Proceedings of the International White-Crowned Pigeon Conference. Bahamas Natl. Trust, Nassau, Bahamas.

Raffaele, H. J. Wiley, O. Garrido, A. Keith, & J. Raffaele. (2006). Les oiseaux des Antilles. Edition Michel Quintin. ISBN-13:978-2-89435-328-8

Raffaele, H. A. (1985). A guide to the birds of Puerto Rico and the Virgin Islands. Fondo Educativo Interamericano, San Juan, Puerto Rico. 255 pp.

Strong, A. M. et G. T. Bancroft. (1994). Postfledging Dispersal of White-crowned Pigeons: Implications for Conservation of Deciduous Seasonal Forests in the Florida Keys. Conservation Biology, Pages 770-779 Volume 8, No. 3.

Strong, A. M., R. J. Sawicki, and G. T. Bancroft. (1991). Effects of predator presence on the nesting distribution of white-crowned pigeons in Florida Bay. Wilson Bulletin 103:415-425.

UICN France, MNHN, AMAZONA, AEVA, ASFA & ONCFS (2012). La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de Guadeloupe. Dossier électronique.

Webster, P.J. Holland, G.J. and H.R. Chang. (2006). Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. 2006. Science 312: 1844- 1846

Wiley, J. W. (1985). Bird conservation in the United States Caribbean. Pages 107-159 in Temple, S. A., editor. Bird conservation 2. Univ. Wisconsin Press, Madison. 181 pp.

Wiley, J. W. (1979). The white-crowned pigeon in Puerto Rico: status, distribution, and movements. J. Wildl. Manage. 43:402-413.

E. BIBLIOGRAPHIE PIGEON À COU ROUGE

Bond, J. (1996). Guide des oiseaux des Antilles. Delachaux et Niestlé S. A. Suisse. 256p.

Cambrone, C. (2016). Mise en place d'une méthode de détection sur une espèce de pigeon du genre *Patagioenas*, *P. leucocephala*, en Guadeloupe : Comparaison entre la méthode d'écoute passive et la méthode dite de la « repasse ». Rapport de stage réalisé à l'ONCFS.

del Hoyo, J. Elliott, A. Saragatal, J. (1997). Handbook of the birds of the world. Vol.4 Sandgrouse to Cuckos. Lynx Edicions (Barcelona): 59-111.

Dewey, R. A. & D. W. Nellis. (1980). Seabird research in the U.S. Virgin Islands. Trans. North Am. Wildl. and Nat. Resour. Conf. 45:445-452.

Levesque, A., et Mars, L. (2000). Biologie - Ecologie - Méthodes d'études : Analyse bibliographique (Rapport).

Levesque, A. Lartiges, A. Ramsahai, A. (2003). Etude de la Tourterelle à queue carrée et du Pigeon à cou rouge. Rapport Amazona, ONCFS.

Feldmann, P. (1998). Liste des oiseaux de Guadeloupe et de Martinique. Rap. Dact. 10p.

Raffaele, H. Wiley, J. Garrido, O. Keith, A. Raffael, J. (1998). Birds of the West-Indies. Helm (London), 511 p.

Raffaele, H. (1989). A guide to the birds of Puerto Rico and the Virgin Islands. 2nd ed. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.

Rapport ONF. (1978). La chasse en Guadeloupe,

Rivera-Milan, F. F. (1990). Distribution and abundance of columbids in Puerto Rico. Ph.D.diss. Univ. of Maryland, College Park, MD.

Rivera-Milan, F. F. (1992). Distribution and abundance patterns of columbids in Puerto Rico. Condor 94:224-238.

Rivera-Milan, F. F. (1993). Standardization of roadside counts of columbids in Puerto Rico and on Vieques Island. U.S. Department of the Interior, Fish and Wild. Serv. Res. Pub. 197.

Rivera-Milan, F. F. (1995). Detectability and population density of Scaly-naped Pigeons before and after Hurricane Hugo in Puerto Rico and Vieques Island. Wilson Bull., 107(4), pp. 727-733

Rivera-Milan, F. F. (1996). Nest density and success of columbids in Puerto-Rico. The Condor 98 : 100-113.

Robertson, W. B. (1962). Observations on the birds of St John, Virgin Islands. *The Auk*, 79: 44-76.

Pérez-Rivera, R. A. (1978). Preliminary work on the feeding habits, nesting habitat and reproductive activities of the plain pigeon (*Columba inornata wetmorei*) and the necked pigeon (*Columba squamosa*), sympatric species: an analysis of their interaction. *Science-Ciencia*, 5 (3): 89-9.

Perez-Rivera, R. A., & J. Collazo-Algarin. (1976). Distribución geográfica, hábitos alimentarios, y competencia por alimentos de la Paloma Sabanera (*Columba inornata wetmorei*) de Puerto Rico. *Science-Ciencia* 3:52-55.

Pinchon, R.P. (1976). Faune des Antilles françaises. Les Oiseaux, 2ème édition. Ed. privée (Fort-de-France), 326 p.

Waide, R. B. et Narin, P. M. (1988). Tropical forest bird counts and the effects of sound attenuation. *Auk* 105: 296-302.

Wiley, J. W., & B. N. Wiley. (1979). The biology of the white-crowned pigeon. *Wildl. Monogr.* 64. 54pp.

Wiley, J. W. and Wunderle, J. M. (1993). The effects of hurricanes on birds, with special reference to Caribbean islands. *Bird Conservation International / Volume 3 / Issue 04*, pp 319 - 349 DOI: 10.1017/S0959270900002598.

F. BIBLIOGRAPHIE GÉOTRYGONS

Benito-Espinal, E. (1990). Oiseaux des Petites-Antilles. Latanier (Saint-Barthélemy), 128p.

Bierregaard, O. JR., and Lovejoy, T. E. (1989). Effects of the forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19: 215-241.

Bierregaard, O., JR. (1990a). Species composition and trophic organization of the understory bird community in a central Amazonian terra firme forest, p. 217-236. In A. H. Gentry [ed.], *Four neotropical rainforests*. Yale Univ. Press, New Haven, CT.

Bond, J. (1990). Guide des oiseaux des Antilles : Grandes et Petites Antilles, Guadeloupe, Martinique, Bahamas, îles Caïmans. Delachaux et Niestlé : les guides du naturaliste, 255p.

Bond, J. (1996). Guide des oiseaux des Antilles. Delachaux et Niestlé S.A, (Suisse), 256p.

Chiple, R.M. (1991). Notes on the biology of the Bridled Quail-Dove (*Geotrygon mystacea*). *Caribbean Journal of Science*, 27(3-4): 180-184.

Cottaz, C. (2015). Analyse de la prédation de la petite mangouste indienne *Urva auropunctata* sur les pontes de tortues marines. Rapport de stage ONCFS.

Cruz, A. (1974). Feeding assemblages of Jamaican birds. *Condor* 76:103-107.

Davis, F. W., Hilgartner, W. B., and Steadman, W. (1985). Notes on the diets of *Geotrygon montana* and *Columba caribaea* in Jamaica West Indies. *Bull. Br. Ornithol. Club* 105:130-133.

del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (2005). Handbook of the Birds of the World. Vol. 10: Cuckoo-Shrikes to Thrushes. Lynx Edicions, Barcelona.

del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J. (1997). Handbook of the birds of the world. Vol.4 Sandgrouse to Cuckos. Lynx Edicions (Barcelona): 59-111.

Dunning, J. B., JR., and Brown, J. H. (1982). Summer rainfall and winter sparrow densities: a test of the food limitation hypothesis. *Auk* 99:123-129.

Eraud, C., Arnoux, E., Levesque, A., Van Laere, G. and Magnin, H. (2012). Biologie des populations et statut de conservation des oiseaux endémiques des Antilles en Guadeloupe. Rapport d'étude ONCFS-Parc National Guadeloupe.

Feldmann, P. (1998). Checklist of birds of Guadeloupe and Martinique. AEVA report n°20

Frankie, G. W., Bakera, H. G. & Opler, A. (1974) Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *Journ. Ecol.* 62:881-919.

Garrido, O.H. (1986). Las palomas. Ministerio de Cultura, Editorial Científico-Técnica, Havana. 58 pp.

Garrigues, R. (1994). Note sur les columbides terrestres des forêts humides des Antilles françaises. Office National de la Chasse, Bulletin Mensuel 187 : 18-20

- Goodwin, D. (1983). Pigeons and doves of the world. 3rd ed. New York: Cornell University Press. 446 p.
- Haffer, J. (1985). Avian zoogeography of the Neotropical lowlands, p. 113-145. In P. A. Buckley, M. S. Foster, E. S. Morton, R. S. Ridgely and F. G. Buckley [eds.], Neotropical ornithology. AOU, Washington, DC.
- Hilty, S. L., and Brown, W.L. (1986). A guide to the birds of Colombia. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- Karr, J. R., and Freemark, K.E. (1983). Habitat selection and environmental gradients: dynamics in the 'stable' tropics. *Ecology* 64: 1481-1494.
- Kapos, V. (1989). Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *J. Trop. Ecol.* 5:173-185.
- Kepler, A. K. (1977). Comparative study of todies (Todidae): with emphasis on the Puerto Rican Tody, *Todus mexicanus*. Publications of the Nuttall Ornithological Club number 16. Nuttall Ornithological Club, Cambridge, Massachusetts.
- Lorvelec, O., Delloue, X., Pascal, M. & Mege, S. (2004). Impacts des mammifères allochtones sur quelques espèces autochtones de l'Îlet Fajou (réserve naturelle du Grand cul-de-sac marin, Gaudeloupe), établis à l'issue d'une tentative d'éradication.. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 59 : 293-307
- Levesque, A. and Lartigues, A. (2000). Colombidés antillais. Biologie – Ecologie – Méthodes d'études. Analyse bibliographique. Rapport ONCFS.
- Levey, D. J. (1988b). Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. *Ecology* 69:1076-1089.
- Lill, A. (1969). Allopreening in the Dove *Geotrygon montana*. *The Condor* : 71-72.
- Meyer de Schauensee, R. and Phelps, W.H.JR. (1978). Birds of Venezuela. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey. 424 pp.
- Perez-Rivera, R.A. (1978). Preliminary work on the feeding habits, nesting habitat and reproductive activities of the plain pigeon (*Columba inornata wetmorei*) and the red-necked pigeon (*Columba squamosa*), sympatric species: an analysis of their interaction. *Science-Ciencia*, 5 (3) : 89-9.
- Pinchon, R. Pere, R. (1976). Les oiseaux. Faunes des Antilles, 325p.
- Pulliam, H. R., and Brand, M. R. (1975). The production and utilization of seeds in the plains grassland of southwestern Arizona. *Ecology* 56: 1158- 1166.
- Pulliam, H. R. and Parker, I. I. (1979). Population regulation of sparrows. *Fortschr. Zool.* 25: 137-147.
- Puyo, J. (1978). Oiseaux et mammifères de la France d'Outre-Mer. Stepolde (Papeete), 181 p.
- Raffaele, H. J. Wiley, O. Garrido, A. Keith, & J. Raffaele. (1998). Birds of the West Indies. Princeton Univ.
- Reudet, D. et Tayallay, G. (1999) Suivis des Géotrygons en Martinique de 1997 à 1999 réalisé par l'ONCFS et la Fédération départementale des chasseurs de Martinique.
- Rivera-Milan, F.F. (1992). Distribution and relative abundance patterns of columbids in Puerto Rico. *The Condor* 94 : 224-238.
- Rivera-Milan, F.F. (1993). Standardization of roadside counts of columbids in Puerto-Rico and on Vieques Island. U.S. Department of the interior national biological survey (Washington). 197. 28p.
- Rivera-Milan, F.F. (1997). Seasonal and annual changes in the population density of Zenaïda Doves in the Xerophytic forest of Guanica, Puerto-Rico. *J. Field Ornithol.*, 68(2) : 259-272.
- Rivera-Milan, F.F. (1999). Population Dynamics of Zenaïda Doves in Cidra, Puerto-Rico. *J. Wildl. Manage.* 63 (1) :232-244.
- Robertson, W.B. JR. and Given, B. (1980). Ruddy Quail-Dove *Geotrygon montana* again at Dry Tortugas Florida USA. *Fla. Field Nat.* 8:23-24.
- Rodriguez, D. Sanchez, B. Martinez, O. (1989). Notas sobre la nidificación del Camao *Geotrygon caniveps* y del Boyero *Geotrygon montana* en la Peninsula de Zpata (Cuba). *Cienc. Biol. Acad. Cienc. Cuba* 21-22 : 176-178.
- Schubarto, A. C. Aguirre, and Sick, H.. (1965). Contribuiçao para o conhecimento da alimentacao das aves brasileiras. *Arq. de Zool.* 12:95-249.
- Seaman, G.A. (1966). Foods of the Quail Dove (*Geotrygon mystacea*) in the American Virgin Islands. *Crib.J.Sci.* 6 (3-4) : 177-179.
- Skutch, F. (1949). Life history of the Ruddy Quail-Dove. *Condor* 51:3-19.
- Stiles, F.G. and LEVEY, D. J. (1984). Checklist of the birds of La Selva and vicinity. In L. A. McDade, K. S. Bawa, H. A. Hespenhake and G. S. Hartshorn eds.1. La Selva: ecology and natural history of a neotropical rainforest. Univ. of Chicago Press, Chicago.
- Stouffer, P.C. Bierregaard, R.O. JR. (1993). Spatial and temporal abundance patterns of Ruddy Quail-doves *Geotrygon Montana* near Manaus (Brazil). *The Condor* 95: 896-903.

- Tayalay, G. (1995). Les colombidés terrestres de la forêt humide en Martinique (*Geotrygon montana*, *Geotrygon mystacea*). Rap.dact. 26p.
- Terborgh, J. (1983). Five new world primates. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- Tostain, O. (1989). Phenologie de la reproduction et illustration de la nidification chez les colombes *Leptotila rufaxilla* et *Geotrygon montana* en Guyane Française. *Alauda* 57: 119-131.
- Vilella, F. J. (1998). Biology of the mongoose (*Herpestes javanicus*) in a rainforest of Puerto Rico. *Biotropica* 30(1):120-125
- Wetmore, A. and Swales, B.H. (1931). The birds of Haiti and the Dominican Republic. U.S. Nat. Mus. Bull. 155.483 pp.
- Wesmoreland, D. (1986). The significance of clutch size, egg coloration and other reproductive traits of mourning doves. Ph. D. Dissertation, Iowa State University, Ames. 76 pp.
- Wunderle, J. Arendt, W. (2011). Avian studies and research opportunities in the Luquillo Experimental Forest: A tropical rain forest in Puerto Rico. 262 : 33-48. doi:10.1016/j.foreco.2010.07.035
- Jones (1948*) : Source citée dans des documents dont la publication n'a pas été retrouvée.

G. BIBLIOGRAPHIE TOURTERELLE A QUEUE NOIRE

- Anders, A. D. and Dearborn, D. C. (2004). Population trends of the endangered golden-cheeked warbler at Fort Hood, Texas, from 1992-2001. *Southwestern Naturalist* 49:39-47.
- Avery, M. L. (1980). Diet and breeding seasonality among a population of Sharp-tailed Munias, *Lonchura striata*, in Malaysia. *Auk* 97-160-166
- Bent, A.C. 1932. Life histories of North American gallinaceous birds. U.S. National Museum Bulletin 162. Washington, DC.
- Cimprich, D. A, and Kostecke, R. M. (2006). Distribution of the black-capped vireo at Fort Hood, Texas, USA. *Southwestern Naturalist* 51:99-102.
- Crowe Mitchell, M. , Best, L. B. et Gionfrido, J. F. (1996). Avian nest-site selection and nesting success in two Florida citrus groves. *Wilson Bull.*, 108(3), pp. 573-583
- Ehrlich, P. R., D. S. Dobkin, and D. Wheye. (1988). The birder's handbook: a field guide to the natural history of North American birds. Simon and Shuster, Inc., New York. xxx + 785 pp.
- Fahey, A. L. and Latta, S. C. (2012). Comparative Historical Demography of Migratory and Nonmigratory Birds from the Caribbean Island of Hispaniola Impact Factor: 2.61 · DOI: 10.1007/s11692-012-9164-9.
- Fogden, M.P.L. (1972). The seasonality and population dynamics of equatorial forest birds in Sarawak. *Ibis* 114:307-343
- Gessaman, J. A. and Hogan, S. W. (1989). Habitats Used by Common Ground-Doves in southern Alabama. *Wilson Bull.*, 102(1), pp. 137-139
- Hailman, J. P. (1989). Common Ground-Dove's injury-feigning distracts Florida Scrub-Jay. *Auk* 106:742.
- Howell, A. H. (1928). Birds of Alabama. Dept. of Game and Fisheries. Birmingham Printing Co., Birmingham, Alabama.
- Hopkins, M. (1958). Life history notes concerning the ground dove. *Oriole* 23:5-7.
- Howell, A. H. (1932). Florida bird life. Coward-McCann, N.Y. 579 pp.
- Imhof, T. A. (1976). Alabama birds. Univ. of Alabama Press, Tuscaloosa, Alabama.
- Immelmann, K. (1971). Ecological aspects of periodic reproduction, p. 341-389. In D. S. Famer and J. R. King [eds.], *Avian biology*. Academy Press, NY.

Johnston, R. F. (1964). Remarks on the behaviour of the Ground Dove. Museum of Natural History, The University of Kansas, Lawrence, Kansas, Vol 65-69.

Jones, M. T., and R. E. Mirarchi. (1990). Habitats used by common ground-doves in southern Alabama. Wilson Bull. 102:137-139.

Kostecke, R. (2009). Population Trends of Breeding Birds on the Edwards Plateau, Texas: Local Versus Regional Patterns. Impact Factor: 0.27 · DOI: 10.1894/MH-26.1

Landers, J. L., and J. L. Buckner. (1979). Ground dove use of young pine plantations. Wilson Bulletin 91(3):467-468.

McGinity, J. (1997). Florida Scrub-jay kills Common Ground-dove. Florida Field Nat. 25(3):101-102.

Miller, A. H. (1962). Biomodal occurrence of breeding in an equatorial sparrow. Proc. Natl. Acad. Sci. 48:396400.

Mitchell, M. C., L. B. Best, J. P. Gionfriddo. 1996. Avian nest-site selection and nesting success in two Florida citrus groves. Wilson Bulletin 108(3):573-583.

Murton, R. K., and N. J. Westwood. (1977). Avian breeding cycles. Clarendon Press, Oxford.

New Mexico Game and Fish. (1996). Threatened and Endangered species of New Mexico -1996. Biennial Review and Recommendations. Authority: Wildlife Conservation Act (NMSA 17-2-37 through 17-2-46, 1978).

New Mexico Game and Fish. (1994). Endangered species of New Mexico-1994. Biennial Review and Recommendations. Authority: New Mexico Wildlife Conservation Act (NMSA 17-2-37, 1978).

Raffaele, H. (1989). A guide to the birds of Puerto Rico and the Virgin Islands. 2nd ed. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.

Reyes Vázquez, A. E. Segovia Vega, Y. Fong G, A. (2013). Predation on birds by the Cuban racer *Cubophis cantherigerus* (Squamata: Dipsadidae) in Cuba. Herpetology Notes, volume 6: 165-166

Rivera-Milan, F. F. (1996). Nest density and success of Columbids in Puerto-Rico. The Condor 98:10C-1130. The Cooper Ornithological Society.

Rivera-Milan, F. F. (1992). Distribution and abundance patterns of columbids in Puerto Rico. Condor 94-224-238

Rivera-Milan, F. F. (1990). Distribution and abundance of columbids in Puerto Rico. Ph.D.diss. Univ. of Maryland, College Park, MD.

Perez-Rivera, R. A. (1987). Aspectos de la alimentacibn de la rolita de Puerto Rico (*Columbina passerina portoricensis*)S. ciencia-Ciencia 14-27-30

Perez-Rivera, R. A. & J . Collazo-Algarin (1976). Distribucion geografica, habitos alimentarios, y competencia por alimentos de la Paloma Sabanera (*Columba inornata wetmorei*) de Puerto Rico. Science-Ciencia 3:52-55.

Sauer, J.R., J.E. Hines, G. Gough, I. Thomas, and B.G. Peterjohn. (1997). July 29-last update. The North American Breeding Bird Survey Results and Analysis. Version 96.4. Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD. Online. Available: <http://www.mbr.nbs.gov/bbs/bbs.html>.

Smith, A. J. and Fedynich, A. M. (2012). Helminth community composition, structure nd pattern in six dove species (Columbiformes : Columbidae) of south Texas. J. Parasitol., 98(1), pp. 000-000

Sprunt, A., Jr. 1954. Florida Bird Life. National Audubon Society and Coward-McCann, Inc., New York, New York. 527 pp.

Wiley, J. W. (1991). Ecology and behavior of the Zenaida Dove. Ornitologia Neotropical 2:49-75.

Wiley, J. W., & B. N. Wiley. 1979. The biology of the White-crowned Pigeon. Wildl. Monogr. No. 64.

H. BIBLIOGRAPHIE TOURTERELLE OREILLARGE

Adriano, EA and NS, Cordeiro. (2001). Prevalence and Intensity of *Haemoproteus columbae* in Three Species of Wild Doves from Brazil. *Inst Oswaldo Cruz Vol.* 96(2): 175-178

Aguirre, A. 1964. As avoantes do nordeste. *Estud. Tecnico No. 24.* Ministry of Agric. Brasil. 47 p. Rio de Janeiro.

Aguirre, AC. (1976). Distribuição, Costumes e Extermínio da “avoante” *Zenaida auriculata* noronha Chubb, Ed. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, 35 pp.

Almeida, A. (2006). Camuflagem de sementes tratadas com agrotóxicos como medida mitigadora do impacto ambiental da intoxicação de aves silvestres em plantações de trigo, milho e arroz. Dr. Thesis. Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, Brazil. (in Portuguese with summary in English).

Almeida, A. Couto, H. T. Z. Almeida, A.F. (2010). Camouflaging of seeds treated with pesticides mitigates the mortality of wild birds in wheat and rice crops. *Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.)*, v.67, n.2, p.176-182

Arendt, W.J. Vargas Mora, T. A. and Wiley, J.W. (1979). White-crowned Pigeon : status rangewide and in the Dominican Republic. *Proc. A. Conf. S.F. Assoc. Fish. Wils. Agencies* 33 :111-122

Baskett, T. S. Sayre, M. W. Tomlinson, R. E. and Mirarchi. R. E. (1993). Ecology and management of the Mourning Dove. Stackpole Books, Harrisburg, Pennsylvania, USA.

Bibby, C. J., Burgess, N. D. & Hill, D. A. (1992). *Bird Census Techniques*. San Diego: Academic Press.

Bucher, E. H. (1970). Consideraciones ecologicas sobre la paloma *Zenaida auriculata* como plaga en Cordoba. *Direction Provincial de Asuntos Agrarios. Serie Ciencia y Tecnica, Cordoba* 1:1-11.

Bucher, E. H. & Orueta, A. (1977). Ecologia de la reproduccion de la paloma *Zenaida auriculata*. *Ecosur*, 4: 157-185.

Bucher, E.H. (1982). Colonial Breeding of the Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in Northeastern Brazil. *Impact Factor: 2.08 · DOI: 10.2307/2388083*

Bucher, E. H. (1990). The influence of changes in regional land use patterns on *Zenaida* Dove populations. Pages 291-303 in J. Pinowski and J. D. Summers-Smith, editors. *Granivorous birds in the agricultural landscape*. Polish Academy of Science, Warsaw

Bucher, E.H. Ranaivosoa, R.D. (2006). Eared dove outbreaks in South America: patterns and characteristics (Supplement). *Acta Zool. Sin.* 52, 564-567.

Bucher, E. H and Bocco, P. J. (2009). Reassessing the Importance of Granivorous Pigeons as Massive, Long-Distance Seed Dispersers. *Ecology*, Vol. 90, No. 8 pp. 2321-2327

Hart, N.S. 2001. The visual ecology of avian photoreceptors. *Progress in Retinal Eye Research* 20: 675-703.

Burger, J. (1992). Drinking, Vigilance, and Group Size in White-Tipped Doves and Common Ground Doves in Costa Rica. *Wilson Bull.* 104(2):357-359.

Codesido, M. Zufiaurre, E. and Bilenca, D. (2015). Relationship between pest birds and landscape elements in the Pampas of Central Argentina. *The Emu: official organ of the Australasian Ornithologists' Union*: 1.11 · DOI: 10.1071/MU13110

Cuthill, I. Steves, M. Sheppard, J. Maddocks, T. Párraga, A.C. Troscianko, T.S. (2005). Disruptive coloration and background pattern matching. *Nature* 434: 72-74.

Demattê, J.A.M. Epiphany, J.C.N. Formaggio, (2003). A.R. Influência da matéria orgânica e de formas de ferro na reflectância de solos tropicais. *Bragantia* 62: 451-464.

Dewey, R. A., and D. W. Nellis. (1980). Seabird research in the U.S. Virgin Islands. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 45:445-452.

Donatelli, R.J. Andreia S, Santos, R. (1995). Uma metodologia para tentar minimizar o impacto de *Zenaida auriculata* (Aves: Columbiformes) sobre as áreas de cultivo de grãos na região sudeste do Estado de São Paulo. *Salusvita* 14: 21-29.

Dunning, J.B. (2008). *CRC handbook of avian body masses*. 2nd ed. CRC Press, Florida.

Espig, S.A. Reis, I.A. Araújo, E.P. Formaggio, A.R. (2005). Relação entre o fator de reflectância e teor de óxido de ferro em Latossolos brasileiros. *Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto* 12. INPE, Goiânia, GO, Brazil.

- Fontoura, P.M. & Orsi, M.L. (2013). Ecological partitioning of three Columbidae species in Northern Paraná, Southern Brazil. *Biota Neotrop*, 13(3): 000-000. ISSN 1676-0603
- Hartley, L. O'Connor, C. Waas, J. Matthews, L. (2000). Colour preferences in North Island robins (*Petroica australis*): implications for deterring birds from poisonous baits. *New Zealand Journal of Ecology* 23: 255-259.
- Herrera, C. M. (2002). Seed dispersal by vertebrates. Pages 185-208 in C. M. Herrera and O. Pellmyr, editors. *Plant-animal interactions: an evolutionary approach*. Blackwell Science Ltd., Maiden, Massachusetts, USA.
- Hilty, S.L. Brown, W.L. (1986). *A Guide to the Birds of Colombia*, Princeton University Press, New Jersey, 836 pp.
- Linz, G. M. Bucher, E. H., Canavelli, S. B. Michael, E. R. and Avery, L. (2015). Limitations of population suppression for protecting crops from bird depredation. *Crop Protection* 76 : 46-52
- Lopes, E.V. & Anjos, L. (2006). A composição da avifauna do campus da Universidade Estadual de Londrina, norte do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1):145-56.
- Lopes, E. V. (2006). Distribuição e abundância de duas espécies de pombos (Aves; Columbidae) na área central de Londrina, norte do Paraná. *Congresso Brasileiro de Zoologia*, 26.
- Montes Fontoura, P. (2013). Dominance of the Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in a columbid assemblage in Northern Paraná, Southern Brazil. *Bioikos*, Campinas, 27(1):33-39
- Montes Fontoura, P. and Orsi, M. L. (2014). Comparative population densities of three species of doves (Columbidae) in disturbed landscapes in Northern Paraná State, Brazil. *Revista Brasileira de Ornithologia*, 22(3), 245-250
- Murton, R. K., Bucher, E. H., Nores, M., Gomez, E. & Reartes, L. (1974). The ecology of the eared dove (*Zenaida auriculata*) in Argentina. *Condor*, 76: 80-81.
- Nellis, D. W. Dewey, R. A. Hewitt, M. A. Imsand, S. Philiposian, R. & Yntema, J.A (1984). Population status of *Zenaida* Doves and other columbids in the Virgin Islands. *Journal of Wildlife Management* 48:889-894.
- Odum, E. P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.
- Raffaele, H. J. Wiley, O. Garrido, A. Keith, & J. Raffaele. (1998). *Birds of the West Indies*. Princeton Univ.
- Ranvaud, R. Freitas, K. C. Bucher, E. H. Dias, H. S, Avanzo, V. C and Alberts, C .C. (2001). Diet of eared doves (*Zenaida auriculata*) in a sugar-cane colony in south-eastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 61(4): 651-660
- Rivera-Milan, F.F (1992). Distribution and relative abundance patterns of columbids in Puerto Rico. *Condor* 92:224-238.
- Rivera-Milan, F.F (1995a). Spatial and temporal variation in the detectability and density of columbids in Puerto Rico and on Vieques Island. *Neotropical Ornithology* 6:1-17.
- Rivera-Milan, F.F, Schaffner, F.C. (2002). Demography of *Zenaida* doves on Cayo del Agua, Puerto Rico. *The Condor* 104:587-597
- Rivera-Milan, F.F. (1997). Seasonal and annual changes in the population density of *Zenaida* Doves in the xerophytic forest of Guánica. *Journal of Field Ornithology* 68:259-272.
- Rivera-Milan, F.F. (1999). Population dynamics of *Zenaida* Doves in Cidra, Puerto Rico. *Journal of Wildlife Management* 63:232-244
- Schaffner, F. C. (1991). Nest-site selection and nesting success of White-tailed Tropicbirds (*Phaethon lepturus*) at Cayo Luis Peña, Culebra, Puerto Rico. *Auk* 108:911-922.
- Schmidt, V. Schaefer, H.M. Winkler, H. (2004). Conspicuousness, not colour as foraging cue in plant-animal signaling. *Oikos* 106: 551-557.
- agricultural landscape. Polish Academy of Sciences, Warsaw, Poland
- Sick, H. (1997). *Ornithologia Brasileira*. Edição revista e ampliada por J.F. Pacheco. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Souza, E. A. Telino-Júnior, W. R. Nascimento, J. L. X. Lyra- Neves, R. M. Júnior, S. M. A. Filho, C. L. & Neto, A. S. (2007). Estimativas populacionais de avoantes *Zenaida auriculata* (Aves Columbidae, DesMurs, 1847) em colônias reprodutivas no Nordeste do Brasil. *Ornithologia*, 2(1): 28-33.
- Von Ihering, R. (1935). La paloma *Zenaida auriculata* en el nordeste de1 Brasil. *El Hornero* 6:37-47.
- Ward, P. (1971). The migration patterns of *Quelat quelat* in Africa. *Ibis* 113:275-297

Westcott, P. W. Mariño, H. F. & Anjos, L. (2002). Observando aves em Londrina: norte do Paraná - Brasil. Londrina: Eduel.

I. BIBLIOGRAPHIE TOURTERELLE A AILES BLANCHES

Boydston, C. P. and C. A. Deyoung. (1987). Nesting success of White-Tipped Doves in South Texas. *Journal of Wildlife Management* 51:791-793.

Bowen, G. J. and J. Ravenaugh. (2003). Interpolating the isotopic composition of modern meteoric precipitation. *Water Resources Research* 39:1-13.

Breeden, J.B. Hernandez, F. Silvy, N. J. Smeins, F. E. Roberson, J.A. (2008). Nesting Habitat of White-winged Doves in Urban Environments of Southern Texas. *Proc. Annu. Conf. Southeast. Assoc. Fish and Wildl. Agencies* 62:58-63

Brown, D. E. (1977). White-winged Dove (*Zenaida asiatica*). Pp.247-272 in Sanderson, G.C., ed. *Management of migratory shore and upland game birds in North America*. International Association Fish and Wildlife Agencies, Washington, D. C.

Carleton, S. A. Martinez Del Rio, C. Robinson, T. J. (2015). Feather Isotope Analysis Reveals Differential Patterns of Habitat and Resource Use in Populations of White-Winged Doves. *The Journal of Wildlife Management* 9999:1-9; DOI: 10.1002/jwmg.916

Collier, B.A. Peterson, M. and Silvy, N. (2008). Nest survival of White-winged doves in south Texas. Final Report. Department of Wildlife and Fisheries Sciences

Collier, B. A. Skow, K. L. Kremer, S. R. Mason, C.D. Snelgrove, R. T. (2012). Distribution and Derivation of White-Winged Dove Harvests in Texas. *Wildlife Society Bulletin*; DOI: 10.1002/wsb.136

Collier, B. A. Kremer, S. R. Mason, C.D. Stone, J. Calhoun, K. W. Peterson, M. J. (2013). Immigration and Recruitment in an Urban White-Winged Dove Breeding Colony. *Journal of Fish and Wildlife Management*. Vol 4, issue 1|33.

Contreras-González, A. M & del Coro Arizmendi, M. (2014). Pre-dispersal seed predation of the columnar cactus (*Neobuxbaumia Tetetzo*, Cactaceae) by birds in Central Mexico. *ORNITOLOGIA NEOTROPICAL* 25: 373-387

Cottam, C. Trefethen, JB. (1968). *Whitewings: the life history, status, and management of the white-winged dove*. Princeton, New Jersey: D. Van Nostrand.

Cunningham, S. C. (1986). The comparative feeding and nesting ecology of mourning and white-winged Doves in the Buckeye Arlington Valley Area of Arizona. *Arizona Game and Fish Dep. Phoenix*. 121pp.

Dewey, R. A. & D. W. Nellis. (1980). Seabird research in the U.S. Virgin Islands. *Trans. North Am. Wildl. and Nat. Resour. Conf.* 45:445-452.

George, R.R. Tomlinson, R.E. Engel-Wilson, R.W. Waggenerman, G.L. Spratt, A.G. (1994). White-winged dove. Pages 29-50 in Tacha TC, Braun CE, editors. *Migratory shore and upland game bird management in North America*. Lawrence, Kansas: Allen Press.

George, R. R. and D. A. Swebston. (1986). A home for Trans-Pecos whitewings. *Texas Parks and Wildlife* 44(9):34-37.

George, R.R. Tomlinson R.E. Engel-Wilson R.W. Waggenerman, G.L. Spratt A.G. (1994). White-winged dove. Pages 28-50 in T. C. Tacha and C. E. Braun, editors. *Migratory shore and upland game bird management in North America*. Allen Press, Lawrence, Kansas, USA.

Hayslette, S. E., T. C. Tacha, and G. L. Waggenerman. 1996. Changes in White-winged Dove reproduction in southern Texas, 1954-93. *Journal of Wildlife Management* 60: 298-301.

Hayslette, S. E. and B. A. Hayslette. (1999). Late and early season reproduction of urban whitewinged doves in southern Texas. *Texas Journal of Science* 51: 173-180

Hughes, J. P. Robel, R. J. and K. E. Kemp. (2000). Factors influencing nest success in CRP fields. *Journal of Wildlife Management* 64:1004-1008.

Kiel JR., W. H. & J. T. Harris. (1956). Status of the White-winged Dove in Texas. *Transactions of the North America Wildlife Conference* 21:376-389.

- Leann, M.W. (1993). Ecology of breeding White-Winged doves in the San Antonio metropolitan area. A thesis in Wildlife science.
- Marsh, EG. Jr. Saunders, GB. (1942). The status of the whitewinged dove in Texas. *Wilson Bulletin* 54:145-146.
- Martinez, CA. Grant, WE. Hejl, SJ. Peterson, MJ. Martinez, A. Waggerman, GL. (2005). Simulation of annual productivity and long-term population trends of whitewinged doves in the Tamaulipan Biotic Province. *Ecological Modelling* 181:149-159.
- Meehan, T. D. Giermakowski, J. T. and P. M. Cryan. (2004). GIS-based model of stable hydrogen isotope ratios in North American growingseason precipitation for use in animal movement studies. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 40:291-300.
- Miller, W. J. and F.H. Wagner. (1955). Sexing mature Columbiformes by cloacal characteristics. *Auk* 72:279-285.
- Neff, J. A. (1940). Notes on nesting and other habits of the western white-winged dove in Arizona. *J. Wildl. Manage.* 4:279-290.
- Newton, I. (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579-600.
- Nichols, JD. Tomlinson, RE. Waggerman, GL. (1986). Estimating nest detection probabilities for whitewinged dove nest transects in Tamaulipas, Mexico. *Auk* 103:825-828.
- Oberholser, H.C. (1974). The bird life of Texas. Unis. Texas . Press. Austin 1,069.pp
- Ortega, M. H. & H. V. Zamora. (1984). Estudio de la Paloma de Alas Blancas en Tamaulipas. General Technical Report SEDUE. Delegación de Tamaulipas. Departamento de conservación ecológica, inspección y vigilancia. Oficina de Flora y Vida Silvestre, Ciudad Victoria, Tamaulipas, México.
- Otis, DL. (2003). A framework for reproductive models of mourning doves. *Journal of the Iowa Academy of Science* 110:13-16.
- Otis, DL. Schulz, JH. Scott, DP. (2008). Mourning dove (*Zenaidura macroura*) harvest and population parameters derived from a national banding study. Washington, D.C.: U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Biological Technical Publication FWS/BTPR3010- 2008
- Potts, G. R. (1986). The partridge: pesticides, predation, and conservation. Collins, London, United Kingdom.
- Pruitt, K. D. Hewitt, D. G. Silvy, N. J. Benn, S. (2008). Importance of Native Seeds in White-Winged Dove Diets Dominated by Agricultural Grains. *JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT* 72(2):433-439.
- Purdy, P. C. & R. E. Tomlinson. (1991). The eastern White-winged Dove: factors influencing use and continuity of the resource. Pages 255-265 in *Neotropical wildlife use and conservation* (J. G. Robinson and K. H. Redford, Editors). University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Raftovich, RV. Wilkins, KA. Richkus, KD. Williams, SS. Sprigg, HL. (2010). Migratory bird hunting activity and harvest during the 2008-2009 hunting seasons. Washington, D.C.: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Division of Migratory Bird Management
- Raffaele, H. Wiley, J. Garrido, O. Keith, A. and J. Raffaele. (1998). A guide to the birds of the West Indies. New Jersey: Princeton Univ. Press.
- Raftovich, R. V. Wilkins, K. A. Richkus, K. D. Williams, S. S. and H. L. Spriggs. (2010). Migratory bird hunting activity and harvest during the 2008 and 2009 hunting seasons. U.S. Fish and Wildlife Service, Laurel, Maryland, USA.
- Rivera-Milan, F. F. (1996). Nest density and success of columbids in Puerto Rico. *The Condor* 98:100-113.
- Rothrock, M. A. (2011). Productivity of an urban white-winged dove population at the boundary of the coastal prairies ecoregion. Thesis Presented to the Graduate Council of Texas State University-San Marcos.
- Russell, S.M. (1969). Regulation of egg temperatures by incubating White-winged Doves. Pp.107-112 in C.C. Hoff and M.L. Riedesel, eds. *Physiological systems in semi arid environments*. Univ. New Mexico Press, Albuquerque, NM.
- Sanchez Johnson, Y. Hernandez, F. Hewitte, D. G. Redeker, E. J. Waggerman, G. L. Ortega, Melendez, H. Zamora Trevino, H. V. & Roberson, J. A. (2009). Status of White-winged Dove nesting colonies in Tamaulipas, Mexico. *The Wilson Journal of Ornithology* 121(2):338-346, 2009
- Saunders, G. B. (1968). Seven new subspecies of white-winged Dove from Mexico. *Central America and South-western United States. North am. Fauna* 65. 30.pp

Schwertner, TW. Mathewson, HA. Roberson, JA. Small, M. Waggenerman, GL. (2002). White-winged dove (*Zenaida asiatica*). Account No. 710 in Poole A, Gill F, editors. The birds of North America. Philadelphia, Pennsylvania: Academy of Natural Sciences; and Washington, D.C.: American Ornithologists' Union.

Small, M. F. Schaefer, C. L. Baccus, J. T. and J. A. Roberson. (2005). Breeding ecology of white-winged doves in a recently colonized urban environment. *Wilson Bulletin* 117: 172–176.

Small, MF. Baccus, JT. Schwertner, TW. (2006). Historic and current distribution and abundance of whitewinged doves (*Zenaida asiatica*) in the United States. *Texas Ornithological Society Occasional Publication* 6:1-23.

Sheppard, S. M. F. Neilsen, R. L. Taylor, H. P. (1969). Oxygen and hydrogen isotope ratios of clay minerals from porphyry copper deposits. *Economic Geology* 64:755-777.

Swanson, D. A. and J. A. Rappole. (1992a). Status of the White-winged Dove in South Texas. *Southwestern Naturalist* 37:93-97.

Swanson, D. A. and J. A. Rappole. (1992b). Determining the Sex of Adult White-winged Doves by Cloacal Characteristics. *Caesar Kleberg Wildlife Research Institute*

Taylor, H. P. Jr. (1974). An application of oxygen and hydrogen isotope studies to problems of hydrothermal alteration and ore deposition. *Economic Geology* 69:843-883.

Uzzel, P. B. (1959). Rally the Whitewing. *Texas Parks and Wildlife* 17(9):4-6.

Waggenerman, G. L. (1972). Results of whitewing spring breeding census in Me´xico. General Technical Report. Texas Parks and Wildlife Department, Austin, USA.

Waggenerman, G. L. (1973). White-winged Dove breeding surveys, northeastern Me´xico. General Technical Report. Texas Parks and Wildlife Department, Austin, USA.

Waggenerman, G. L. and S. Sorola. (1977). Whitewings in the winter. *Texas Parks and Wildlife* 10):6-9.

Waggenerman, G. L. (1990). White-winged and white-tipped dove density, distribution, and harvest. *Tex. Parks and Wildl. Dep., Fed. Aid Perf. Rep., Proj. W-125-R-1*. 20pp.

Waggenerman, G. L. (2002). White-winged and white-tipped dove density, distribution, and harvest. Texas Parks and Wildlife Department, Texas Federal Aid Project Report W-128-R-10, Austin, USA.

West, L. M. Smith, L. M. Lutz, R. S. and R. R. George. (1993). Ecology of urban White-winged doves. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 59: 70–77.

Wiley, J. W., & B. N. Wiley. (1979). The biology of the white-crowned pigeon. *Wildl. Monogr.* 64. 54pp.

Wolf, B. O. and C. Martinez del Rio. (2000). Use of saguaro fruit by whitewinged doves: isotopic evidence of a tight ecological association. *Oecologia* 124:536–543.

J. BIBLIOGRAPHIE LIMICOLES

Allen, A. A. (1934). The golden plover. *Bird Lore* 36 : 321–332.

Alonso, J.C. Alonso, J.A. Bautista, L.M. (1994). Carrying capacity of staging areas and facultative migration in common cranes. *Journal of Applied Ecology* 31, 212–222.

Andres, B. A., P. A. Smith, R. I. G. Morrison, C. L. Gratto-Trevor, S. C. Brown, and C. A. Friis. (2012). Population estimates of North American shorebirds, 2012. *Wader Study Group Bulletin* 119 : 178–194.

Andres, B. Brown, S. Clay, R. Davidson, I. Donaldson, G. Golder, W. Hall, S. Jeffery, M. Johnston, S. Kakoyannis, C. Kalasz, K. Lyons, J. Mizrahi, D. Niles, L. Reynolds, D. Sorenson, L. Spiegel, C. Watts, B. Wilson, T. Winn, B. (2015). Atlantic Flyway Shorebird Initiative: A Business Plan

Appleton, G. F., Ed. (1992). Cannon-netting manual. British Trust for Ornithology, National Centre for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk IP24 2PU U.K.

- Atkinson, P. W. Crooks, S. Grant, A. & Rehfish, M. M. (2001). The success of creation and restoration schemes in producing intertidal habitat suitable for waterbirds. English Nature Reports. Peterborough, England: English Nature.
- Atkinson, P.W. Fuller, R.J. Vickery, J.A. Conway, G.J. Tallowin, J.R.B. Smith, R.E.N., Haysom, K.A. Ings, T.C. Asteraki, E.J. Brown, V.K. (2004). Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. *J. Appl. Ecol.* 42, 932–942.
- Ausden, M. Sutherland, W.J. James, R. (2001). The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. *J. Appl. Ecol.* 38, 320–338.
- Austin, D.F. (1978). Exotic Plants and Their Effects in Southeastern Florida. *Environmental Conservation*, 5, pp 25-34. doi:10.1017/S0376892900005233.
- Baker, A.J. Gonzalez, P.M. Piersma, T. Niles, L.J. De Lima Serrano Do Nascimento, I. Atkinson, P.W. Clark, N.A. Minto, C.D.T. Peck, M.K. Aarts, G. (2004). Rapid population decline in red knots: fitness consequences of decreased refuelling rates and late arrival in Delaware Bay. *Proc. R. Soc. Lond.* 271 : 875-882.
- Bart, J. & P. A. Smith. (2012). Chapter 14, Summary. Pp. 213–238 in J. Bart & V. Johnston (eds). *Arctic shorebirds in North America : a decade of monitoring. Studies in Avian Biology* 44.
- Barnard, C.J. Thompson, D.B.A. (1985). *Gulls and plovers: The ecology and behavior of mixed-species feeding groups*. Columbia University Press, New York, NY.
- Beale, C.M. Monaghan, P. (2004). Behavioural responses to human disturbance: a matter of choice? *Animal Behaviour* 68, 1065–1069.
- Bengtson, S. Rundgren, S. Nilsson, A. Nordström, S. (1978). Selective predation on lumbricids by golden plover *Pluvialis apricaria*. *Oikos* 31, 164–168.
- Bent, A. C. (1929). Life histories of North American shorebirds. Pt. 2. U.S. Natl. Mus. Bull. 146.
- Blanco, D. E., B. López-Lanús, R. A. Dias, A. Azpiroz, and F. Rilla. (2006a). Use of rice fields by migratory shorebirds in southern South America : implications for conservation and management. *Wetlands International*. Buenos Aires, Argentina.
- Blanco, D. E., P. Yorio, P. F. Petracci, and G. Pugnali. (2006b) Distribution and abundance of nonbreeding shorebirds along the coasts of the Buenos Aires province, Argentina. *Waterbirds* 29 (3) : 381–390.
- Bolker, B.M. Brooks, M.E. Clark, C.J. Geange, S.W. Poulsen, J.R. Stevens, M.H. White, J.S. (2008). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology and evolution*. Vol.24.No.3 p: 127-135.
- Brennan, L. A. Buchanan, J. B. Herman, S. G. & Johnson, T. M. (1985). Interhabitat movements of wintering dunlins in western Washington. *Murrelet*, 66, 11 66.
- Bub, H. (1991). *Bird Trapping and Bird Banding*. Trans. Frances Hamerstrom and Karin Wuertz Shaefer. Cornell University Press, Ithaca, N. Y.
- Burger, J. & Olla, B. (eds) (1984). *Behavior of marine animals*, Vol. 6. *Shorebirds: migration and foraging behavior*. Plenum Press, New York.
- Burger, J. (1986b). The effect of human activity on shorebirds in two coastal bays in northeastern United States. *Environ. Conserv.*, 13, 123-130.
- Burger, J. (1986a). Jamaica Bay studies VIII: an overview of abiotic factors affecting several avian groups. *J. Coastal Res.*, 4, 193-205.
- Burger, J. (1981). The effect of human activity on birds at a coastal bay. *Biol. Conserv.* 21 (3), 231–241.
- Burger, J. Niles, L. & Clark, K. E. (1997). Importance of beach, mudflat and marsh habitats to migrant shorebirds on Delaware Bay. *Biological Conservation* 79 (1997) 283-292
- Castro Tavares, D. & Siciliano, S. (2013). An inventory of wetland non-passerine birds along a southeastern Brazilian coastal area. *Journal of Threatened Taxa* 5(11): 4586–4597
- Burton, N. H. K. Evans, P. R. & Robinson, M. A. (1996). Effects on shorebird numbers of disturbance, the loss of a roost site and its replacement by an artificial island at Hartlepool, Cleveland. *Biological Conservation*, 77, 193–201.
- Caldow, R.W.G. Goss-Custard, J.D. Stillman, R.A. Durell, S.E.A. le dit, V. Swinfen, R. Bregnballe, T. (1999). Individual variation in the competitive ability of interference-prone foragers: the relative importance of foraging efficiency and susceptibility to interference. *Journal of Animal Ecology* 68, 869–878.
- Careau, V. Lecomte, N. Bêty, J. Giroux, J.F. Gauthier, G. BERTEAUX, D. (2008). «Hoarding of pulsed resources: Temporal variations in egg-caching by arctic fox». *Ecoscience*, vol. 15, no 2, p. 268-276.
- Cassini, M.H. Szteren, D. Fernandez-Juricic, E. (2004). Fence effects on the behavioural responses of South American fur seals to tourist approaches. *Journal of Ethology* 22, 127–133.

- Chapin, F.S. Shaver, G.R. Giblin, A.E. Nadelhoffer, K.J., Laundre, J.A. (1995). Responses of arctic tundra to experimental and observed changes in climate. *Ecology* 76 : 694-711.
- Charmantier, A. Buoro, M. Gimenez, O. Weimerskirch, H. (2011). Heritability of short-scale natal dispersal in a large-scale foraging bird, the wandering albatross. *J. Evol. Biol.* 24, 1487–1496.
- Chevin, L.M. Lande, R., Mace, G.M. (2010). Adaptation, plasticity, and extinction in a changing environment: towards a predictive theory. *PLoS Biol.* 8, e1000357.
- Clark, N. A. (1986). Keeping-cages and keeping-boxes. *Wader Study Group Bulletin* 46: 32-33.
- Clemens, R. S. Weston, M. A. Haslem, A. Silcocks, A. & Ferris, J. (2010). Identification of significant shorebird areas: Thresholds and criteria. *Diversity and Distributions*, 16, 229–242.
- Clemens, R. S. Herrod, A. Westonc, M.A. (2014). Lines in the mud; revisiting the boundaries of important shorebird areas Robert S. *Journal for Nature Conservation* 22: 59– 67
- Colwell, M. A. (2010). *Shorebird ecology, conservation, and management*. Berkeley and Los Angeles, CA, USA: University of California Press.
- Colwell, M.A. Taft, O.W. (2000). Waterbird communities in managed wetlands of varying water depth, 2000. *Waterbirds* 23, 43–55.
- Colwell, M.A. Dodd, S.L. (1997). Environmental and habitat correlates of pasture use by nonbreeding shorebirds. *Condor* 99, 337–344.
- Cooke, W. W. (1910). Distribution and migration of North American shorebirds. U.S. Dept. Agric. Biol. Surv. Bull. 35.
- Cooper, J.M. (1994). In: Poole, C.A., Gills, F. (Eds.), *Least Sandpiper*, vol. 115. Academy of Natural Sciences, Philadelphia
- Costanza, R.R. d'Arge, R. de Groot, R. Farber, S. Grasso, M. Hannon, B. Limburg, K. Naeem, S. O'Neill, R.V. Paruelo, J. Raskin, R.G. Sutton, P. and van der Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Cresswell, W. (1994). Age-dependent choice of redshanks (*Tringa totanus*) feeding locations: profitability or risk. *Journal of Animal Ecology* 63, 589–600.
- Delaney, D.K. Grubb, T.G. Beier, P. Pater, L.L. Reiser, H. (1999). Effect of helicopter noise on Mexican Spotted Owls. *Journal of Wildlife Management* 63, 60–76.
- Devereux, C.L. Whittingham, M.J. Krebs, J.R. Ferná'ndez-Juricic, E. Vickery, J.A. (2006). What attracts birds to newly mown pasture? Decoupling the action of mowing from the provision of short swards. *Ibis* 148, 302–306.
- Dolman, P.M. Sutherland, W.J. (1995). The response of bird populations to habitat loss. *Acta. Theriol.* 137, 38–46.
- Donaldson, G., Hyslop, C. Morrison, R.I.G. Dickson, D.L. et Davidson, I. (2000). *Plan canadien de conservation des oiseaux de rivage*. Service canadien de la faune, Environnement Canada. Ottawa, ISBN 0-662-29112-328 p.
- Driscoll, L. Hunt, C. Honey, M. Durham, D. (2011). *The Importance of Ecotourism as a Development and Conservation Tool in the Osa Peninsula, Costa Rica*. Center for Responsible Travel (CREST). 69 pp.
- Erni, B. Liechti, F. (2002). Wind and rain govern the intensity of nocturnal bird migration in central Europe – A log-linear regression analysis. *Ardea* 90, 155–166.
- Esselink, P. Zwartz, L. (1989). Seasonal variation in burrow depth and tidal variation in feeding activity of *Nereis diversicolor*. *Marine Ecology Progress Series* 56, 243–254.
- Estelle, V.B. Mabee, T.J. Farmer, A.H. (1996). Effectiveness of predator exclosures for pectoral sandpiper nests in Alaska. *J. Field. Ornithol.* 67 (3), 447–452.
- Eubanks, T. (2013). *The Caribbean Birding Trail: An Interpretive Plan for Seven Key Biodiversity Areas in Grenada, Dominican Republic and Jamaica*. BirdsCaribbean, Arlington, VA. 90 pp.
- Eubanks, T. L. Stoll, J.R. and Ditton, R.B. (2004). Understanding the Diversity of Eight Birder Characteristics, Motivations, Expenditures and Net Benefits. *Journal of Ecotourism*, 3(3), 151-172.
- Evans Ogden, L.J. Bittman, S. Lank, D.B. Stevenson, F.C. (2008). Factors influencing farmland habitat use by shorebirds wintering in the Fraser River Delta, Canada Agriculture. *Ecosystems and Environment* 124: 252–258
- Evans, P.R. (1976). Energy balance and optimal foraging strategies in shorebirds: some implications for their distributions and movements in the non-breeding season. *Ardea* 64, 117–139.
- Evans, P. R. (1979). Adaptations shown by foraging shorebirds to cyclical variations in the activity and availability of their intertidal invertebrate prey. In *Cyclic phenomena in marine plants and animals*, eds E. Naylar & R. G. Hartholl. Pergamon Press, Elmsford, NY, pp. 357-366.

Figuerola, J. and L. Gustamante. (1995). Does use of a tape lure bias samples of curlew sandpipers captured with mist nets? *Journal of Field Ornithology* 66: 497-500.

Forster, J.A. (1975). Electric fencing to protect Sandwich Terns against foxes. *Biol. Conserv.* 7, 85.

Frid, A. Dill, L. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6, 11–26.

Fitzpatrick, S. Bouchez, B. (1998). Effects of recreational disturbance on the foraging behaviour of waders on a rocky beach. *Bird Study* 45, 157–171.

Gagliardi, R. (2011). Lista de aves do estado do Rio de Janeiro. http://www.ceo.org.br/listas_de_aves/RJ-Gagliardi.pdf. Downloaded on 11 January 2011.

Gienapp, P. Merilä, J. (2010). Sex-specific fitness consequences of dispersal in Siberian jays. *Behav. Ecol. Soc. Biol.* 65, 131–140.

Gienapp, P. Teplitsky, C. Alho, J. Mills, J. Merilä, J. (2008). Climate change and evolution: disentangling environmental and genetic responses. *Mol. Ecol.* 17, 167–178.

Gill, R. E., Jr. P. Canevari, and E. H. Iverson. (1998). Eskimo Curlew (*Numenius borealis*). In *The Birds of North America*, No. 347. (A. Poole and F. Gill, eds.). The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA.

Gill, R. E. Jr. B. J. McCaffery, and P. S. Tomkovich. (2002b). Wandering Tattler (*Heteroscelus incanus*). In *The Birds of North America*, No. 642. (A. Poole and F. Gill, eds.). The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA.

Gill, R. E. Jr. P. S. Tomkovich, and B. J. McCaffery. (2002a). Rock Sandpiper (*Calidris ptilocnemis*). In *The Birds of North America*, No. 686. (A. Poole and F. Gill, eds.). The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA.

Gill, J.A. Norris, K. Potts, P.M. Gunnarsson, T.G., Atkinson, P.W. Sutherland, W.J. (2001a). The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds. *Nature* 412, 436–438.

Gillings, S. Fuller, R.J. Sutherland, W.J. (2005). Diurnal studies do not predict nocturnal habitat choice and site selection of European Golden-Plovers (*Pluvialis apricaria*) and Northern Lapwings (*Vanellus vanellus*). *Auk* 122, 1249–1260.

Giroux, M.A. (2007). «Effets des ressources allochtones sur une population de renards arctiques a l'île Bylot, Nunavut, Canada.». *Memoire de maitrise*, Rimouski, Université de Quebec a Rimouski, 86 p.

Goss-Custard, J.D. Durell, S.E.A. le V. dit, (1983). Individual and age differences in the feeding ecology of oystercatchers *Haematopus ostralegus* wintering on the Exe. *Ibis* 125, 155–171.

Goss-Custard, J.D. Clarke, R.T. Durell, S.E.A.l.V.d. (1984). Rates of food intake and aggression of oystercatchers, *Haematopus ostralegus*, on the most and least preferred mussel, *Mytilus edulis*, beds on the Exe Estuary. *Journal of Animal Ecology* 53, 233–245.

Goss-Custard, J.D. Verboven, N. (1993). Disturbance of feeding shorebirds in the Exe Estuary. *Wader Study Group Bulletin* 68, 59–66.

Gratto-Trevor, C. Morrison, R.I.G. Collins, B. Rausch, J. Drever, M. and Johnston, V. (2010). Trends in Canadian shorebirds. *Rapport technique thématique n°13*. Publié par les Conseils canadiens des ministres des ressources

Gratto-Trevor, C. L. (2004). The north American bander's manual for banding Shorebirds (Charadriiformes, suborder Charadrii).

Haase, B. (2002). The use of play-backed distress calls to increase shorebird capture rates. *Wader Study Group Bulletin* 99: 58-60.

Hanse, E. Raitière, W. Lartigues, A. (2004). Les Limicoles de la façade atlantique des Amériques. Sepanguy, Collection Nature Guyanaise, Cayenne.127p.

Hansson, B. Bensch, S. Hasselquist, D. (2003). Heritability of dispersal in the great reed warbler. *Ecol. Lett.* 6, 290–294.

Harrington, B. A. (2003). Shorebird management during the non-breeding season –An overview of needs, opportunities, and management concepts. *Wader StudyGroup Bulletin*, 100, 59–66.

Harrington, B.A. Antas, P.T.Z. & Silva, F. (1986). Northward shorebird migration on the Atlantic coast of southern Brazil. *Vida Silvestre Neotropical* 1: 45–54.

Harrington, B.R. (2008). Coastal inlets as strategic habitat for shorebirds in the southeastern United States. *DOER Technical Notes Collection*. ERDC TN – DOER - E25. Vicksburg, Mississippi: U.S. Army Engineer Research and Development Center.

Haslem, A., Clemens, R. S. Oldland, J. M., Weston, M. A. Spencer, J. Milton, D., et al. (2008). A population monitoring program for shorebirds in Australia. *BirdsAustralia Report to the Australian Government's Department of Environment, Water, Heritage and the Arts*.

Helmets, D. L. (1992). Shorebird management manual. Manomet, MA: Western Hemi-sphere Shorebird Reserve Network.

Herrod, A. (2010). Migratory shorebird monitoring in the Port Phillip Bay (western shoreline) and Bellarine Peninsula Ramsar Site. Melbourne: Birds Australia.

Hicklin, P.W. (1987). The migration of shorebirds in the Bay of Fundy. *Wilson Bull.* 99(4) : 540-570.

Hilton, G.M. Ruxton, G.D. Cresswell, W. (1999). Choice of foraging area with respect to predation risk in redshanks: the effect of weather and predator activity. *Oikos* 87, 295–302.

Isacch, J. P. and M. M. Martínez. (2003a). Habitat use by non-breeding shorebirds in flooding Pampas grasslands of Argentina. *Waterbirds* 26 (4) : 494–500.

Isacch, J. P. and M. M. Martínez. (2003b). Temporal variation in abundance and the population status of non-breeding Nearctic and Patagonian shorebirds in the flooding pampa grasslands of Argentina. *J. Field Ornithol.* 73 (3) : 233–242.

Isaksson, D. Wallander, J. Larsson, M. (2007). Managing predation on groundnesting birds: the effectiveness of nest exclosures. *Biol. Conserv.* 136, 136–142

Ivan, J.S. Murphy, R.K. (2005). What preys on piping plover eggs and chicks? *Wildlife. Soc. Bull.* 33 (1), 113–119.

Jackson, B.J.S. Jackson, J.A. (2000). Killdeer (*Charadrius vociferus*). In: Poole, A., Gill, F. (Eds.), *The Birds of North America*, vol. 517. The Birds of North America Inc., Philadelphia, PA.

Kania, W. (1992). Safety of catching adult European birds at the nest. *Ringers' opinions. Ring* 14: 5-50.

Kennedy, J (eds). (2001). *Tendances chez les oiseaux*. N°8, Hiver 2001.

Kruuk, L. Hadfield, J. (2007). How to separate genetic and environmental causes of similarity between relatives. *J. Evol. Biol.* 20, 1890–1903.

Kovach-Orr, C. Fussmann, G.F. (2013). Evolutionary and plastic rescue in multitrophic model communities. *Philos. Trans. Roy. Soc. B* 368, 20120084.

Lafferty, K.D. (2001). Disturbance to wintering western snowy plovers. *Biological Conservation* 101, 315–325.

Laguna Lacueva, M.P. Maillé, S. Uriot, S. Bocher, P. Duzont, F. Delcroix, E. (2012). Suivi des populations de limicoles migrants en Guadeloupe et Guyane, mise en relation avec le dispositif de suivi régional "Pan American Shorebird Program" (PASP). Programme interregional IV ZHL Caraïbes Action B2v6.

Lank, D.B. (1989). Why fly by night? Inferences from tidally-induced migratory departures of sandpipers. *Journal of Field Ornithology* 60, 161.

Lazarus, J. Symonds, M. (1992). Contrasting effects of protective and obstructive cover on avian vigilance. *Animal Behaviour* 43, 519–521.

Levesque, A. and Chevy, L. (2006a). Suivi Limicoles à la Pointe des Châteaux 2006. Rapport AMAZONA n° 10

Levesque, A. and Hecker, N. (2008). Suivi Limicoles à la Pointe des Châteaux 2007. Rapport AMAZONA n° 18

Levesque, A. and Lemoine, V. (2015). Le Pluvier bronzé (*Pluvialis dominica*) en Guadeloupe. Rapport AMAZONA n°39

Levesque, A. & Chevy, L. (2006b). Suivi des Limicoles de la Réserve Naturelle de Petite-Terre de 1998 à 2006. Rapport AMAZONA n°11

Levesque, A. Mathurin, A. Chevy, L. et Duzont, F. (2006). Suivi de l'avifaune en Guadeloupe. Etude comparative de différentes techniques de capture. Premiers résultats du baguage. Rapport AMAZONA n° 12.

Levesque, A. Duzont, F. and Mathurin, A. (2008). Pertinence du réaménagement de la pointe Dupuy, des marais Lambis et Choisy en zones de stationnement des Limicoles et Anatidés migrants. Rapport AMAZONA n° 16.

Levesque, A. and Mathurin, A. (2008). Les Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux en Guadeloupe. Rapport AMAZONA n° 17.

Levesque, A. and Hecker, N. (2009). Suivi Limicoles à la Pointe des Châteaux 2008. Rapport AMAZONA n° 23.

Lima, S.L. Dill, L.M. (1990). Behavioural decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68, 619–640.

Lima, S.L., (1998). Stress and decision making under the risk of predation: recent developments from behavioral, reproductive, and ecological perspectives. *Advances in the Study of Behaviour* 27, 215–290.

Lord, A. Waas, J.R. Innes, J. Whittingham, M.J. (2001). Effects of human approaches to nests of northern New Zealand dotterels. *Biological Conservation* 98, 233–240.

Ma, Z., Y. Cai, B. Li & J. Chen (2010). Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands* 30(1): 15–27;

- Mabee, T.J. Estelle, V.B. (2000). Assessing the effectiveness of predator exclosures for plovers. *Wilson. Bull.* 112 (1), 14–20.
- Masero, J.A. Perez-Hurtado, A. (2001). Importance of the supratidal habitats for maintaining overwintering shorebird populations: how redshanks use tidal mudflats and adjacent saltworks in southern Europe. *Condor* 103, 21–30.
- Masero, J.A. Perez-Hurtado, A. Castro, M. Arroyo, G.M. (2000). Complementary use of intertidal mudflats and adjacent salinas by foraging waders. *Ardea* 88, 177–191.
- Maslo, B. & Lockwood, J.L. (2009). Evidence-based decisions on the use of predator exclosures in shorebird conservation. *Biological Conservation* 142 : 3213–3218
- Massot, M. Clobert, J. (2000). Processes at the origin of similarities in dispersal behaviour among siblings. *J. Evol. Biol.* 13, 707–719.
- Mayer, P.M. Ryan, M.R. (1991). Electric fences reduce mammalian predation on piping plover nests and chicks. *Wildlife. Soc. Bull.* 19, 59–63.
- McGowan, A. Cresswell, W. Ruxton, G.D. (2002). The effects of daily weather variation on foraging and responsiveness to disturbance in overwintering red knot (*Calidris canutus*). *Ardea* 90, 229–237.
- Meissner, W. (1998). Some notes on using walk-in traps. *Wader Study Group Bulletin* 86: 33-35.
- Melvin, S.M. MacIvor, L.H. Griffin, C.R., (1992). Predator exclosures: a technique to reduce predation at Piping Plover nests. *Wildlife. Soc. Bull.* 20, 143–148.
- Merilä, J. Kruuk, L. Sheldon, B. (2001). Natural selection on the genetical component of variance in body condition in a wild bird population. *J. Evol. Biol.* 14, 918– 929.
- Merilä, J. Przybylo, R. Sheldon, B. (1999). Genetic variation and natural selection on blue tit body condition in different environments. *Genet. Res.* 73, 165–176.
- Merilä, J. Sheldon, B.C. (2001). *Avian Quantitative Genetics*. Current Ornithology. Springer, New York, pp. 179–255.
- Merilä, J. (1996). Genetic variation in offspring condition: an experiment. *Funct. Ecol.* 10, 465–474.
- Milsom, T.P. Ennis, D.C. Haskell, D.J. Langton, S.D. McKay, H.V. (1998). Design of grassland feeding areas for waders during winter: the relative importance of sward, landscape factors and human disturbance. *Biol. Conserv.* 84, 119–129.
- Minsky, D. (1980). Preventing fox predation at a Least Tern colony with an electric fence. *J. Field. Ornithol.* 51, 17–18.
- Minton, C. D. T. (1980). Occurrence of ‘cramp’ in a catch of Bar-tailed Godwits, *Limosa lapponica*. *Wader Study Group Bulletin* 28: 15-16.
- Mitchell, J.R. Moser, M.E. Kirby, J.S. (1989). Declines in midwinter counts of waders roosting on the Dee Estuary. *Bird Study* 35, 191–198.
- Mizrahi, D.S. (2010). Assessing population status, structure and conservation needs for Semipalmated Sandpiper. 73p.
- Morrison, R.I.G. (2001). Trends in shorebirds populations in North America using Breeding Birds Survey data. *Bird trends* 8 : 12-15.
- Morrison, R.I.G. Ross, R.K. & Niles, L.J. (2004). Declines in wintering populations of Red Knots in southern South America. *The Condor* 106(1): 60–70
- Morrison, R. I. G., B. J. McCaffery, R. E. Gill, S. K. Skagen, S. L. Jones, G. W. Page, C. L. Gratto-Trevor, and B. A. Andres. (2006). Population estimates of North American shorebirds, 2006. *Wader Study Group Bull.* 111 : 67–85.
- Morrison, R.I.G. Ross, R.K. (1989). *Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America vol 1 and 2*. Canadian Wildlife Service Special Publication.
- Morton, R. A. and T.L. Miller. (2005). National assessment of shoreline change: Part 2: Historical shoreline changes and associated coastal land loss along the U.S. Southeast Atlantic Coast: U.S. Geological Survey Open-file Report 2005-1401.
- Moskoff, W. Montgomerie, R. (2001). In: Poole, C.A., Gills, F. (Eds.), *Baird’s Sandpiper*, vol. 66. Academy of Natural Sciences, Philadelphia.
- Murphy, R.K. Michaud, I.M.G. Prescott, D.R.C. Ivan, J.S. Anderson, B.J. Frech- Pombier, M.L. (2003b). Predation on adult piping plovers at predator exclosure cages. *Waterbirds* 26 (2), 150–155.
- Murphy, R.K. Greenwood, R.J. Ivan, J.S. Smith, K.A. (2003a). Predator exclusion methods for managing endangered shorebirds; are two barriers better than one? *Waterbirds* 26 (2), 156–159.
- Myers, J. P. (1989). Delaware Bay: a spectacle of spring passage. *Nat. Conserv. Mag.*, 1989.
- Nettleship D. N. (2000). Ruddy Turnstone (*Arenaria interpres*). In *The Birds of North America*, n° 537 (A. Poole and F. Gill, eds). The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA.

- Niehaus, A.C. Ruthrauff, D.R. McMaffery, B.J. (2004). Response of predators to Western Sandpiper nest exclosures. *Waterbirds* 27 (1), 79–82.
- Niel, C. et J.D. Lebreton. (2005). Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Conservation Biology* 19:826-835.
- Niles L.J. Sitters H.P. Dey A.D., Atkinson P.W. Bennett K.A. Clark K.E. Clark N.A. Espoz C. González P.M. Harrington B.A. Hernandez D.E. Kalasz K.S. Matus R. Minton C.D.T. Morrison R.I.G. Peck M.K. & Serrano I.L. (2007). Status of the Red Knot, *Calidris canutus rufa*, in the Western Hemisphere. US Fish and Wildlife Service, Endangered and Nongame Species Program, Ecological Services, Region 5, Pleasantville, New Jersey, U.S. 287 p.
- Niles, L.J., H.P. Sitters, A.D. Dey, P.W. Atkinson, A.J. Baker, K.A. Bennett, R. Carmona, K.E. Clark, N.A. Clark, C. Espoz, P.M. González, B.A. Harrington, D.E. Hernández, K.S. Kalasz, R.G. Lathrop, R.N. Matus, C.D.T. Minton, R.I.G. Morrison, M.K. Peck, W. Pitts, R.A. Robinson & I.L. Serrano (2008). Status of the Red Knot, *Calidris canutus rufa*. *Studies on Avian Biology* 36: 1–185
- O'Brien, M., R. Crossley & K. Karlson (2006). *The Shorebird Guide*. Houghton Mifflin, New York, xiv+477pp.
- O'Connell, T.J. Beck, R.A. (2002). Gull predation limits nesting success of terns and skimmers on the Virginia barrier islands. *J. Field. Ornithol.* 74, 66–73.
- Oring, L. W. E. M. Gray, and J. M. Reed. (1997). Spotted Sandpiper (*Actitis macularia*). In *The Birds of North America*, No. 289. (A. Poole and F. Gill, eds.). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, and The American Ornithologists' Union, Washington, DC.
- Ottema, O.H., Spaans, A.L. (2008). Challenges and advances in shorebird conservation in the Guianas, with a focus on Suriname. *Ornitologia Neotropical* 19 : 339-346.
- Pagnon, T. (2009). Caractérisation des populations de limicoles néarctiques migrateurs du littoral guyanais. p :81
- Pauliny, A. Larsson, M. Blomqvist, D. (2008). Nest predation management: effects on reproductive success of endangered shorebirds. *J. Wildlife. Manage.* 72 (7), 1579–1583.
- Pereira, S.L. and Baker, A.J. (2010). The enigmatic monotypic crab plover *Dromas ardeola* is closely related to pratincoles and coursers. *Genetics and Molecular Biology*, 33, 3, 583-586
- Potts, W. K. and T. A. Sordahl. (1979). The gong method for capturing shorebirds and other ground-roosting species. *North American Bird Bander* 4: 106-107.
- Powell, R.B. and Ham, S. H. (2008). Can Ecotourism Interpretation Really Lead to Pro-Conservation Knowledge, Attitudes and Behaviour? Evidence from the Galapagos Islands. *Journal of Sustainable Tourism* 16: 467-489.
- Purnell, C. Clemens, R. & Porter, J. (2010). Shorebird population monitoring within Gulf St Vincent: July 2009 to June 2010 Annual Report. Melbourne, Victoria: Birds Australia report for the Adelaide and Mount Lofty Ranges Natural Resources Management Board and the Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts.
- Puttick, G. M. (1980). Energy budgets of curlew sandpipers at Laugebaan Lagoon, South Africa. *Estuar. Coastal Mar. Sci.*, 11,207-215.
- Raffaele, H.A. and Wiley, J. (2014). *Wildlife of the Caribbean*. Princeton University Press. 304 pp.
- Raigne, S. (2006). Etude des Limicoles en Martinique. Rapport scientifique du Parc Naturel Régional de la Martinique.
- Reed, E. Horrocks, J. Hobson, K. Van Wilgenburg, S. Aubry, Y. Burke, W. (2013). *Shorebird isotope*. Unpublish.
- Recher, H. F. (1966). Some aspects of the ecology of migrant shorebirds. *Ecology*, 47, 393-407.
- Rimmer, D.W. Deblinger, R.D. (1990). Use of predator exclosures to protect Piping Plover nests. *J. Field. Ornithol.* 61, 217–223.
- Rice, T.M. (2012). Inventory of Habitat Modifications to Tidal Inlets in the Coastal Migration and Wintering Range of the Piping Plover (*Charadrius melodus*). Appendix 1B in Draft Comprehensive Conservation Strategy for the Piping Plover (*Charadrius melodus*) Coastal Migration and Wintering Range, U.S. Fish and Wildlife Service. 35
- Robertson, H. and L. Sorenson. (2013). *Caribbean Birding Trail: Draft Operational Plan*. BirdsCaribbean, Arlington, VA. 24 pp.
- UNEP. (2006). *Marine and Coastal Ecosystems & Human Well-being: A synthesis report based on the findings of the Millenium Ecosystem Assessment*. UNEP. 76 pp.
- Robinson, J. A. and L. W. Oring. (1997). Fading of UV-stable colored bands on shorebirds. *Wader Study Group Bulletin* 84: 45-46.
- Robinson, J. A., L. W. Oring, J. P. Skorupa, and R. Boettcher. (1997). American Avocet (*Recurvirostra americana*). In *The Birds of North America*, No. 275. (A. Poole and F. Gill, eds.). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, and The American Ornithologists' Union, Washington, DC.
- Robinson, J. A. J. M. Reed, J. P. Skorupa, and L. W. Oring. (1999). Black-necked Stilt (*Himantopus mexicanus*). In *The Birds of North America*, No. 449. (A. Poole and F. Gill, eds.). The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA.

- Rodrigues, A.A.F. & Lopes, A.T.L. (2000). The occurrence of Red Knots *Calidris canutus* on the north-central coast of Brazil. *Bulletin of British Ornithologists Club* 120(4): 251–259.
- Rubega, M.A. & J.A. Robinson (1996). Water salinization and shorebirds emerging issues. *International Wader Studies* 9: 45–54.
- Runge, M.C. Sauer, J.R. Avery, M.L. Blackwell, B.F. et M.D. Koneff. (2009). Assessing allowable take of migratory birds. *Journal of Wildlife management* 73:556-565.
- Sarah, E.A. Le V. dit Durell. Richard, A. Stillman, Richard, W.G. Caldow, Selwyn McGrorty. Andrew, D. West. John Humphreys. (2006). Modelling the effect of environmental change on shorebirds: A case study on Poole Harbour. *Biological Conservation* 131 : 489-473.
- Saunders, S.P. & Cuthbert, F.J. (2014). Genetic and environmental influences on fitness-related traits in an endangered shorebird population. *Biological Conservation* 177 : 26–34
- Smart, J. and Gill, J. A. (2003). Non-intertidal habitat use by shorebirds: a reflection of inadequate intertidal resources? *Biological Conservation* 111 : 359–369
- Serventy, D. L., D. S. Farmer, C. A. Nicholls, and N. E. Stewart. (1962). Trapping and maintaining shore birds in captivity. *Bird-Banding* 33: 123-130.
- Shepherd, P. Lank, D.B. (2004). Marine and agricultural habitat preferences of dunlin wintering in British Columbia. *J. Wildl. Manage.* 68, 61–73.
- Shepherd, P. (2001). Space use, habitat preferences, and time-activity budgets of non-breeding Dunlin (*Calidris alpina pacifica*) in the Fraser River, Delta, B.C. Ph.D. Thesis, Simon Fraser University.
- Dunlap, J. 1999. Extraordinary horseshoe crabs. *Carolrhoda Nature Watch Book*. 48p.
- Sick, H. (1997). *Ornitologia Brasileira*. Edição revista e ampliada por José Fernando Pacheco. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, xx+912pp.
- Spaans, A.L. (1978). Status and numerical fluctuations of some North American waders along the Surinam coast. *Wilson Bull.* 90 : 60-83.
- Stein, R.H. Magnuson, J.J. (1976). Behavioural response of the crayfish to a fish predator. *Ecology* 57, 751–761.
- Stillman, R.A. Goss-Custard, J.D. (2002). Seasonal changes in the response of oystercatchers *Haematopus ostralegus* to human disturbance. *Journal of Avian Biology* 33, 358–365.
- Summers, R.W. Underhill, L.G. (1991). The growth of the population of dark-bellied brent geese *Branta b. bernicla* between 1955 and 1988. *Journal of Applied Ecology* 28, 574–585.
- Sutherland, W.J. (1996). *From individual behaviour to population ecology*. Oxford University Press, Oxford
- Taft, O.W. Haig, S. M. (2005). The value of agricultural wetlands as invertebrate resources for wintering shorebirds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 110: 249–256
- Scherer, A.L. & M.V. Petry (2012). Seasonal variation in shorebird abundance in the state of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology* 124: 40–50;
- Taylor, B.L. Wade, P.R. DeMaster, D.P. et Marlow, J. (2000). Incorporating uncertainty into management models for marine mammals. *Conservation Biology* 14:1243-1252.
- Thomas, K., Kvitek, R.G. Bretz, C. (2003). Effects of human activity on the foraging behaviour of sanderlings *Calidris alba*. *Biological Conservation* 109, 67–71.
- Thompson, D.R. Bury, S.J. Hobson, K.A. Wassenaar, L.I. Shannon, J.P. (2005). Stable isotopes in ecological studies. *Oecologia* 144:517-519
- Tree, A. J. (1982). A simple wader catching technique. *The Stilt* 3: 21.
- Vaske, J.J. Rimmer, D.W. Deblinger, R.D. (1994). The impact of different predator exclosures on piping plover nest abandonment. *J. Field. Ornithol.* 65, 201–209.
- Vickery, J.A. Sutherland, W.J. Watkinson, A.R. Lane, S.J., Rowcliffe, J.M. (1995). Habitat switching by dark-bellied brent geese *Branta b. bernicla* (L) in relation to food depletion. *Oecologia* 103, 499–508.
- Wade, R. (1998). Calculating limits to allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14:1-37.
- Warnock, N. D. and M. A. Bishop. (1998). Spring stopover ecology of migrant Western Sandpipers. *Condor* 100: 456- 467.
- Warnock, N. D. and R. E. Gill. (1996). Dunlin (*Calidris alpina*). In *The Birds of North America*, No. 203. (A. Poole and F. Gill, eds.). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, and The American Ornithologists' Union, Washington, DC.
- Warnock, N. D. G. W. Page, and B. K. Sandercock. (1997). Local survival of Dunlin wintering in California. *Condor* 99: 906-915.
- Warnock, N. and S. Warnock. (1993). Attachment of radiotransmitters to sandpipers: review and methods. *Wader Study Group Bulletin* 70: 28-30
- Weller, M.W. (2003). *Wetland Birds: Habitat Resources and Conservation Implications*. Cambridge University Press, Cambridge, xv+269pp.

Wege, D.C. Burke, W. Reed, E. (2014). Migratory shorebirds in Barbados: hunting, management and conservation. BirdLife International, Shorebird Conservation Trust, Canadian Wildlife Service.

Wetmore, A. (1927). Our migrant shorebirds in southern South America. U.S. Dept. Agric. Tech. Bull. 26.

Withers, K. (2002). Shorebird Use of Coastal Wetland and Barrier Island Habitat in the Gulf of Mexico. The Scientific World Journal: 2, 514-536

Yasué, M. (2006). Environmental factors and spatial scale influence shorebirds' responses to human disturbance. Biological conservation 128 : 47–54

Ydenberg, R.C. Butler, R.W. Lank, D.B. Smith, B.D. Ireland, J. (2004). Western sandpipers have altered migration tactics as peregrine populations have recovered. Proceedings Royal Society of London Series B Biological Sciences 271, 1263–1269.

Ydenberg, R.C. Dill, L.M. (1986). The economics of fleeing from predators. Advances in the Study of Behaviour 16, 229–246.