Utilisation de pièges photographiques pour quantifier le peuplement des oiseaux au sein de la forêt de Poyen, Réserve Biologique Dirigée du Nord Grande-Terre en Guadeloupe.

Rapport de stage – Master 2 ECOTROP, spécialité Gestion de la Biodiversité Terrestre

Encadré par :

Frank Cézilly

Professeur (Université de Bourgogne-Franche-Comté, UMR CNRS)

Réalisé par Leïla Palmyre

UNIVERSITÉ DES ANTILLES ET DE LA GUYANE
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

REMERCIEMENTS

Avant de commencer la présentation de ce mémoire, je souhaite exprimer ma reconnaissance à toutes les personnes qui m'ont encadrée et aidée durant ce stage.
Je tiens d'abord à exprimer ma reconnaissance à l'association Caribea Initiative et à Pr. Frank Cézilly de m'avoir offert l'opportunité d'effectuer mon stage à ses côtés et de contribuer à une étude aussi intéressante qu'importante.
Je le remercie de m'avoir encadrée, conseillée et d'avoir partagé ses connaissances. Son aide et son encouragement permanent m'ont permis maintes fois de me remettre en question afin d'effectuer au mieux ce stage et ce mémoire.

Je tiens à remercier M. Levesque Anthony de m'avoir accueillie sur le terrain lors des sessions de baguages. Sa passion et ses nombreuses connaissances en ornithologie m'ont été très favorables.

Je remercie Aurélie Jean-Pierre pour sa bienveillance et sa gentillesse. Tous ses conseils pour la rédaction de mon rapport ont été excellents. Je la remercie de s'être rendue disponible à chaque fois que j'en avais besoin.

Je remercie Mr Christopher Cambrone pour le soutien et l'aide qu'il m'a apporté sur le terrain quand il y en avait besoin.

Je remercie Dr Dominique Monti pour le soutien moral qu'elle a su m'apporter dans les moments difficiles.

Je remercie ma camarade Sandy Sebastien sans qui je ne serais pas là aujourd'hui. Son soutien permanent pendant ces six mois de stage a été bénéfique.

Enfin, je remercie toute ma famille, mes amis et mon compagnon qui ont toujours été présents pour moi et encore plus pendant cette période de stage.

UNIVERSITÉ DES ANTILLES ET DE LA GUYANE
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

RÉSUMÉ

La Guadeloupe, île de l'archipel des Antilles et l'un des 34 foyers de biodiversité mondiale, est pourvu d'une grande diversité d'oiseaux. Ces oiseaux sont très menacés par la dégradation et la fragmentation des forêts locales dont les forêts sèches. Ecosystème devenu très rare en Guadeloupe, la forêt sèche est menacée de disparition. La protection de ces populations aviaires est donc un enjeu majeur et seule l'étude et la connaissance permettent une action efficace. La forêt de Poyen, située dans la ville de Petit-Canal, est une forêt sèche plantée dans les années 1950 qui fait partie de la Réserve Biologique Dirigée du Nord Grande-Terre. Son écologie est en grande partie inconnue car il n'y a quasiment aucune étude de faite. Nous proposons ici deux méthodes d'études, le déploiement de pièges photographiques et la Capture-Marquage-Recapture (CMR) afin d'étudier l'abondance et la diversité aviaire dans cette forêt sèche. De plus, nous évaluerons si la combinaison de ces deux méthodes semble efficace avec l'analyse et la comparaison des données obtenue. Au total, 32 points d'échantillonnage ont été réalisés pendant deux mois pour la méthode des pièges photographiques et une session par mois de capture a été réalisée pendant quatre mois. En général, les résultats montrent une faible diversité aviaire dans la forêt de Poyen même si celle-ci est plus élevée avec la méthode CMR. On y observe tout de même 5 espèces d'oiseaux endémiques des petites Antilles. Ils révèlent également la codominance de la plupart des espèces. La comparaison des données collectées suggère que les espèces capturées sont de type arboricole tandis que les espèces photographiées font partie de l'avifaune au sol. L'association des pièges photographique avec la méthode de Capture-Marquage-Recapture semble être efficace avec une collecte de donnée plus importante qui permet d'acquérir plus d'informations sur l'avifaune étudiée.

Mots-clés : Pièges photographiques, Capture-Marquage-Recapture (CMR), oiseaux, forêts sèches, Antilles.

UNIVERSITÉ DES ANTILLES ET DE LA GUYANE
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

ABSTRACT

Guadeloupe, island of the West Indies and one of the 34 hot-spots of biodiversity in the world, has a great diversity of birds. These birds are very threatened by the degradation and fragmentation of local forests including dry forests. The dry forest is an ecosystem that has become very rare in Guadeloupe and threatened with extinction. The protection of these bird populations is therefore a major issue and only the study and the knowledge enable effective action. Poyen forest, located in Petit-Canal, is a dry forest planted in the 1950s which is part of the North Grande-Terre Biological Reserve. Its ecology is largely unknown because there are almost no studies done. We propose here two study methods, the deployment of camera traps and Capture-Marking-Recapture (CMR) in order to study the abundance and diversity of birds in this dry forest. In addition, we will evaluate whether the combination of these two methods seems effective with the analysis and comparison of the data obtained. A total of 32 sampling points were conducted over two months for the camera trap method and one session per month of capture was conducted over four months. In general, the results show low bird diversity in Poyen Forest even though it is higher with the CMR method. Nevertheless, 5 species of birds endemic to the Lesser Antilles are observed. They also reveal the codominance of most of the species. Comparison of the data collected suggests that the species captured are of the arboreal type while the species photographed are of the ground avifauna. The combination of camera traps with the Capture-Mark-Recapture method seems to be efficient with a more important data collection that allows to acquire more information on the avifauna studied.

Keywords: Camera traps, Capture-Mark-Recapture (CMR), birds, dry forests, West Indies.

Présentation de l'organisme d'accueil

Créée en 2014, Caribea Initiative est une organisation non gouvernementale dédiée à l'étude scientifique et la conservation de la biodiversité dans la Caraïbe insulaire.

Depuis 2019, son siège se trouve officiellement à l'université des Antilles, sur le campus de Fouillole, en Guadeloupe. L'association est composée d'un comité d'honneur, d'un conseil d'administration, d'un conseil scientifique ainsi que de nombreux membres, étudiants ou professeurs, qui participent à de nombreux projets.

Elle est née du constat d'un manque d'expertise scientifique en biologie de la conservation dans les îles de la Caraïbe et a donc pour objectif de la renforcer. En effet, il semble nécessaire d'améliorer la connaissance scientifique pour faire face aux défis globaux et locaux tels que la perte de biodiversité dans nos îles.

Pour ce faire, beaucoup de jeunes étudiants caribéens (de l'école à l'université) sont formés et l'association procure les moyens matériels, intellectuels et techniques nécessaires afin de promouvoir le développement professionnel dans le domaine de la science. Des outils pédagogiques pour l'enseignement des sciences naturelles dans les écoles sont proposées, comme une série de clips vidéo présentant la faune des Caraïbes.

Tous les projets de conservation combinent recherche et formation universitaire. Outre la formation universitaire déjà reçue, l'association propose également aux étudiants des formations spécialisées sur les méthodes et techniques récemment développées sur l'étude de la biodiversité.

Depuis sa création, Caribea initiative a travaillé avec des partenaires locaux de nombreux territoires comme à Cuba, en Haïti, en République dominicaine, à Saint-Kitts-et-Nevis, en Guadeloupe, en Martinique, à la Barbade et collabore aussi avec des institutions publiques ou privées qui apportent leur soutien opérationnel, technique ou financier afin de développer des projets de recherche et de formation. Toutes les actions s'appuient sur un réseau de chercheurs et d'experts internationaux partageant une vision et des valeurs communes.

UNIVERSITÉ DES ANTILLES ET DE LA GUYANE
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

TABLE DES MATIERES

Remerciements ……..

Abstract

Résumé

I) Introduction :

1) La conservation des oiseaux forestiers en milieu tropical

2) Le cas de la Caraïbe insulaire

3) Méthodes d'estimation de la diversité des communautés aviaires au sein des milieux forestiers en zone tropicale

3.1. Caractéristiques et contraintes du milieu forestier en zone tropicale

3.2. Le recueil des données

3.3. L'analyse des données

4) Objectif de l'étude

II) Matériel et Méthode

1) Le site d'étude : la forêt de Poyen

2) Dispositif expérimental

3) Sélection des zones d'études et plan d'échantillonnage

4)Traitement et analyse des données

4.1 Logiciels et packages utilisés

4.2 Analyse de la richesse spécifique

4.3 Analyse de la diversité spécifique

4.4 Analyse de la similarité des assemblages

4.5 Analyse de la répartition spatiale

III) Résultats

1) Données recueillies

2) La richesse spécifique observée

3) La diversité des espèces aviaires

3.1 L'indice de Shannon

3.2 L'indice de Simpson

4) La similarité des assemblages

5) La répartition spatiale des espèces

IV) Discussion

1) L'avifaune dans la forêt de Poyen

2) Avantages et inconvénients de l'utilisation des pièges photographiques et de la méthode de Capture-Marquage-Recapture et perspectives

V) Conclusion

BIBILIOGRAPHIE

ANNEXE

I) Introduction

L'érosion de la biodiversité, que ce soit à l'échelle locale ou mondiale, constitue l'une des menaces les plus importantes à laquelle les humains sont confrontés. Les activités humaines, telles que la pollution, le changement climatique ou encore la déforestation en sont les principales causes **(Lévêque & Cerisier-Auger, 2018)**.

La déforestation contribue fortement à l'érosion de la biodiversité. En effet, le WWF a recensé 43 millions d'hectares de forêts disparu entre 2004 et 2017 ; De plus 45% des forêts encore sur pied dans les fronts de déforestation du monde ont subi une fragmentation, les exposant davantage à d'autres formes de dégradation **(Pacheco et al., 2020)**.

En zone tropicale, l'expansion agricole est la première cause directe de la déforestation **(Pacheco et al., 2020)**. En effet, plus de la moitié de la déforestation mondiale est directement liée à la conversion des forêts tropicales en zones de culture, de pâturage ou à l'extension d'infrastructures. Le phénomène constitue une problématique environnementale importante car les forêts tropicales représentent la moitié des forêts mondiales et sont des écosystèmes parmi les plus riches en biodiversité **(CIRAD, 2011)**.

Parmi toutes les espèces animales présentes dans ces forêts, on observe une grande diversité d'espèces d'oiseaux. La majorité des plus de 10 000 espèces d'oiseaux connues dans le monde se trouve en zone tropicale dont une part significative est en danger, voire en voie de disparition, du fait de la dégradation et/ou fragmentation de l'habitat forestier. Le déclin de ces population aviaires s'accompagne de la disparition d'autres espèces comme les mammifères ou les insectes, résultant ainsi une détérioration générale de services écosystémiques essentiels pour les populations humaines **(Decaëns et al., 2018)**.

Plusieurs solutions peuvent être envisagées afin de maintenir la biodiversité aviaire au sein des forêts tropicales, telles que la plantation d'arbres ou l'agroforesterie. Les systèmes agroforestiers peuvent en effet constituer des environnements clés pour la conservation. Ces environnements présentent une intensité de gestion plus faible et peuvent, par conséquent, abriter une grande richesse en espèces **(Bhagwat et al., 2008)**. Cependant, ils peuvent aussi être associés à des déclins ou des changements dans les communautés d'espèces forestières, dont les oiseaux, par rapport aux forêts environnantes **(Bhagwat et al., 2008; Van Bael et al., 2007)**.

En ce qui concerne la plantation d'arbres, elle est souvent présentée comme une réponse parfaite mais a ses inconvénients car si ces plantations sont monospécifiques, la biodiversité y est pauvre. Par conséquent, ces systèmes ne remplacent pas les forêts intactes mais peuvent contribuer à la conservation des espèces à l'échelle du paysage **(Cateau et al., 2018)**

Dans la région des Antilles, l'expansion de la civilisation pendant l'époque coloniale s'est accompagnée d'un besoin accru en bois qui représentait une matière première primordiale pour les activités artisanales, comme matériau de construction, ou encore comme seul combustible. Environ 80% de la production totale de bois servait de combustible. De plus, le bois a été une marchandise importante lors des échanges dans le commerce triangulaire. De façon générale, l'exploitation des forêts pour le bois d'œuvre demeure le facteur majeur de déforestation aux Antilles **(Phillipe & Claude, 2009)**.

En Guadeloupe, les conséquences de cette production de bois se sont montrées très rapidement car de nombreuses archives montrent qu'en 1838, les forêts avaient déjà complètement disparu de la Grande-Terre **(Lapie, 1928)**. De plus, 71 488 hectares de forêts ont été coupées en 1990 et 61 880 hectares en 2008. Ainsi, entre 1990 et 2008, 9 612 hectares de forêt ont disparu, soit un taux moyen de déforestation annuel de 534 hectares, et 0,86% de disparition de couvert forestier par an **(Bouyer, 2012)**. Ceci s'explique par la forte croissance de la population guadeloupéenne à partir de 1990 (Fig.1), à la base d'une augmentation de la demande en logements et de l'expansion des zones urbaines (tableau 1) **(Nicolas, 2012)**.

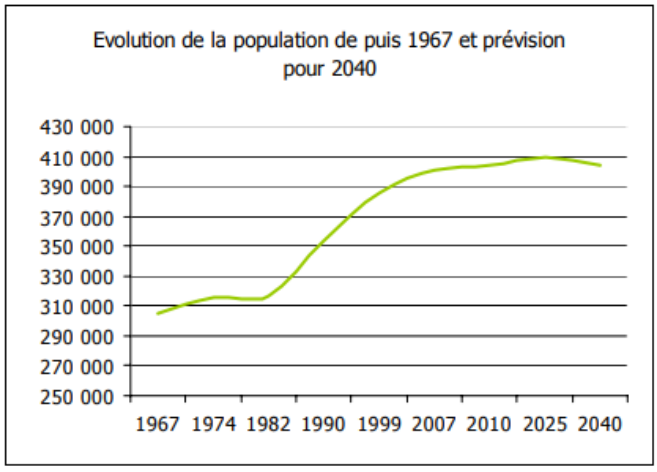


Figure 1. Evolution de la population guadeloupéenne. (Source INSEE)

Tableau 1. Le logement en Guadeloupe. (Source INSEE)

	1990	1999	2006	2007
Nombre de logements	122 509	164 327	192 000	195 018
Total de résidences principales	102 151	132 216	154 140	156 288
Nombre de cases traditionnelles		16 715		5 696
Nombre d'habitation de fortune		3 328		1 872

Aujourd'hui, la surface du couvert forestier en Guadeloupe a augmenté et atteint 71 500 hectares, soit 44% du territoire. Elle s'explique par la protection des forêts, avec notamment les réserves et les aires protégées.

La Guadeloupe est l'un des 34 foyers (« hot-spots ») de biodiversité mondiale. On y trouve une grande variété d'espèces forestière, faune et flore. Parmi toutes les espèces animales présentes, on observe une grande diversité d'espèces d'oiseaux sur le territoire qui sont très menacés par la dégradation et la fragmentation des forêts locales. En effet, à ce jour, sur 288 espèces observées, une seule espèce est strictement endémique à l'île, le pic de la Guadeloupe, *Melanerpes herminieri* , et plus de 40 espèces sont menacées, voire en danger critique d'extinction **(UICN France et al., 2012)**.

La protection de ces populations aviaires est donc un enjeu majeur et seule l'étude et la connaissance permettront une action efficace.

Il existe plusieurs méthodes afin d'étudier la diversité des communautés aviaires au sein des milieux forestiers :

- L'observation directe

L'identification des espèces peut se faire à la vue avec l'utilisation de jumelles ou de longue-vue, permettant le dénombrement des individus. L'identification se fait alors en fonction de la morphologie, de la couleur ou encore du dimorphisme sexuel (si existant) des individus. Cette méthode est la plus simple mais comporte tout de même des limites. En effet, il peut y avoir « un effet de l'observateur », c'est-à-dire que la simple présence de l'observateur peut amener les individus à modifier leurs comportements. De plus, des individus peuvent ne pas être vus ou mal reconnus **(Fonderflick, 1998)**, surtout dans ces milieux denses que sont les forêts tropicales.

- L'étude acoustique

Les animaux produisent des sons pour assurer un certain nombre de fonctions biologiques. L'enregistrement du son dans un habitat, appelé surveillance acoustique passive, peut capturer la diversité et l'abondance des animaux produisant des sons. Les oiseaux en particulier peuvent être étudiés par le son. Cette méthode constitue une alternative à l'observation directe. En effet, les dispositifs peuvent être posés sur de longues périodes permettant de détecter un plus grand nombre d'espèces. De plus, cette surveillance acoustique peut quantifier les taux d'activité humaine en temps réel, comme l'exploitation forestière, la chasse ou le braconnage, et fournit des informations sur l'utilisation de l'habitat par les différentes espèces **(Buxton et al., 2018)**.

- La Capture-Marquage-Recapture (CMR)

Cette méthode consiste à capturer (ou recapturer) à l'aide de filets maillants des oiseaux, de les baguer et de les relâcher **(Ochando, 1988)**. La capture au filet est depuis longtemps utilisée pour évaluer les paramètres démographiques des populations d'oiseaux. Lorsqu'elle est assurée par des personnes qualifiées, elle n'altère en rien le comportement des oiseaux. De nombreuses études ont montré que ni la survie, ni le succès de reproduction n'étaient affectées par la capture et le port d'une bague. Cependant, parfois certains oiseaux capturés peuvent se retrouver mort dû aux filets **(North American Banding Council, 2001)**.

- Les pièges photographiques

Les pièges photographiques consistent en des appareils de prise de vue ne nécessitant pas la présence d'un opérateur humain **(Rovero & Zimmermann, 2016)**, qui peuvent servir à l'étude des oiseaux **(O'Brien & Kinnaird, 2008)**. Ils peuvent être laissés sans surveillance sur le terrain pendant plusieurs semaines, voire plusieurs mois. Les pièges photographiques les plus simples, dits "non-déclenchés", enregistrent des images en continu, ou à des intervalles réguliers prédéfinis. Certains, dits "à déclenchement automatique", disposent de capteurs qui détectent un mouvement ou un changement de chaleur et permettent ainsi de réaliser des photos et vidéos, de jour comme de nuit. Ces pièges photographiques restent inactifs jusqu'à ce qu'ils soient déclenchés par le passage d'un animal **(Cutler & Swann, 1999)**. Les pièges photographiques constituent un outil simple d'utilisation et non intrusif pour les animaux car l'acquisition de données se fait sans que l'animal soit capturé et sans que le chercheur soit

présent **(O'Connell et al., 2011)**. Les données recueillies peuvent être utilisées pour étudier notamment les communautés animales, estimer l'abondance des espèces ou encore la densité absolue d'une population **(Si et al., 2014)**. Ainsi, il s'agit d'une méthode de recensement adéquate pour l'étude de tous les oiseaux et plus particulièrement ceux difficilement détectables par les méthodes plus classiques telles que la méthode de Capture-Marquage-Recapture (CMR) **(Suwanrat et al., 2015)**.

L'étude conduite au cours de mon stage de Master 2 s'insère au sein d'un projet conduit par l'association Caribea Initiative et l'association Amazona consistant en la mise en place d'un programme de suivi et recensement de la diversité du peuplement d'oiseaux au sein de la forêt de Poyen, une forêt plantée dite « aménagée » dans les années 1950 appartenant à la réserve biologique dirigée du nord Grande Terre en Guadeloupe. Le projet combine la capture d'individus lors de session baguages avec le déploiement de pièges photographiques. L'objet principal du stage de master était d'analyser et de comparer entre elles les données obtenues via les deux techniques.

Plusieurs indices écologiques ont été obtenus avec l'analyse des données dont des indices de richesse spécifique, de diversité et de similarité.

II) Matériel et Méthode

1) Le site d'étude : La forêt de Poyen

La présente étude s'est déroulée dans la forêt de Poyen qui fait partie de la Réserve Biologique Dirigée du Nord Grande Terre (Carte 1).

La RBD-NGT accueille les dernières forêts sèches de Guadeloupe. D'une superficie de 730 ha, elle concerne les communes d'Anse-Bertrand, de Port-Louis et de Petit-Canal. Elle y abrite 316 espèces de plantes, sept espèces de chauves-souris et 51 espèces d'oiseaux **(ONF, 2014)**.

Ecosystème devenu très rare en Guadeloupe et dans les Petites Antilles, la forêt sèche est menacée de disparition. Ne représentant que 27% du couvert forestier de Guadeloupe, la forêt sèche est le milieu forestier qui a le plus régressé entre 2004 et 2010. C'est pourquoi, la réserve biologique dirigée assure la protection de la quasi-totalité de la forêt sèche publique de Grande Terre **(ONF, 2014)**.

Carte 1. Réserve Biologique du Nord de la Grande-Terre en Guadeloupe.

La réserve abrite huit forêts dont la forêt départementale de Poyen (Fig.2).

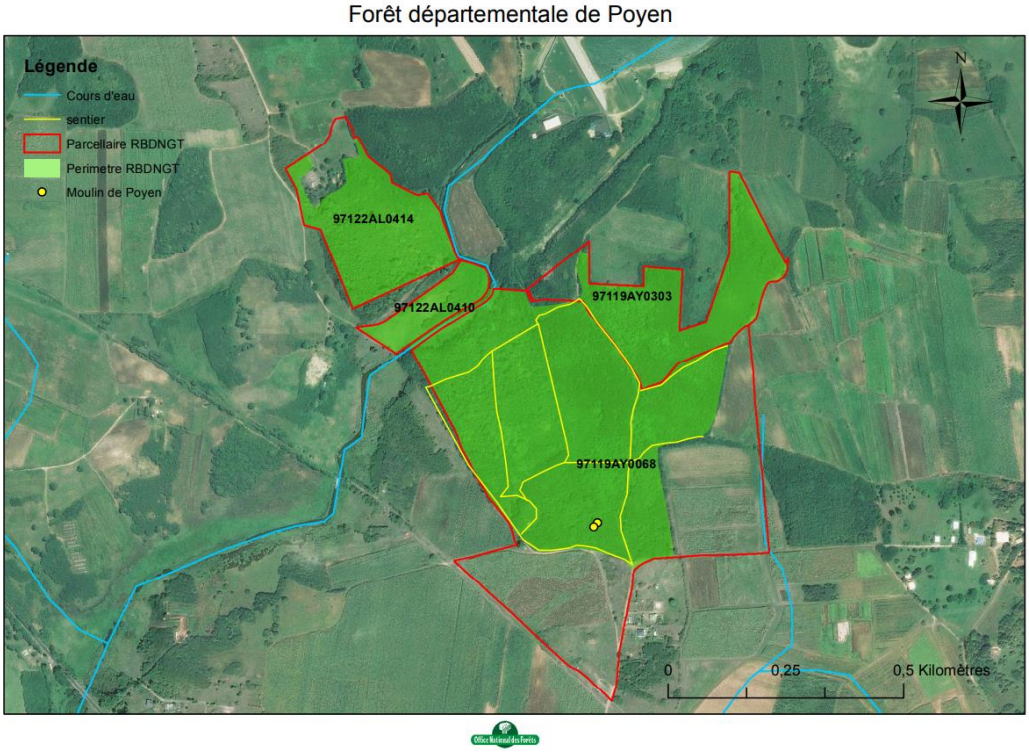


Figure 2. Vue aérienne de la forêt de Poyen à Petit Canal en Guadeloupe.

D'une superficie de 39 hectares, la forêt de Poyen est une ancienne propriété de l'usine sucrière de Beauport qui a été plantée par la SAUB, Société Agricole des Usines de Beauport, dans les années 1950 pour diversifier les activités de l'usine.

En 1990, l'Usine de Beauport ferme et le site reste à l'abandon jusqu'en 2004 date à laquelle il est remis à neuf pour développer le tourisme.

La forêt de Poyen est principalement constituée de deux espèces de Mahogany qui ne sont pas des arbres endémiques à la Guadeloupe ; ainsi que des manguiers (*Mangifera indica*), des poiriers pays (*Tabebuia heterophylla*) ou encore des campêches (*Haematoxylum campechianum*) **(ONF, 2013)**.

Le Mahogany à grandes feuilles, *Swietenia macrphylla*, est un arbre d'environ 40 mètres de hauteur, originaire d'Amérique Centrale et du bassin amazonien. Des graines de Martinique ont été plantées en Guadeloupe vers 1940 par les forestiers pour la production de bois. Son exploitation est interdite en forêt naturelle **(ONF, 2013)**.

Le Mahogany à petite feuilles, ou Acajou des Antilles, *Swietenia mahagoni*, est un arbre d'environ 10-15 mètres de hauteur, originaire des Grandes Antilles et du Sud de la Floride. Introduit pour la production du bois, il fait maintenant partie de la flore locale guadeloupéenne **(Chapuis et al., 1955; Vennetier, 1998)**.

Le massif de Poyen est bordé par la ravine Gaschet qui s'écoule depuis le lac de barrage éponyme et présente un débit variable selon l'activité du dit barrage.

2) Sélection des zones d'études et plan d'échantillonnage

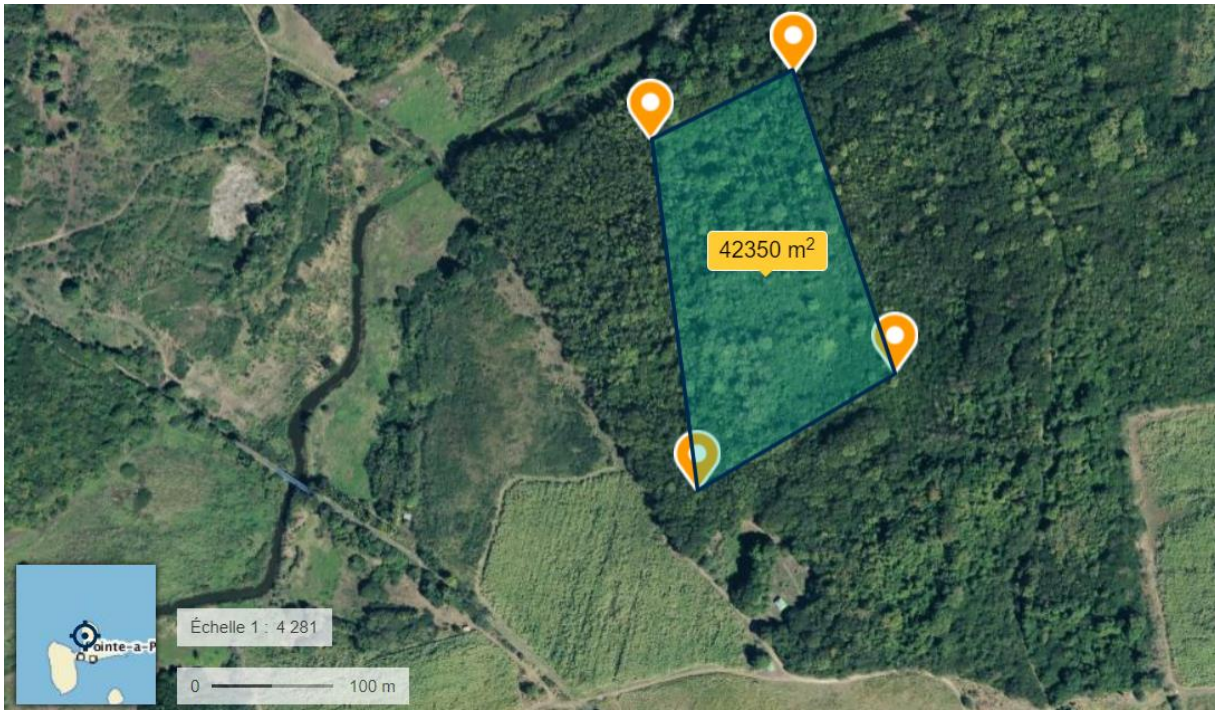


Figure 3. Vue aérienne de la zone d'étude dans la forêt de Poyen à Petit-Canal, Guadeloupe. (Géoportail)

La zone d'étude à une superficie de 42 350 m² soit environ 4 ha (Fig.3). Quatre points GPS ont été déterminés afin de délimiter cette zone d'étude dans la forêt (Annexe 1). Ces points correspondent à la limite des zones où se trouvent les filets des captures d'oiseaux lors des sessions de baguage qui se sont déroulées une fois par mois pendant quatre mois.

L'échantillonnage a été mené pendant deux mois du 18.02.21 au 23.04.21 pour la méthode des pièges photographiques. Deux zones ont été délimitées à l'intérieur du site d'étude (zone A et zone B), avec 16 points pour chaque zone. A cette fin, 16 pièges photographiques ont été déployés en rotation de cinq jours sur ces 2 zones. Au total, 32 points d'échantillonnage ont été réalisés.

L'étude repose sur un échantillonnage systématique. Les unités d'échantillonnages ayant été placés à intervalles réguliers, au niveau des zones où se trouvent les filets de capture d'oiseaux. Ceci afin de permettre une comparaison entre les données de capture au filet et les données obtenues par les pièges photographiques.

Huit filets de 24 mètres au total (4 par zones) ont été utilisés durant l'étude. Nous avons donc déterminé 4 stations d'échantillonnages par zone (Fig.4). Pour chacun, quatre pièges photographiques ont été positionnés à une distance minimum de 5 mètres des filets et 15-20 mètres entre deux pièges (Fig.5).

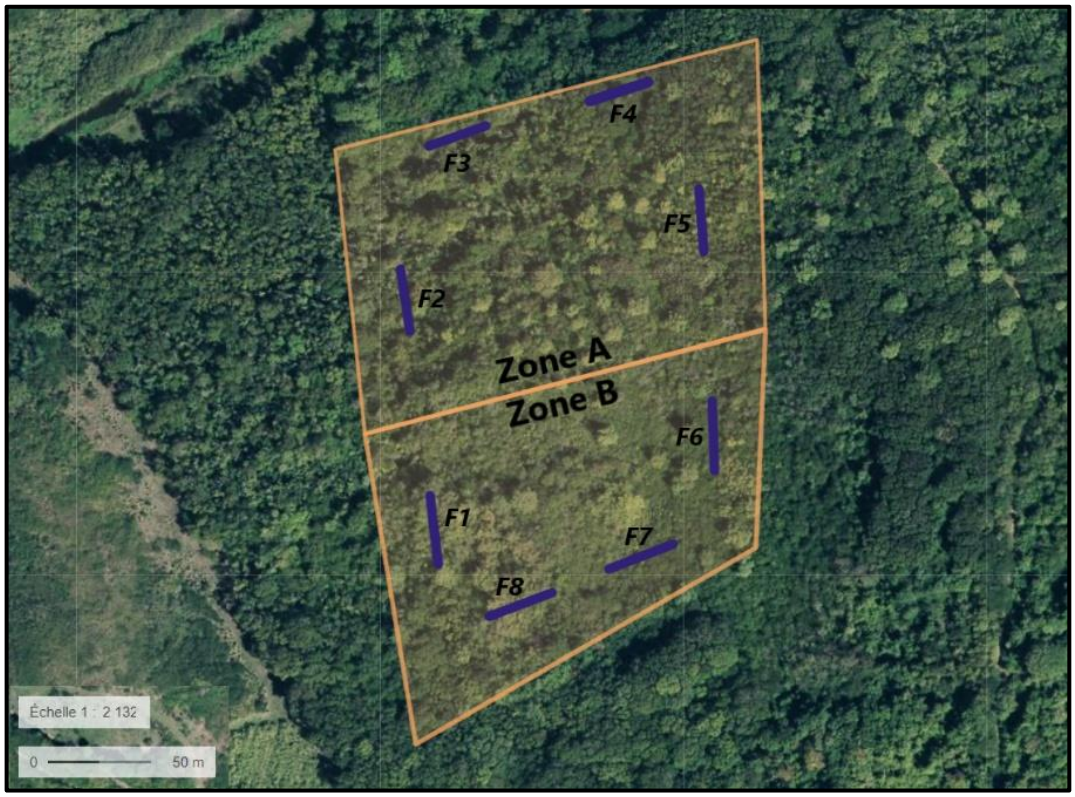


Figure 4. Représentation cartographique des deux zones d'études A et B et des 8 stations d'échantillonnages (Géoportail)

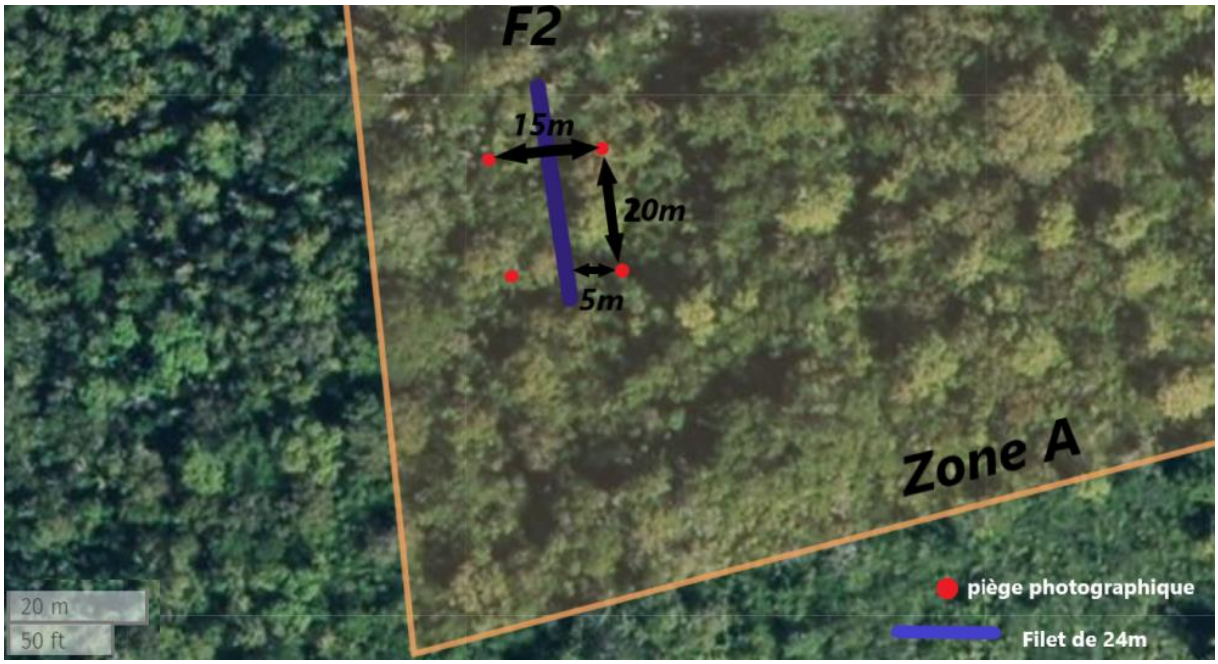


Figure 5. Représentation d'une station d'échantillonnages au niveau du filet n°2. (Géoportail)

3) Dispositif expérimental

Figure 6. Installation des pièges photographiques dans la zone d'étude.

Sur chaque point échantillonné, les pièges photographiques de type Spec Ops Edge Model BTC-8^{E} de la gamme Browning trail cameras (Annexe 2) ont été fixés à un arbre robuste, à une hauteur comprise entre 25 cm et 30 cm du sol (Fig.6) afin de photographier aussi bien les mammifères que les oiseaux **(cf - Rapport de stage Sébastien Sandy 2021)**.
Les pièges n'ont pas été appâtés.

Le paramètre de déclenchement a été réglé pour capturer trois photos par détection. Le délai entre les déclenchements était de 30 secondes afin d'éviter de prendre plusieurs photos d'un même individu sur de courtes périodes. La sensibilité de déclenchement de la caméra a été réglée pour être la plus élevée possible afin de détecter toutes les espèces dans toutes les conditions. **(Duarte, 2017)** . Les zones où se trouvaient moins de végétation ont été sélectionnées pour que le capteur de la caméra atteigne la meilleure portée et empêche le risque de déclenchement intempestif. **(Znidersic, 2017)**.

4) Traitement et analyse des données

Les analyses des données ont été réalisées à l'aide du logiciel d'analyse statistiques R, package « vegan » (Annexe 3).

4.1) Analyse de la richesse spécifique observée et corrigée

La richesse spécifique est une mesure de la biodiversité de tout ou partie d'un écosystème. Elle désigne le nombre d'espèces présentes dans un milieu donné.

- La richesse spécifique observée avec la courbe d'accumulation

La courbe d'accumulation décrit comment la richesse augmente en fonction de l'effort d'échantillonnage. On suppose que la communauté locale est de taille fixe avec un nombre fixe d'espèces, et que leur découverte progressive aboutira à une asymptote. La courbe d'accumulation s'obtient en traçant simplement le nombre d'espèces découvert en fonction de l'effort d'échantillonnage **(Marcon, 2015)**.

Celle-ci peut être complété par le calcul du nombre de relevés nécessaire pour obtenir 95 % des espèces observées. En calculant le nombre égal à 95 % du nombre d'espèces total observées,

nous obtenons le nombre de relevés minimaux pour obtenir 95 % des espèces totales. Si le nombre de relevés pratiqués est largement au-dessus du nombre de relevées minimaux estimés, l'échantillonnage est adéquat **(Bruhier et al., 1998)**.

4.2) Analyse de la diversité des espèces aviaires

La diversité des espèces est une mesure complexe qui prend en compte à la fois le nombre d'espèces et leurs abondances relatives dans la communauté.

Afin d'analyser la diversité spécifique sur le site d'étude, nous avons utilisés de indices de diversité : l'indice de Shannon et l'indice de Simpson.

L'indice de Shannon (H') est un indice d'information et est l'indice de diversité le plus couramment utilisé en écologie. Il quantifie l'incertitude associée à la prédiction de l'identité d'un nouveau taxa étant donné le nombre de taxons et la régularité dans l'abondance des individus dans chaque taxa **(Spellerberg & Fedor, 2003)**.

$$H = -\sum_{i=1}^{S} p_i \log_b p_i$$

pi est la proportion d'espèces i, S est le nombre d'espèces et b est la base du logarithme. Les valeurs de H′ peuvent varier de 0 à 5. Une valeur minimale de H' montre une faible diversité, tous les individus de la population sont de la même espèce (ou une seule espèce est sur-représentée alors que toutes les autres ne contiennent qu'un seul individu). Une valeur maximale de h' correspond à un peuplement hétérogène pour lequel tous les individus de toutes les espèces sont répartis d'une façon égale **(Marcon, 2015)**.

L'indice de Simpson (λ) est une mesure de dominance et donc l'abondance des taxons les plus communs. Il mesure la probabilité que deux individus pris au hasard appartiennent au même groupe. Il en découle deux formules, suivant que l'échantillon est infini (tirage avec remises, indice λ) ou fini (tirage sans remises, indice L). Dans notre cas, pour suivre une population d'oiseaux forestiers, nous utiliserons l'indice L **(Marcon, 2015)**.

$$L = \frac{\sum_{i=1}^{S} n_i.(n_i - 1)}{N.(N - 1)}$$

ni = nombre d'individus de l'espèce i

N = nombre total d'individus.

S = le nombre total d'espèces présentes.

Comme il s'agit d'une probabilité, l'indice des Simpson varie de 0 à 1. Plus cet indice est proche de 1, plus le peuplement est homogène.

Dans le but d'obtenir des valeurs « plus intuitives », nous avons préféré appliquer dans le cadre de l'étude l'indice de diversité de Simpson représenté par **D=1-L**, le maximum de diversité étant représenté par la valeur 1, et le minimum de diversité par la valeur 0.

Cet indice permet d'exprimer la dominance d'une espèce lorsqu'il tend vers 0, ou la codominance de plusieurs espèces lorsqu'il tend vers 1 **(Grall & Coïc, 2006)**.

En effet, lorsque D = 0, une seule espèce est présente dans le peuplement et la valeur D = 1 apparait dans le cas de figure où un grand nombre d'espèces sont présentes, mais toutes de proportions égales **(He & Hu, 2005)**.

4.3) Analyse de la similarité des assemblages

Le calcul d'un coefficient de similitude permet de quantifier le niveau de similitude entre deux communautés en termes d'espèces partagées. Afin de réaliser cette analyse, un indice de similarité a été utilisé : l'indice de Jaccard **(Chung et al., 2019).**

L'indice de Jaccard permet une comparaison entre deux sites, car il évalue la ressemblance entre deux relevés en faisant le rapport entre les espèces communes aux deux relevés et celles propres à chaque relevé. Il représente le nombre de cas de présence simultanée des deux espèces considérées, divisé par le nombre de cas où au moins l'une des deux est présente.

Il a pour formule :

$$I = \frac{Nc}{(N1 + N2 - Nc)}$$

Nc : nombre de taxons commun aux stations 1 et 2

N1 et N2 : nombre de taxons présents respectivement aux stations 1 et 2

Cet indice I varie de 0 à 1. Plus la valeur de l'indice est élevée, plus grand est le nombre d'espèces se retrouvant dans les deux habitats à la fois, et plus faible est la différence au niveau de la composition de la communauté entre les deux habitats (possiblement du fait que les conditions environnementales entre les habitats sont similaires). Plus l'indice est faible, plus faible est le nombre d'espèces communes aux deux habitats **(Raimundo & M.Vargas, 2021)**.

4.4) Analyse de la répartition spatiale

Afin d'analyser la répartition des individus étudiés sur le site d'étude, l'indice de dispersion de Morisita à été utilisé.
L'indice Morisita (Id) s'applique aux données quantitatives et est largement utilisé pour évaluer les modèles de distribution spatiale des espèces dans un site.
Il a pour formule :

$$Id = n \times \frac{\sum x^2 - \sum x}{(\sum x)^2 - \sum x}$$

L'équation de l'indice de Morisita a deux variables, le nombre total de relevés (n) et le nombre d'individus par relevé (x).
Il vaudra 1 si la répartition spatiale est aléatoire, il est supérieur à 1 si elle est agrégative et inférieur à 1 si elle est régulière **(Amaral et al., 2015)**.

III) Résultats

1) Données Recueillies

Cette étude a permis d'observer, au total, 17 espèces d'oiseaux avec les deux techniques déployées.

- **Données des pièges photographiques**

Durant la période d'échantillonnage, un total de 2405 photographies a été pris par les pièges photographiques. Sur les 11 espèces d'oiseaux qui ont pu été identifiés sur ces photographies, la tourterelle à queue carrée (*Zenaida Aurita*) est la plus observée (Tableau 2). En effet, elle est très souvent observée s'alimentant au sol.

Tableau 2. Nombre d'observations par espèces photographiées.

Espèces photographiées	Nombre d'observations
Tourterelle à queue carrée (*Zenaida aurita*)	**171**
Colombe à croissant (*Geotrygon mystacea*)	**95**
Colombe à queue noire (*Columbina passerina*)	**12**
Héron vert (*Butorides virescens*)	**10**
Saltator gros-bec (*Saltator albicollis*)	**6**
Paruline jaune (*Setophaga petechia*)	**2**
Sucrier à ventre Jaune (*Coereba flaveola)*	**1**
Sporophile rouge-gorge *(Loxigilla noctis)*	**1**
Quiscale merle (*Quiscalus lugubris)*	**1**
Coulicou manioc *(Coccyzus minor)*	**1**
Colibri falle-vert *(Eulampis holosericeus)*	**1**

Figure 7. Photographies de 3 espèces les plus observées (1 : *Zenaida aurita ;* 2 : *Geotrygon mystacea ;* 3 : *Saltator albicollis*) et 3 espèces les moins observées (4 : *Eulampis holosericeus ;* 5 : *Loxigilla noctis ;* 6 : *Quiscalus lugubris*)

- **Données de Capture-Marquage-Recapture (CMR)**

Les sessions de baguages ont eu lieu une fois tous les mois. Nous avons étudié les données sur une période de 4 mois, de janvier à avril 2021. Au total, 14 espèces ont été recensés durant la période d'échantillonnage (Tableau 3) et les plus observées sont le sucrier à ventre jaune (*Coereba flaveola*), l'Elénie Siffleuse (*Elaenia martinica*) et le Sporophile rouge-gorge (*Loxigilla noctis*).

Tableau 3. Nombre de captures par espèces identifiées.

Espèces capturées	Nombre de captures
Sucrier à ventre Jaune (*Coereba flaveola*)	**36**
Elénie Siffleuse (*Elaenia martinica*)	**30**
Sporophile rouge-gorge *(Loxigilla noctis)*	***28***
Saltator gros-bec (*Saltator albicollis*)	**19**
Paruline jaune (*Setophaga petechia*)	**9**
Viréo moustache (*Vireo altiloquus*)	**9**
Moqueur grivotte (*Allenia fusca*)	**7**
Colombe à queue noire (*Columbina passerina*)	**3**
Sporophile cici (*Melanospiza bicolor*)	**4**
Merle à lunette (*Turdus nudigenis*)	**4**
Quiscale merle (*Quiscalus lugubris*)	**2**
Moqueur corossol (*Margarops fuscatus)*	**1**
Colombe à croissant (Geotrygon mystacea)	**1**
Tyran gris (*Tyrannus dominicensis*)	**1**

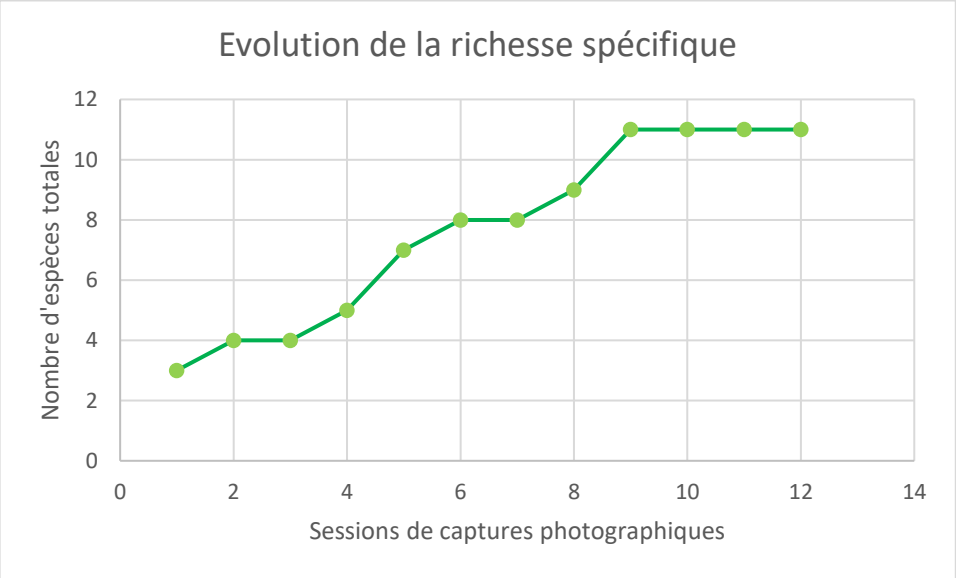
Photographie 1. Saltator gros-bec capturé dans un filet.

Un test non paramétrique de wilcoxon a été réalisé et révèle qu'il n'y a pas de différence significative (p-valeur de 0.124) entre l'abondance moyenne des espèces observées avec la méthode des pièges photographiques et ceux observés avec la méthode de CMR, au sein des 8 stations étudiées (Annexe 4).

2) La richesse spécifique observée

- Courbes de richesses spécifiques cumulées

Les courbes de richesses spécifiques cumulées ont été obtenues avec le nombre d'espèces observées pour chaque session (effort d'échantillonnage).



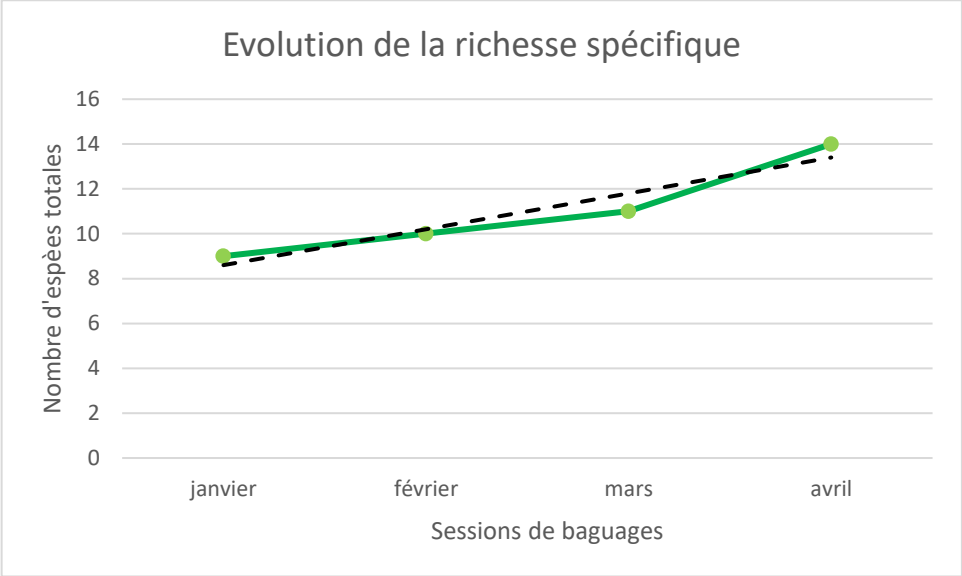
Graphique 1. Courbe de richesse cumulée pour les espèces observées par les pièges photographiques.

Le plateau est atteint à la 9^{e} session de captures photographiques avec au total, 11 espèces observées (graphique 1).

Tableau 4. Comparaison du nombre de relevés photographiques effectués et du nombre de relevés nécessaires pour obtenir 95 % des espèces.

Nombre total d'espèces	Nombre de relevées pour 95% des espèces	Nombre de relevées effectués
11	**≈ 9**	**14**

Le nombre de relevés pratiqués est largement au-dessus du nombre dit nécessaire pour obtenir 95% des espèces (Tableau 4). L'échantillonnage est donc adéquat.



Graphique 2. Courbe de richesse cumulée pour les espèces recensées lors des sessions de CMR.

Au total, 14 espèces sont observées. Il n'y a pas de plateau mais la courbe de tendance montre qu'il y a une augmentation de l'observation des espèces pour chaque session. Un plateau pourrait être atteint avec un effort d'échantillonnage plus élevé.

Tableau 5. Comparaison du nombre de sessions de capture effectués et du nombre de relevés nécessaires pour obtenir 95 % des espèces.

Nombre total d'espèces	Nombre de relevées pour 95% des espèces	Nombre de relevées effectués
14	**3.5**	**4**

Le nombre de relevés pratiqués est très peu différent du nombre dit nécessaire pour obtenir 95% des espèces (Tableau 5). L'échantillonnage est alors acceptable.

3) La diversité des espèces aviaires

L'analyse de la diversité spécifique avec les indices de Shannon et de Simpson a été réalisée sous le logiciel R studio.

- **Indice de Shannon**

Les indices de Shannon (H') pour les deux méthodes d'études sont les suivants :

H' Pièges photographiques = 1.04

H' CMR = 2.06

Ainsi, la diversité spécifique est plus élevée avec l'emploi de la méthode CMR, où la valeur de H' est de 2.06. En effet, plus d'espèces ont été observées avec la méthode CMR, avec 14 espèces capturées contre 11 pour la méthode des pièges photographiques.

Les indices de Shannon ont ensuite été calculés pour chaque station de pièges photographiques **(H' PP)** ainsi que pour chaque filet lors des sessions de CMR **(H' CMR)** (Tableau 6).

Tableau 6. Indices de Shannon pour les deux méthodes d'études.

Indice de Shannon / Stations	H' PP	H' CMR
1	0.66	1.52
2	**1.21**	1.52
3	0.12	1.84
4	0.47	1.67
5	0.49	1.86
6	0.33	1.73
7	0.39	**0.9**
8	0.90	1.36

Il en résulte une faible diversité pour les deux techniques déployées. La diversité est plus élevée avec l'emploi de la méthode CMR, où les valeurs sont toutes très proches et dépassent 1; seule la station 7 possède une valeur faible (0.9).

Concernant la méthode des pièges photographiques, les valeurs de Shannon sont particulièrement variables en fonction des stations étudiées. Seule la station 2 se démarque des autres, avec une valeur élevée de 1.21.

En outre, le test non paramétrique de Wilcoxon révèle une différence significative entre la diversité moyenne observée avec la méthode des pièges photographiques et celle observée avec la méthode de CMR (p-valeur = 0.0016).

Enfin, dans le cadre des huit stations étudiées, le coefficient de Spearman révèle l'inexistence de corrélations entre les méthodes employées et les diversités qui s'y rapportent (p-valeur = 0.3167).

- **Indice de diversité Simpson**

Les indices de diversité Simpson (D) pour les deux méthodes d'études sont les suivants :

D Pièges photographiques = 0.45

D CMR = 0.83

L'indice de diversité Simpson tend vers 1 pour la méthode de CMR tandis qu'il tend vers 0 pour la méthode des pièges photographiques. Autrement dit, le peuplement observé pour la méthode de CMR est dit plus hétérogène et traduit la codominance de plusieurs espèces alors que celui observé pour la méthode des pièges photographiques est dit homogène avec la dominance de certaines espèces par rapport à d'autres.

Les indices de diversité Simpson ont ensuite été calculés pour chaque station de pièges photographiques **(D PP)** ainsi que pour chaque filet lors des sessions de CMR **(D CMR)** (Tableau 7).

Tableau 7. Indices de diversité Simpson pour les deux méthodes d'études.

Indice de diversité Simpson / Stations	D PP	D CMR
1	0.31	0.76
2	**0.66**	0.76

3	**0.05**	0.80
4	0.30	0.74
5	0.22	0.82
6	0.15	0.81
7	0.18	0.52
8	0.44	0.71

L'utilisation des pièges photographiques suggère un peuplement très homogène à la station 3 (D=0.05), et un peuplement qui tend vers une hétérogénéité à la station 2 (D = 0.66).
Néanmoins, de façon générale, le peuplement n'est pas hétérogène avec l'utilisation des pièges photographiques, puisque les valeurs de l'indice de diversité Simpson sont toutes différentes dans chacune des stations, traduisant la surreprésentation de certaines espèces par rapport à d'autres.
En revanche, avec l'emploi de la méthode CMR, les indices de diversité Simpson, parmi les huit stations étudiées, sont tous assez proches car les peuplements observés sont hétérogènes.

En outre, le test non paramétrique de Wilcoxon révèle une différence significative entre les indices de diversité observés avec la méthode des pièges photographiques et ceux observés avec la méthode de CMR (p-valeur = 0.0013).
Enfin, le coefficient de Spearman révèle qu'il n'y a pas de corrélation entre les diversités obtenues à partir des pièges photographiques et celles obtenues avec la méthode de CMR (p-valeur = 0.3821).

3) La similarité des assemblages

- **Indice de Jaccard**

Les indices de Jaccard (I) ont été calculés afin de comparer les stations étudiées par la méthode des pièges photographiques avec celles de la méthode de CMR (Tableau 8). Ceci permet d'évaluer la ressemblance entre les stations en faisant le rapport entre les espèces communes aux stations et celles propres à chaque station.

Tableau 8. Indices de Jaccard entre les stations étudiées par les deux méthodes déployées.

	station 1	station 2	station 3	station 4	station 5	station 6	station 7	station 8
station 1	0.11							
station 2	0.11	0.11						
station 3	0.17	0.17	0					
station 4	0.083	0.17	0	0				
station 5	0.17	0.25	0	0	0.17			
station 6	0.2	0.2	0	0	0.1	0		
station 7	0.25	0.37	0.17	0.17	0.37	0.29	0.29	
station 8	0.22	0.22	0	0	0.11	0	0.12	0.1

Il en résulte d'assez faible indices entre toutes les stations étudiées. Les valeurs se rapprochant de 0, le nombre d'espèces communes aux stations des deux méthodes déployées est faible.

Par la suite, la distance de jaccard est calculée et consiste simplement à soustraire l'indice de Jaccard à 1 (Tableau 9).
La distance équivaut à 0 si les stations sont proches et partagent un grand nombre d'espèces en communs. La distance équivaut à 1 si les stations sont éloignées et ne partage pas d'espèces en communs.

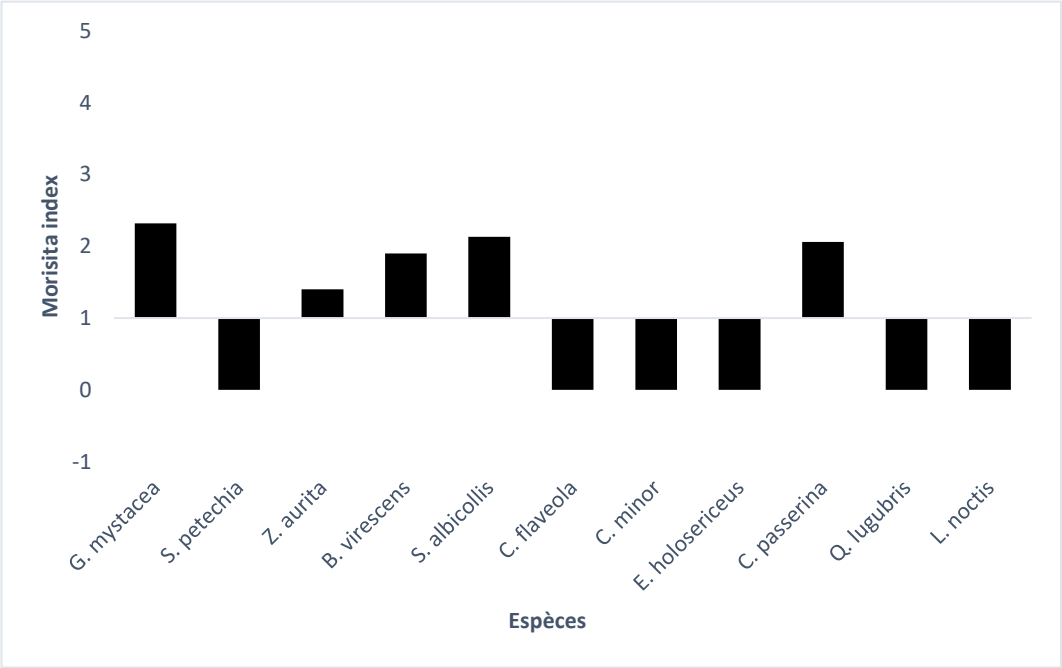
Tableau 9. Distances de Jaccard entre les stations étudiées par les deux méthodes déployées. (En rouge, les stations les plus proches)

	station 1	station 2	station 3	station 4	station 5	station 6	station 7	station 8
station 1	0.89							
station 2	0.89	0.89						
station 3	0.83	0.83	1					
station 4	0.92	0.83	1	1				
station 5	0.83	0.75	1	1	0.83			
station 6	0.8	0.8	1	1	0.9	1		
station 7	0.75	0.63	0.83	0.83	0.63	0.71	0.71	
station 8	0.78	0.78	1	1	0.89	1	0.88	0.9

Les distances obtenues permettent de rendre compte de la dissimilarité entre les stations avec des valeurs proche de 1. Les stations les plus proches sont les stations 2-7 et stations 5-7 avec une distance de 0.63, ce qui est toujours très éloignées.

4) La répartition spatiale des espèces.

L'indice de Morisita (Id) a été appliqué à toutes les espèces observées pour les deux méthodes d'études (Fig 10 et 11).

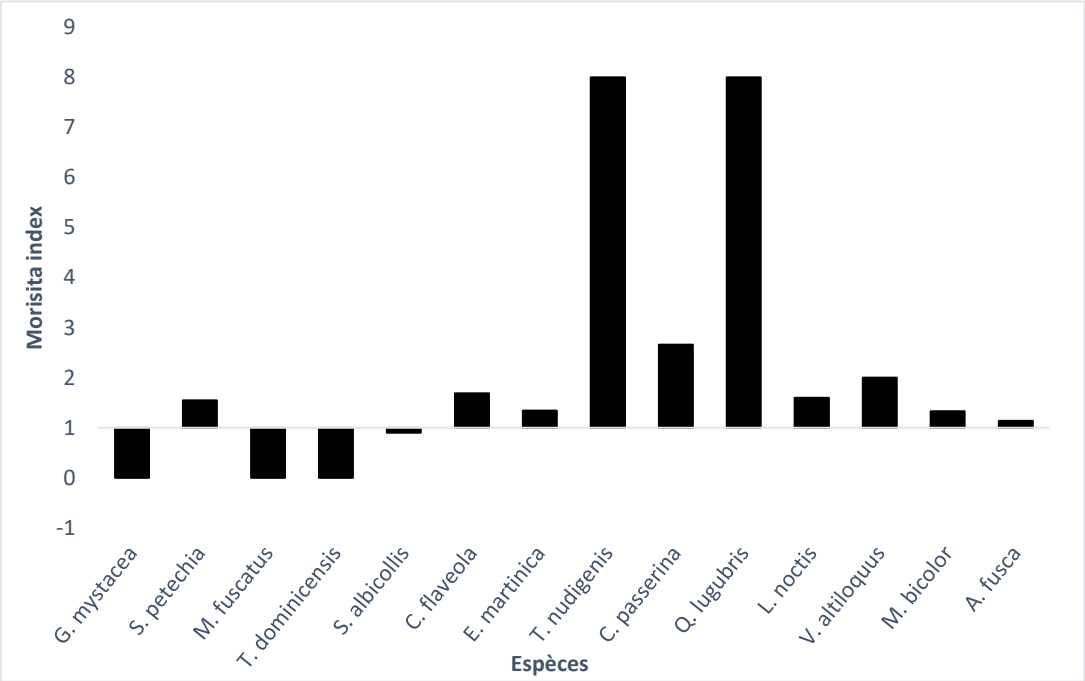


Espèce	Id
G. mystacea	**2.32**
S. petechia	**0**
Z. aurita	**1.4**
B. virescens	**1.9**
S. albicollis	**2.13**
C. flaveola	**0**
C. minor	**0**
E. holosericeus	**0**
C. passerina	**2.06**
Q. lugubris	**0**
L. noctis	**0**

Figure 10. Indice de Morisita des espèces observées avec la méthode des pièges photographiques

Sur les onze espèces observées par les pièges photographiques, cinq espèces ont une répartition spatiale agrégative (Id > 1). En effet, la plupart des individus observés chez la colombe à croissant (*G. mystacea*), la tourterelle à queue carrée (*Z. aurita*), le héron vert (*B. virescens*), le saltator gros-bec (*S. albicollis*) et la colombe à queue noire (*C. passerina*) se retrouvent dans les mêmes stations (Annexe 5).

Les six autres espèces ont une répartition spatiale nulle (Id= 0). Ces espèces sont tout simplement trop rares pour que l'on puisse étudier leur distribution spatiale.



Espèce	Id
G. mystacea	**0**
S. petechia	**1.55**
M. fuscatus	**0**
T. dominicensis	**0**
S. albicollis	**0.904**
C. flaveola	**1.69**
E. martinica	**1.34**
T. nudigenis	**8**
C. passerina	**2.66**
Q. lugubris	**8**
L. noctis	**1.6**
V. altiloquus	**2**
M. bicolor	**1.33**
A. fusca	**1.14**

Figure 11. Indice de Morisita des espèces observées avec la méthode de CMR.

Sur les 14 espèces observées avec la méthode de CMR, 10 espèces ont une répartition spatiale agrégative (Id >1).

Le merle à lunette (*T. nudigenis*) et le merle noir (*Q. lugubris*) ont une distribution spatiale très agrégée (Id = 8). En effet, ces deux espèces sont observées plus d'une fois, mais ne sont présentes que dans l'une des huit stations étudiées (Annexe 5).

On observe une répartition spatiale nulle (Id=0) pour la colombe à croissant (*G. mystacea*), le moqueur corossol (*M. fuscatus*) ainsi que le tyran gris (*T. dominicensis*).

Le Saltator gros-bec (S. albicollis) est la seule espèce ayant une répartition spatiale régulière (Id<1). Elle est retrouvée de manière homogène dans toutes les stations étudiées (Annexe 5).

L'analyse de cet indice permet de souligner la distribution spatiale agrégative de la plupart des espèces observées, et ce, avec les deux méthodes d'étude employées.

IV) Discussion

Bien que les deux méthodes d'études déployées soient différentes, elles ont toutes deux permises de recenser la diversité des oiseaux dans la forêt de Poyen.

1) L'avifaune dans la forêt de Poyen

L'échantillonnage réalisé révèle une faible diversité des oiseaux dans la forêt de Poyen. Ceci est en accord avec les travaux de **(Bhagwat et al., 2008)** qui montre que les forêts dites aménagées ou plantées, bien qu'elles jouent un rôle important dans la conservation de la biodiversité, disposent d'une plus faible diversité que les forêts naturelles avoisinantes. Ces types de forêts, et davantage quand elles sont de petites tailles comme celle de Poyen, possèdent peu de diversité végétale, ce qui restreint la disponibilité en aliments pour les oiseaux. Ceci est particulièrement vrai pour la forêt de Poyen, bénéficiant d'un aménagement particulier, où le Mahogany (*Swietenia*), peu prisé par les oiseaux présents, est l'espèce végétale dominante **(Renaud, 2016)**.

La présence de prédateurs, tels que les rongeurs (*Rattus*), la petite mangouste indienne (*Urva auropunctata*), ou encore le raton-laveur (*Procyon lotor*), pourrait aussi expliquer cette faible diversité **(cf - Rapport de stage Sébastien Sandy 2021)**. Parmi ces prédateurs, la petite mangouste indienne (introduite en 1888 en Guadeloupe, afin de lutter contre les rongeurs qui ravageaient les plantations de l'époque), fut l'espèce la plus recensée dans la forêt de Poyen **(ONCFS, 2011); cf - Rapport de stage Sébastien Sandy 2021)**. Celle-ci semble être l'espèce exotique envahissante qui influence le plus l'abondance et la présence des oiseaux dans la forêt de Poyen. En effet, les stations étudiées démontrent une tendance inverse entre la présence des oiseaux et celles des mangoustes. Ceci est également observable dans la région Caraïbe **(Soubeyran et al., 2011)**. Ainsi, selon **(Allen, 1911)**, la mangouste a été considérée comme étant responsable de la disparition d'une espèce de colombe du genre Geotrygon, à Saint-Vincent, île des Petites-Antilles.

En dépit de cette faible diversité, la forêt de Poyen abrite tout de même 5 espèces d'oiseaux endémiques des petites Antilles. Parmi eux, la Colombe à croissant, le Colibri falle-vert, le Sporophile rouge-gorge, le Moqueur grivotte ainsi que le Saltator gros-bec **(Levesque & Delcroix, 2021)**.

De plus, la Tourterelle à queue carrée est l'espèce la plus recensée de l'étude. En effet, *Zenaida Aurita* se plaît dans les milieux ouverts et plutôt secs **(Rivera-Milán, 1997)**, à l'instar de la forêt de Poyen. Toutes les autres espèces observées de l'étude fréquentent des habitats variés, ce qui explique leur présence dans cette forêt. Par exemple, il y a la colombe à croissant qui est présente dans les forêts sèches, les forêts humides et les forêts montagnardes **(Levesque & Mathurin, 2008)**, ou encore le saltator à gros-bec qui lui, est présent dans les forêts sèches, les mangroves, les forêts marécageuses et les forêts humides avec une prédilection pour les milieux secs, où il est le plus abondant **(Steadman, 2001)**.

Enfin, l'abondance et la diversité observée permettent de mettre en évidence une codominance entre la plupart des espèces dans la forêt de Poyen.

2) Les avantages et inconvénients de l'utilisation des pièges photographiques et de la méthode de Capture-Marquage-Recapture.

L'utilisation des pièges photographiques semble être une méthode adéquate afin d'estimer la diversité et l'abondance des oiseaux présents au sol. En effet, les deux espèces les plus observées, la Tourterelle à queue carrée et la Colombe à croissant, sont granivores et prélèvent exclusivement leurs aliments au sol, au cours de la journée **(Levesque, 2018a)**. Néanmoins, cette méthode ne semble pas propice à l'échantillonnage des espèces nichant dans les arbres, comme l'Elénie siffleuse **(Levesque, 2018b)**, le Sporophile rouge-gorge, ou le Sucrier à ventre jaune **(Yokoyama, 2020)**. En effet, ces espèces ont été photographiées très peu de fois, alors qu'elles ont très largement été capturées avec la méthode CMR. Par ailleurs, il fut impossible d'identifier les espèces à l'échelle individuelle, puisque des traits phénotypiques propres à chaque individu n'étaient pas observables. Enfin, les pièges photographiques constituent un outil particulièrement discret sur le terrain car aucune perte matérielle n'est à déplorer et la faune étudiée ne semble pas avoir été dérangée.

Comparativement aux pièges photographiques, les résultats obtenues avec la méthode de Capture-Marquage-Recapture ont montré une forte abondance des espèces aviaires nichant dans la partie supérieure de la forêt, contre seulement quelques rares individus pour les espèces au sol. Ceci s'explique par le fait que les individus sont capturés en plein vol, avec la méthode CMR **(Fonderflick, 1998)**.

Celle-ci est reconnue comme étant puissante pour estimer l'abondance, ainsi que d'autres paramètres tels que la survie, le recrutement et le taux de mortalité, car les individus peuvent être facilement identifiés à l'aide des bagues **(Lettink & Armstrong, 2003)**.
En outre, cette méthode n'est généralement pas perturbante pour l'avifaune. Cependant, au cours de l'échantillonnage, le décès de quatre oiseaux fut à déplorer. En effet, les mangoustes se sont empressées de dévorer les oiseaux capturés dans certains filets.

La combinaison des deux méthodes employées semble être intéressante. Ainsi, des études ont montré l'efficacité du couplage de ces deux méthodes **(Silver et al., 2004; Trolle & Kéry, 2003)**. En effet, elles permettent d'étudier l'ensemble de l'avifaune d'une région c'est-à-dire, l'avifaune au sol et l'avifaune arboricole.

3) Perspectives

Afin d'optimiser la combinaison de ces deux méthodes, il serait avantageux de baguer les oiseaux avec des bagues colorées. Ceci permettrait à la fois de différencier les individus capturés et d'éviter le double comptage lors de l'utilisation des pièges photographiques **(Brides et al., 2018)**.
De plus, une récente étude a abordé une autre méthode pouvant être associée aux pièges photographiques, l'enregistrement acoustique **(Buxton et al., 2018)**. En effet, la surveillance acoustique permet d'évaluer la diversité, le comportement et l'abondance d'une population **(Celis-Murillo et al., 2012)**. C'est une méthode qui pourrait permettre l'étude des espèces les plus furtive, impossible à observer avec les pièges photographiques ou la méthode CMR. Ainsi, la surveillance acoustique a facilité la découverte de nouvelles espèces rare **(Tishechkin, 2014)**.
Enfin, l'utilisation de baignoires (permettant d'attirer les oiseaux en quête d'abreuvement), couplée aux pièges photographiques, pourrait faciliter la collecte d'un plus grand nombre de données.

V) Conclusion

La présente étude a permis de renseigner pour la première fois sur l'abondance et la diversité aviaire dans la forêt de Poyen via l'utilisation des pièges photographiques ainsi que la méthode de Capture-Marquage-Recapture. En effet, les résultats obtenus montrent une faible diversité générale. Toutefois, on y retrouve des espèces endémiques des Petites Antilles. La collecte d'un plus grand nombre de données a été possible grâce aux deux méthodes associées. Les pièges photographiques ont permis l'étude des espèces dites « au sol » tandis que la méthode CMR a permis de capturer les espèces plus arboricoles.

L'utilisation combinée des pièges photographiques s'est donc avérée être intéressant pour le suivi des espèces aviaires dans la forêt de Poyen en Guadeloupe mais aussi sur d'autres territoires.

Les perspectives présentées pourraient contribuer à une meilleure connaissance des oiseaux dans la forêt de Poyen et permettre une gestion durable dans les forêts locales de la Guadeloupe. Par ailleurs, une campagne d'éradication des mangoustes dans la forêt de Poyen est actuellement en cours. En effet, deux séances ont déjà été réalisées et ont permis de supprimer un bon nombre de ces prédateurs. Il semble donc nécessaire de continuer cette campagne afin de préserver la faune aviaire présente.

BIBLIOGRAPHIE

Allen, G. M. (1911). *Mammals of the West Indies* (Vol. 54).

Amaral, M. K., Pellico Netto, S., Lingnau, C., & Figueiredo Filho, A. (2015). Evaluation of the Morisita index for distribution of species in a fragment of Araucaria forest. *Applied Ecology and Environmental Research, 13*(2).

Bhagwat, S. A., Willis, K. J., Birks, H. J. B., & Whittaker, R. J. (2008). Agroforestry : A refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology & Evolution*, *23*(5), 261-267.

Bouyer, O. (2012). *Déforestation dans les DOM : Guyane, Martinique, Guadeloupe et Réunion*.

Brides, K., Middleton, J., Leighton, K., & Grogan, A. (2018). The use of camera traps to identify individual colour-marked geese at a moulting site. *Ringing & Migration*, *33*(1), 19-22.

Bruhier, S. V., Moyne, M. L., & Brun, J. J. (1998). Simplement le nombre d'espèces découvert en fonction de l'effort d'échantillonnage. *IRSTEA CEMAGREF*, 47-59.

Buxton, R. T., Lendrum, P. E., Crooks, K. R., & Wittemyer, G. (2018). Pairing camera traps and acoustic recorders to monitor the ecological impact of human disturbance. *Global Ecology and Conservation*, *16*, 9.

Cateau, E., King, L., & Vallauri, D. (2018). *Plantations industrielles d'arbres à croissance rapide*. 24.

Celis-Murillo, A., Deppe, J. L., & Ward, M. P. (2012). Effectiveness and utility of acoustic recordings for surveying tropical birds : Acoustic Recordings for Surveying Tropical Birds. *Journal of Field Ornithology*, *83*(2), 166-179.

Chapuis, J., Silvy-Leligeois, P., Venet, J., Leroy, R., & Roussel, L. (1955). *Le mahogany et l'amélioration de la forêt martiniquaise* (Revue forestière Française).

Chung, N. C., Miasojedow, B., Startek, M., & Gambin, A. (2019). Jaccard/Tanimoto similarity test and estimation methods for biological presence-absence data. *BMC Bioinformatics*, *20*(S15), 11.

CIRAD. (2011). *L'avenir des forêts tropicales : Un enjeu mondial*. 16.

Cutler, & Swann. (1999). *Using Remote Photography in Wildlife Ecology : A Review*. 12.

Decaëns, T., Martins, M. B., Feijoo, A., Oszwald, J., Dolédec, S., Mathieu, J., Arnaud de Sartre, X., Bonilla, D., Brown, G. G., Cuellar Criollo, Y. A., Dubs, F., Furtado, I. S., Gond, V., Gordillo, E., Le Clec'h, S., Marichal, R., Mitja, D., de Souza, I. M., & Praxedes, C. (2018). Biodiversity loss along a gradient of deforestation in Amazonian agricultural landscapes : Biodiversity thresholds. *Conservation Biology*, *32*(6), 1380-1391. https://doi.org/10.1111/cobi.13206

Duarte, A. (2017). Camera Trapping for Wildlife Research. *The Journal of Wildlife Management*, *81*(6), 1125-1125.

Fonderflick, J. (1998). *Méthodes d'étude des peuplements d'oiseaux*.

Grall, J., & Coïc, N. (2006). *Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier*. Institut Universitaire Européen de la Mer.

He, F., & Hu, X.-S. (2005). Hubbell's fundamental biodiversity parameter and the Simpson diversity index. *Ecology Letters*, *8*(4), 386-390.

Lapie, P. G. (1928). Forêts des colonies françaises. *Ecole Nationale des Eaux et Forêts*, 30.

Lettink, M., & Armstrong, D. P. (2003). *An introduction to using mark-recapture analysis for monitoring threatened species*. 30.

Lévêque, A., & Cerisier-Auger, A. (2018). *Biodiversité : Les chiffres clés*. Commissariat général au développement durable.

Levesque, A. (2018a). *Colombe à croissants*. Amazone-Guadeloupe.com. https://www.amazona-guadeloupe.com/colombe-a-croissants.html

Levesque, A. (2018b). *Quiscale merle*. Amazone-Guadeloupe.com. https://www.amazona-guadeloupe.com/quiscale-merle.html

Levesque, A., & Delcroix, F. (2021). *La liste des oiseaux de la Guadeloupe (Grande-Terre, Base-Terre, Marie-Galante, Les Saintes, La Désirade, îlets de a Petite Terre)* (N° 71; p. 21). Amazona.

Levesque, A., & Mathurin, A. (2008). *Rapport sur les Zones importantes pour la conservation des oiseaux en Guadeloupe*.

Marcon, E. (2015). *Mesures de la Biodiversité*. 284.

Nicolas, D. (2012). *Profil environnemental régional de la Guadeloupe*. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie.

North American Banding Council. (2001). *Guide d'étude des bagueurs*. 89.

O'Brien, T. G., & Kinnaird, M. F. (2008). A picture is worth a thousand words : The application of camera trapping to the study of birds. *Bird Conservation International*, *18*(1), 144-162.

Ochando, B. (1988). *Méthode d'inventaire et de dénombrement d'oiseaux en milieu forestier. Application à l'Algérie*. *12*, 13.

O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (Éds.). (2011). *Camera traps in animal ecology : Methods and analyses*.

ONCFS. (2011). *La Petite Mangouste indienne* (Les vertébrés terrestres, p. 38).

ONF. (2013). *Directive régionale d'aménagement et Schéma régional d'aménagement : Guadeloupe* (p. 98).

ONF. (2014). *Réserve Biologique Dirigée du Nord de la Grande Terre* (p. 162) [Plan de gestion]. Office Nationale des Forêts.

Pacheco, P., Mo, K., Dudley, N., & Shapiro, A. (2020). *Les fronts de déforestation : Moteurs et réponses dans un monde en mutation*. WWF.

Phillipe, J., & Claude, L. (2009). *Ecosystèmes forestiers des Caraïbes* (Karthala).

Raimundo, R., & M.Vargas, J. (2021). *The Probabilistic Basis of Jaccard's Index of Similarity*. 7.

Renaud, M. (2016). *Etude bibliographique et propositions d'actions en faveur de l'avifaune des Antilles*. ONCFS.

Rivera-Milán, F. F. (1997). *Seasonal and Annual Changes in the Population Density of Zenaida Doves in the Xerophytic Forest of Guanica, Puerto Rico (Cambios Estacionales y Anuales en la Densidad Poblacional de la Tórtola Cardosantera en el Bosque Xerofítico de Guánica, Puerto Rico)*. 15.

Rovero, F., & Zimmermann, F. (Éds.). (2016). *Camera trapping for wildlife research*. Pelagic Publishing.

Si, X., Kays, R., & Ding, P. (2014). *How long is enough to detect terrestrial animals ? Estimating the minimum trapping effort on camera traps*. *2*, 14.

Silver, S. C., Ostro, L. E. T., Marsh, L. K., Maffei, L., & Noss, A. J. (2004). *The use of camera traps for estimating jaguar* Panthera onca *abundance and density using capture/recapture analysis*. *38*(2), 148-154.

Soubeyran, Y., Caceres, S., Chevassus, N., Union mondiale pour la nature, Comité français, & ONF. (2011). *Les vertébrés terrestres introduits en outre-mer et leurs impacts : Guide illustré des principales espèces envahissantes*.

Spellerberg, I. F., & Fedor, P. J. (2003). A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener' Index. *Global Ecology and Biogeography*, *12*(3), 177-179.

Steadman, D. W. (2001). Pigeons and Doves : A Guide to the Pigeons and Doves of the World. *The Auk*, *118*(4), 1117-1118.

Suwanrat, S., Ngoprasert, D., Sutherland, C., Suwanwaree, P., & Savini, T. (2015). Estimating density of secretive terrestrial birds (Siamese Fireback) in pristine and degraded forest using camera traps and distance sampling. *Global Ecology and Conservation, 3*, 596-606. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.01.010

Tishechkin, D. Y. (2014). *The use of bioaccoustic characters for distinguisching between cryptic species in insects : Potentials, restrictions and prospects* (N° 94; p. 289-309).

Trolle, M., & Kéry, M. (2003). *Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. Journal of mammalogy* (p. 607-6014).

UICN France, Amazona, AEVA, ASFA, & ONCFS. (2012). *La Liste rouge des espèces menacées en France : Oiseaux de Guadeloupe.*

Van Bael, S. A., Bichier, P., Ochoa, I., & Greenberg, R. (2007). Bird diversity in cacao farms and forest fragments of western Panama. *Biodiversity and Conservation*, *16*(8), 2245-2256.

Vennetier, M. (1998). *Le Mahogany à grandes feuilles {Swietenia macropbylla King)*. ONF.

Yokoyama, M. (2020). *Regard sur les Espèces Endémiques : Uniques aux Caraïbes*. Association Les fruits de Mer.

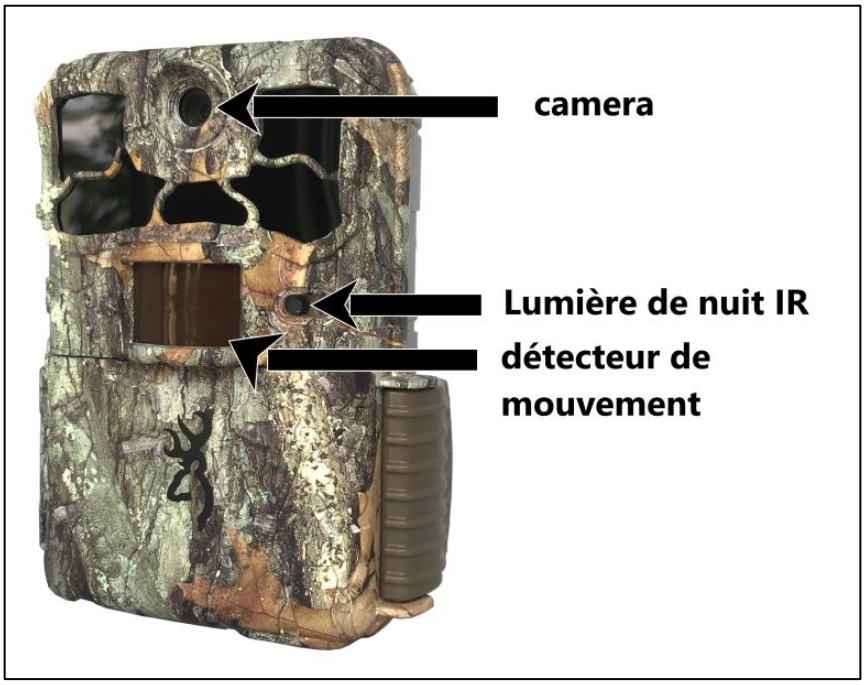
Znidersic, E. (2017). *Camera traps are an effective tool for monitoring Lewin's rail (Lewinia pectoralis brachipus)*. *4*, 417-422.

UNIVERSITÉ DES ANTILLES ET DE LA GUYANE
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

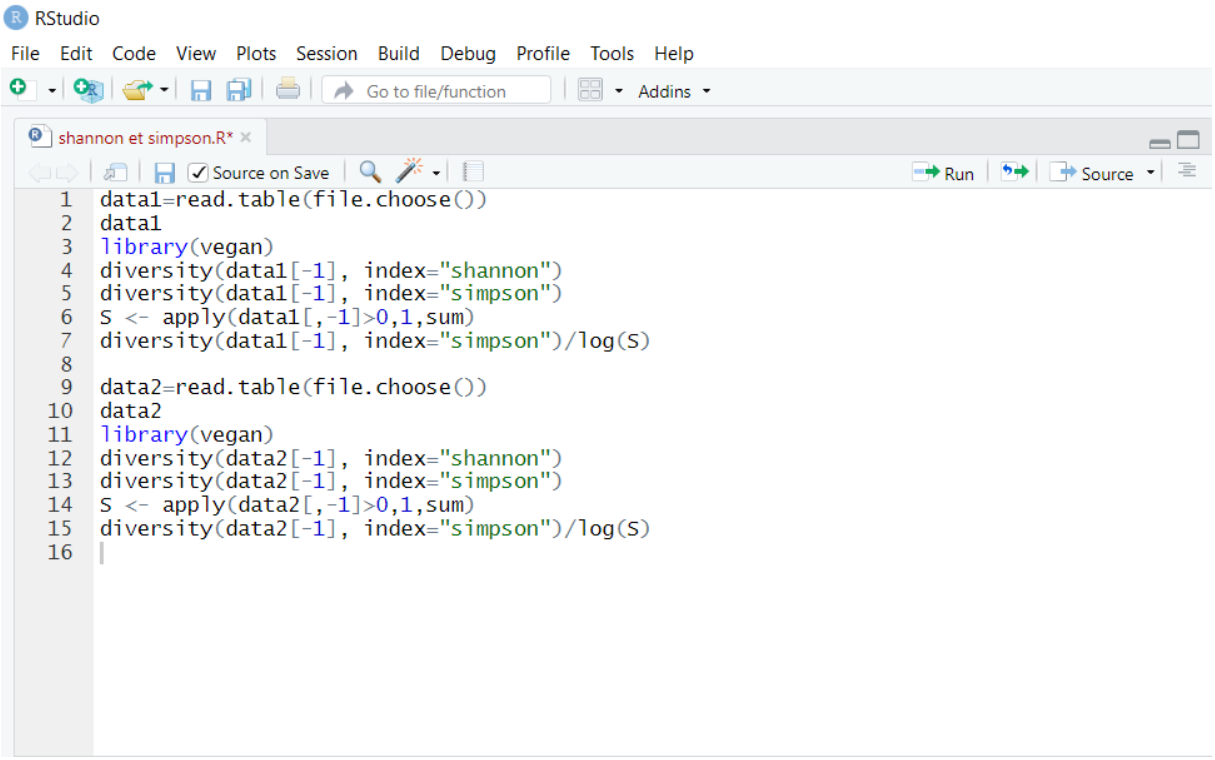
ANNEXE 1 : Coordonnées GPS de la zone d'étude.

	Latitude	Longitude
Point 1	16.408095	-61.493698
Point 2	16.405873	-61.49291
Point 3	16.40501	-61.494427
Point 4	16.407609	-61.494813

ANNEXE 2 : Schéma du piège photographique Spec Ops Edge Model BTC-8^{E}.



ANNEXE 3 : Script RStudio des indices de Shannon et Simpson




```
1  data1=read.table(file.choose())
2  data1
3  library(vegan)
4  diversity(data1[-1], index="shannon")
5  diversity(data1[-1], index="simpson")
6  S <- apply(data1[,-1]>0,1,sum)
7  diversity(data1[-1], index="simpson")/log(S)
8
9  data2=read.table(file.choose())
10 data2
11 library(vegan)
12 diversity(data2[-1], index="shannon")
13 diversity(data2[-1], index="simpson")
14 S <- apply(data2[,-1]>0,1,sum)
15 diversity(data2[-1], index="simpson")/log(S)
16
```

ANNEXE 4 : Tableau de données pour le test de Wilcoxon.

Espèces	PP	CMR						
sp1	3	0	sp3	14	0	sp5	1	0
	3	0		1	0		3	5
	3	0		37	0		0	2
	1	0		9	0		0	2
	35	0		37	0		2	4
	36	0		23	0		0	2
	4	1		18	0		0	3
	10	0		32	0		0	1
sp2	1	1	sp4	1	0	sp6	0	2
	0	0		0	0		1	4
	0	1		1	0		0	10
	0	0		2	0		0	12
	0	4		0	0		0	1
	0	2		0	0		0	1

UNIVERSITÉ DES ANTILLES ET DE LA GUYANE

FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

	0	0		1	0		0	0
	1	1		5	0		0	6
sp7								
	0	0	**sp9**	0	0	**sp11**	0	0
	0	0		4	0		0	4
	0	0		0	0		0	3
	0	0		0	0		0	3
	1	0		2	1		0	0
	0	0		1	0		0	1
	0	0		0	2		1	9
	0	0		5	0		0	8
sp8	0	0	**sp10**	0	0	**sp12**	0	0
	0	0		0	0		0	0
	0	0		0	0		0	0
	0	0		0	2		0	0
	0	0		0	0		0	0
	0	0		1	0		0	1
	0	0		0	0		0	0
	1	0		0	0		0	0
sp13	0	0	**sp15**	0	3	**sp17**	0	1
	0	0		0	0		0	2
	0	4		0	0		0	2
	0	0		0	1		0	0
	0	0		0	4		0	2
	0	0		0	1		0	0
	0	0		0	0		0	0
	0	0		0	0		0	0
sp14	0	2	**sp16**	0	0			
	0	8		0	0			
	0	3		0	2			
	0	5		0	1			
	0	7		0	1			
	0	0		0	0			
	0	0		0	0			
	0	5		0	0			

UNIVERSITÉ DES ANTILLES ET DE LA GUYANE
FACULTÉ DES SCIENCES EXACTES ET NATURELLES

ANNEXE 5 : Tableaux du nombre d'individus par espèces et par stations.

A) Nombres d'individus par espèces et stations de pièges photographiques.

Espèces	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5	Station 6	Station 7	Station 8
G. mystacea	3	3	3	1	35	36	4	10
S. petechia	1	0	0	0	0	0	0	1
Zenaida aurita	14	1	37	9	37	23	18	32
B. virescens	1	0	1	2	0	0	1	5
S. albicollis	1	3	0	0	2	0	0	0
C. flaveola	0	1	0	0	0	0	0	0
Coccyzus minor	0	0	0	0	1	0	0	0
E. holosericeus	0	0	0	0	0	0	0	1
C. passerina	0	4	0	0	2	1	0	5
Q. lugubris	0	0	0	0	0	1	0	0
Loxigilla noctis	0	0	0	0	0	0	1	0
TOTAL	**20**	**12**	**41**	**12**	**77**	**61**	**24**	**54**

B) Nombres d'individus par espèces et stations de sessions de CMR.

Espèces	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5	Station 6	Station 7	Station 8
G. mystacea	0	0	0	0	0	1	0	1
S. petechia	1	0	1	0	4	2	0	1
M. fuscatus	0	0	0	1	0	0	0	0
T. dominicensis	0	0	0	0	0	1	0	0
S. albicollis	0	5	2	2	4	2	3	1
C. flaveola	2	4	10	12	1	1	0	6
T. nudigenis	0	0	4	0	0	0	0	0
E. martinica	2	8	3	5	7	0	0	5
C. passerina	0	0	0	0	1	0	2	0
Q. lugubris	0	0	0	2	0	0	0	0
Loxigilla noctis	0	4	3	3	0	1	9	8
Vireo altiloquus	3	0	0	1	4	1	0	0
M. bicolor	0	0	2	1	1	0	0	0
Alenia fusca	1	2	2	0	2	0	0	0
TOTAL	**9**	**23**	**27**	**27**	**24**	**9**	**14**	**22**