











Rapport

Chargé de mission : Sandy Sébastien

Coordinateur scientifique : CAMBRONE Christopher

Le projet PROSPOVERG a été financé par l'Office Français de la Biodiversité. Il est porté par l'association AMAZONA,, en partenariat avec Caribaea Initiative.

1 – Introduction

Le suivi de paramètres démographiques est central dans la gestion de la faune sauvage car ils sont de bons prédicteurs pour définir le statut de conservation et le risque d'extinction d'une espèce ou d'une population (Fagan & Holmes, 2006; IUCN, 2001). L'un des paramètres le plus communément estimé est l'abondance absolue ou relative d'une population (Fagan & Holmes, 2006; Mace & Lande, 1991; Miller et al., 2007). L'abondance peut être estimé par observations directes (e.g., points d'écoute, line transects), indirectes (e.g., indices d'abondance tels que le nombre de nids), via l'utilisation de méthodes passives (i.e., pièges photographiques – PP ou enregistreurs acoustiques - EA) ou via un suivi par capture-marquage-recapture (CMR; Bibby et al., 1998; Pérez-Granados & Traba, 2021; Sugai et al., 2019; Sutherland et al., 2004; Zimmermann et al., 2016). Le choix entre ces méthodes doit se faire en considérant les caractéristiques écologiques, biologiques et comportementales de ou des espèces suivies car une méthode inadaptée peut conduire à des biais d'estimations d'abondance (Bibby et al., 1998; Sutherland et al., 2004, (Buckland, 2006), ce qui peut être fort dommageable lorsque le suivi concerne des espèces vulnérables ou en danger d'extinction. Par exemple, les mammifères et oiseaux nocturnes, aux mœurs discrètes et/ou de petite taille sont souvent plus difficiles à détecter ou à capturer et nécessitent des méthodes adaptées. De plus, des individus peuvent ne pas être vus ou leur espèce d'appartenance être mal identifiée (Fonderflick, 1998), surtout dans les milieux denses telles que les forêts tropicales. L'utilisation de différentes méthodes de détection et d'estimation d'abondance peuvent permettre le suivi simultané d'espèces éloignées au plan phylogénétique comme, par exemple, les oiseaux et les mammifères et d'obtenir de nouvelles connaissances sur les interactions interspécifiques.

A cette fin, l'utilisation simultanée de la CMR, de PP et d'EA peut permettre d'avoir une représentation globale des communautés d'oiseaux et de mammifères d'une aire géographique donnée. En effet, la CMR est une approche communément utilisé pour estimer la taille d'une population naturelle d'oiseaux. Elle consiste en une succession de sessions de captures, via l'utilisation de filet japonais ou de pièges adaptés, durant lesquelles les individus nouvellement capturés sont marqués avec un code individuel, et les individus déjà marqués, identifiés et dénombrés. En fonction du taux de recapture, il est possible d'estimer, grâce aux modèle mathématiques développés pour l'analyse des données CMR, la taille de population et le nombre d'individus nouvellement entrés (naissance ou immigration) ou sortis (décès ou émigration) de la population (Seber & Schwarz, 1999). Cependant, l'efficacité de la méthode de capture utilisée varie selon les espèces. Par exemple, la hauteur à laquelle est installé un filet japonais est un paramètre pouvant modifier le taux capture entre les espèces d'oiseaux ou pouvant simplement changer la composition en espèce des captures (Tattoni & LaBarbera, 2022). De ce fait, une méthode standard de capture, telle qu'utilisée habituellement dans les protocoles de CMR, ne permet pas d'avoir une appréciation globale de la communauté aviaire d'une aire géographique donnée.

Les PPs sont des appareils photographiques automatiques pourvus d'un objectif grand angle et d'un détecteur de mouvements, capables de prendre des images et / ou des vidéos de jour comme de nuit d'animaux passant devant l'objectif (Jean-Pierre et al., 2022; O'Connell et al., 2011). Au fil des années, les pièges photographiques sont devenus des outils accessibles (Cagnacci et al., 2016) et permettent aux chercheurs d'acquérir des renseignements sur le comportement, le rythme d'activité et la densité des populations étudiées (Jean-Pierre et al., 2022; Rovero et al., 2013; Rowcliffe et al., 2008). Les EAs quant à eux sont utilisés afin d'enregistrer quasiment tous les sons d'un environnement donné, qu'ils soient d'origine animale, environnementale ou anthropique (Buxton et al., 2018; Sugai et al., 2019). Ils permettent de ce fait d'avoir une appréciation de la diversité et de l'abondance des animaux produisant des sons. Les oiseaux et les chauves-souris sont les taxons les plus étudiés avec cette technologie, qui peut aussi être employée pour étudier des espèces d'arthropodes, de mammifères, de reptiles ou d'anoures (Sugai et al., 2019). Le recours à des PPs et des EAs constitue donc une alternative à l'observation directe. Cependant, les deux technologies ne permettent pas, tout comme la CMR, d'avoir une représentation totale de la communauté aviaire étudiée. En effet, certaines espèces d'oiseaux vocalisent rarement ou sont particulièrement silencieuses quand d'autres oiseaux ne fréquentent que les strates supérieures des forêts rendant moins efficace l'utilisation des PPs et des EAs.

Dans ce contexte, la présente étude visait à recenser la diversité des peuplements d'oiseaux au sein de la forêt de Poyen, située à Petit-Canal (97131), en Guadeloupe. A cette fin, nous avons employés la méthode de la CMR, les EAs et les PPs pour estimer l'occurrence et l'abondance des espèces d'oiseaux. Les données récoltées avec les différentes méthodes ont été comparées afin d'apprécier leur complémentarité dans la représentation de la communauté aviaire de cette forêt. Dans un même temps, grâce aux photographies prises avec les PPs, nous avons aussi estimer l'occurrence et l'abondance des mammifères exotiques et/ou envahissants fréquentant cette forêt. Cette étude s'insère dans le cadre du projet PROSPOVERG (2020-2022) qui est porté par l'association Amazona en partenariat avec Caribaea Initiative.

2-Matériel et méthode

2.1- La forêt de Poyen

La présente étude s'est déroulée en Guadeloupe, au sein du massif forestier de Poyen (latitude : 16.4036, longitude : 61.4919). Cette forêt appartient à la réserve biologique dirigée du nord Grande Terre, gérée par l'Office National des Forêts (ONF - Figure 1). Située dans la commune de Petit-Canal (97131) et d'une superficie de 23 ha, il s'agit d'une forêt xérophile semi-décidue. Elle est caractérisée par une faible pluviométrie n'excédant pas 2m d'eau par an, et par une proportion importante d'arbres et d'arbustes (un tiers environ) qui perdent leurs feuilles pendant la saison sèche afin de pallier les déficits hydriques. En Guadeloupe, la forêt xérophile est

l'un des biomes le plus impactés par les pressions anthropiques (ONF, n.d.). Selon l'ONF, il s'agirait du type de forêt ayant le plus régressé entre 2004 et 2010, particulièrement dans la région du Nord Grande-Terre, avec une dynamique de perte estimée à 28 ha par an (ONF, n.d.).

Autrefois, la forêt de Poyen appartenait à la société anonyme des usines de Beauport (SAUB, fermées depuis 1990). Celle-ci, avec l'aide technique de l'administration des Eaux et Forêts, a été à l'origine d'une campagne de reboisement du massif de Poyen. De 1961 à 1965, des ensemencements en Mahogany à petites feuilles (*Swietenia mahogani*), en Mahogany à grandes feuilles (*Swietenia macrophylla king*) et en Poirier-pays (*Tabebuia heterophylla*) ont été réalisés (ONF et al., 2016). Aujourd'hui la végétation du site d'étude est dominée par ces espèces, mais on retrouve également des campêches (*Haematoxylum campechianum*), des canelles à puces (*Canella winterana*) et des acacias (*Robinia pseudoacacia*



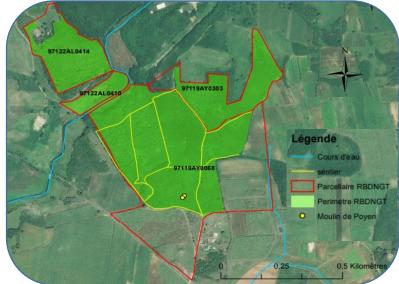


Figure 1: Carte du massif forestier de Poyen. La carte a été extraite site internet de l'ONF.

2.2 - Zones d'études et plan d'échantillonnage

Les PPs ainsi que les EAs ont été placés dans la zone couverte par les opérations de baguage afin de permettre une comparaison entre les données de capture au filet et les données obtenues par les deux technologies passives. Nous avons relevé à l'aide d'un GPS quatre points situés à environ 20m de la position des filets japonais. Les PPs et les EAs ont donc été placés dans une zone ayant une superficie d'environ cinq hectares.

L'échantillonnage a été réalisé du 23.03.2022 au 15.06.2022. Au total, 8 PPs et 4 EAs ont été déployés en rotation (tous les sept jours) au sein de la forêt de Poyen. Au cours de cette étude, un échantillonnage systématique cumulatif a été réalisé. Cette technique consiste à sélectionner un

point de départ de manière aléatoire ou selon certaines conditions préalablement définies, puis à placer les points d'échantillonnage suivants à un intervalle fixe et périodique. Dans la présente étude, le premier point a été choisi de manière stratégique, il a été disposé non loin d'un filet de baguage à l'intérieur de la végétation afin de ne pas être repérable, et ainsi éviter les actes de vandalisme, suite à quoi une distance de 20 mètres a été laissée entre chaque dispositif (Figure 2). Par ailleurs, les PPs et les EAs ont été disposés de part et d'autre des filets, chaque ensemble PPs+EAs formant une station d'échantillonnage. Notre site d'étude comptait donc huit stations, chaque station correspondant à un filet japonais encadré par deux PPs et un EA (Figure 3).



Figure 2: Représentation cartographique des huit stations



Figure3: Grossissement sur l'emplacement des PP et des EA sur les stations 1, 6, 7 et 8. En bleu, emplacements d'un PP et d'un EA sur le même tronc d'arbre et en orange emplacement d'un PP.

2.3 - Réglage des pièges photographiques

Le modèle de PP utilisé dans cette étude est le Browning Spec Ops EDGE. Lors de cette étude, la portée photographique a été réglée sur "courte portée" afin de photographier les animaux proches du sol permettant ainsi une meilleure identification. Ce réglage de puissance est le plus économique et convient parfaitement aux zones boisées, lorsque l'animal est à moins de 18 m de la caméra.

Les PPs, non appâtés, ont été fixés à des arbres robustes et possédant un diamètre acceptable, à une hauteur comprise entre 20 et 30 cm du sol (Figure 4) nous permettant ainsi de photographier les mammifères et les oiseaux utilisant la strate inférieure de la forêt (Jean-Pierre et al., 2022; Louppe et al., 2021). Ils ont été réglés afin de prendre des images 24h/24 (Jean-Pierre et al., 2022; Louppe et al., 2021), avec trois clichés (20 mégapixel) réalisés à la suite d'un déclenchement. Le délai minimal entre les déclenchements était de 30 secondes, pour éviter de



Figure 4: Piège photographique Browning Spec Ops EDGE positionné sur un arbre

collecter un nombre excessif de photos du même individu et ainsi optimiser le stockage sur la carte mémoire (Anton et 2018). Afin d'augmenter la probabilité d'enregistrer le passage des espèces, la vitesse de déclenchement a été réglée sur rapide. Des endroits pourvus d'une végétation moindre ont été sélectionnés afin d'éviter que les branches et/ou les feuilles obstruent le capteur, un tel obstacle pouvant empêcher de distinguer de photographier les espèces. Toutefois, il est à préciser que l'utilisation des pièges photographiques ne permet pas de déterminer le sexe de nos individus.

2.3 - Réglage des enregistreurs acoustiques



Figure 5: Photographie de l'installation PPs+EAs

Les EAs de type audiomoth ont été placés sur troncs d'arbre que mêmes les pièges photographiques, à une hauteur comprise entre 1m et 1m50 du sol (Figure 5). Ils ont été programmés pour enregistrer les premières 10 minutes de chaque heure (24 heures par jour) en utilisant une fréquence d'échantillonnage de 48KHz et de 16 bits par échantillon (Venier et al., 2017). Un seul individu par espèce a été décompté, quel que soit le nombre de vocalisations de la même espèce l'enregistrement de 10 minutes (Vold et al., 2017).

2.4 - Analyses statistiques

Les données ont été analysées à l'aide du logiciel de traitement des données et d'analyses statistiques R avec les packages « vegan » (Oksanen et al., 2022), « overlap » (M. Ridout & Linkie, 2009)et «cooccur» (Griffith et al., 2016). Le seuil de significativité a été fixé à 0,05. L'unité

d'échantillonnage correspondait à la station, une station consistant en un filet encadré par deux pièges photographiques et un enregistreur acoustique.

2.4.1 - 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 utilisé les deux indices de diversité les plus utilisés en écologie des communautés, l'indice de Shannon et l'indice de Simpson.

L'indice de Shannon (H') 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). Il se calcule selon la formule :

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

où p_i correspond à 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 qui accorde plus de poids aux 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). Il se calcule selon la formule :

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

où, n_i représente le nombre d'individus de l'espèce i, N le nombre total d'individus et S le nombre total d'espèces présentes. Correspondant à 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. Lorsque D = 0, une seule espèce est présente dans le peuplement tandis que lorsque la valeur D tend vers 1, cela correspond au cas de figure où un grand nombre d'espèces sont présentes, mais toutes en proportions égales (He & Hu, 2005).

2.4.2- Analyse de la similarité des assemblages.

L'analyse de similitudes est une méthode d'analyse des données qui se base sur la recherche de similitudes ou de dissimilitudes. Le calcul d'un coefficient de similitude permet de quantifier le niveau de similitude entre deux communautés (ou plus), 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 similitude de Jaccard s'exprime comme suit pour deux ensembles A et B :

$$j(A,B) = \frac{|A \cup B| - |A \cap B|}{|A \cup B|}$$

et ainsi pour plus de deux ensembles :

$$j(S_1, S_2 ... S_n) = \frac{|S_1 \cup S_2 \cup ... \cup S_n| - |S_1 \cap S_2 \cap ... \cap S_n|}{|S_1 \cup S_2 \cup ... \cup S_n|}$$

Cet indice varie de 0 à 1. Si les jeux de données partagent exactement le même nombre d'espèces alors l'indice de similitude de Jaccard sera de 1. Inversement s'ils ne partagent pas d'espèces en commun leur similitude sera de 0.

2.4.3- Analyse de la répartition spatiale

L'indice de Morisita (I_d) est largement utilisé pour évaluer les schémas de distribution spatiale des espèces dans un site (Amaral et al., 2015). Il est calculé de la façon suivante :

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

où, *n* correspond au nombre total de relevés et *x* au nombre d'individus par relevé.

La mesure de dispersion spatiale obtenue par l'indice de Morisita prend des valeurs supérieures ou inferieures à un selon que la distribution est, respectivement, agrégée ou uniforme. Une distribution uniforme peut correspondre à deux situations différentes. Elle peut correspondre au cas où un seul individu se trouve dans chaque station, en quel cas l'indice de Morisita est égal à zéro. Lorsque l'indice est supérieur à zéro et inférieur à un, plusieurs stations ne comptent qu'un seul individu et d'autres en comptent plus d'un, sans que la distribution des individus soit véritablement agrégée. Selon l'indice de Morisita et le comportement spatial, les individus classés avec un schéma de distribution agrégé se distinguent de deux manières. L'indice de Morisita est supérieur à un lorsque deux individus ou plus se trouve dans une unique station ou les individus sont concentrés dans certaines stations (Amaral et al., 2015).

2.4.4 - Indice de sélectivité de Jacobs (JSI)

Afin d'évaluer la période d'activité de chaque espèce au cours de la journée, quatre périodes ont été considérées : le Jour, défini comme la période comprise entre 1 h après le lever du soleil et 1 h avant le coucher du soleil; la Nuit, entre 1 h après le coucher du soleil et 1 h avant le lever du soleil; l'Aube, entre 1 h avant et 1 h après le lever du soleil, et le Crépuscule, entre 1 h avant et 1 h après le coucher du soleil (Monterroso et al., 2014). La préférence des espèces pour chaque période du cycle de la journée a été évaluée à l'aide de l'indice de sélectivité de Jacobs (Jacobs, 1974). Cet indice est largement appliqué dans les études écologiques pour évaluer la sélection de divers types de ressources (Jean-Pierre et al., 2022; Khorozyan et al., 2018).

A l'aide de la formule de JSI, nous avons déterminé l'indice JSI moyen et les intervalles de confiance à 95 % pour chaque période et espèce. Par la suite, une préférence significative a été envisagée chaque fois que l'intervalle de confiance à 95 % de l'indice de sélectivité de Jacobs ne se chevauchait pas zéro. Cela implique que la répartition de l'activité sur les quatre périodes de la journée n'est pas aléatoire (Monterroso et al., 2014).

La formule de JSI s'exprime comme suit :

$$d = \frac{r - p}{r + p - 2rp}$$

où r représente la période journalière occupée par l'espèce et p la période journalière disponible. Les valeurs de JSI sont comprises entre +1 et -1. Une valeur égale à +1 indique une forte préférence tandis qu'une valeur proche de -1 implique un fort évitement.

2.4.5 - Chevauchement de l'activité temporelle

Les modèles temporels d'activités ont été réalisés à l'aide du package Overlap sur le logiciel R. Les chiens n'ont pas été pris en compte dans ces analyses car ils ont été trop peu souvent photographiés. Afin d'éviter les biais de pseudo-réplication, nous avons exclu toutes les photographies enregistrées dans les 30 minutes suivant une précédente photographie de la même espèce (Si et al., 2014; Sollmann, 2018; Viviano et al., 2021), excepté pour l'avifaune pour laquelle ce même intervalle a été fixé à dix minutes (Jean-Pierre et al., 2022).

L'activité temporelle de nos espèces a été estimée en s'appuyant sur le coefficient de chevauchement (Δ) (Ridout & Linkie, 2009). Sur la base des recommandations du package R Δ_1 (dhat1) a été utilisé si la taille des échantillons est inférieure à 75 observations, Δ_4 (dhat4) l'a été dans les autres cas. Δ_1 et Δ_4 s'exprime comme suit:

$$\Delta 1 = \frac{1}{T} \sum_{i=1}^{T} \min \left\{ \hat{f}(ti), \hat{g}(ti) \right\}$$

$$\Delta 4 = \frac{1}{2} \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} \min \left\{ 1, \frac{\hat{g}(xi)}{\hat{f}(xi)} \right\} + \frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m} \min \left\{ 1, \frac{\hat{f}(yi)}{\hat{g}(yi)} \right\} \right)$$

où n correspond le nombre total d'observations de la première espèce, m le nombre total d'observations de la deuxième espèce; $x_1,...,x_N$ et $y_1,...,y_M$ représentent la série de temps des deux échantillons.

La valeur du coefficient de chevauchement (Δ) est comprise entre zéro et un. Une valeur proche de un indique un niveau de chevauchement élevé, tandis qu'une valeur proche de zéro correspond à un niveau de chevauchement faible. Les valeurs obtenues par le coefficient de chevauchement (Δ), « élevé » ou « faible » entre deux modèles d'activités distincts sont en grande partie subjectives (Monterroso, et al., 2014). Par conséquence, nous avons décidé de retenir trois gammes de valeurs de chevauchement, définies d'après la littérature (Marinho et al., 2020; Monterroso et al., 2014; Mori et al., 2021) : faibles lorsque $\Delta \le 0.50$, modérées pour $0.50 < \Delta \le 0.7$ et élevées pour $\Delta > 0.75$.

Nous avons par la suite calculé les intervalles de confiance à 95 % pour les coefficients de chevauchement (Δ) à partir de 1 000 *bootstraps* (Houngbégnon et al., 2020; Linkie & Ridout, 2011; Noor et al., 2017).

2.4.6 - Co-occurrence

Afin d'évaluer les interactions spatiales entre nos espèces, des tests statistiques de cooccurrence ont été réalisés en utilisant l'approche combinatoire développée par Veech (2013), incorporée dans le package R «cooccur» v1.0 (Griffith et al., 2016). Ce modèle permet de calculer la probabilité (P) que deux espèces coexistent à une fréquence inférieure à (P_{Lt}) ou supérieure (P_{Gt}) à la fréquence observée de cooccurrence (Veech, 2013). Si $P_{Lt} < 0.05$, les deux espèces ne cohabitent pas au sein du site d'échantillonnage, de ce fait on parle de cooccurrence négative. A l'inverse, une valeur de $P_{Gt} < 0.05$ indique une cooccurrence positive et donc que les couples d'espèces considérées cohabitent au sein du même site. Toutefois, lorsque $P_{Lt} > 0.05$ et $P_{Gt} > 0.05$, la cooccurrence est dite aléatoire c'est-à-dire que la répartition d'une espèce est indépendante de celle de l'autre (Houngbégnon et al., 2020; Veech, 2013).

Par la suite un test non-paramétrique de Spearman a été réalisé afin d'évaluer la corrélation entre l'abondance de chaque paire d'espèces sur l'ensemble des huit stations.

L'occupation naïve (nombre de sites où une espèce a été photographiée/nombre total de stations) a également été calculée pour chaque espèce. L'occupation naïve représente la répartition générale des animaux sans tenir compte de la détection imparfaite. Les valeurs sont comprises entre un et zéro. Une valeur égale à 1 indique que l'espèce étudiée est présente au sein de toutes les stations et une valeur égale à 0 indique que l'espèce est absente de toutes les stations.

3- Résultats

3.1- Données recueillies sur l'avifaune

Les trois méthodes utilisées nous ont permis de détecter l'avifaune. Durant la période d'échantillonnage qui s'étalait du 23/03/2022 au 15/06/2022, 27 espèces d'oiseaux réparties en 15 familles ont été identifié à l'aide des trois techniques (Annexes 1, 2, 3). Ainsi, 26 espèces ont été entendues grâce à la surveillance acoustique passive, tandis que seules 10 espèces d'oiseaux ont été photographiées. Les sessions de baguages, qui quant à eux ont eu lieu une fois tous les mois, (de mars à juin 2022 excepté le mois de mai) nous ont permis de capturer 10 espèces différentes et cela sur une période de quatre mois.

Un point intéressant à souligner est que sur l'ensemble des espèces aviaires identifiées, trois sont endémiques des Petites Antilles, le Moqueur grivotte (*Allenia fusca*), la Paruline caféiette (*Setophaga plumbea*) et le Saltator gros-bec (*Saltator albicollis*), une est migratrice, la Paruline couronnée (*Seiurus aurocapilla*) et une autre classée en danger d'extinction en Guadeloupe, le Pigeon à couronne blanche (*Patagioenas leucocephala*) (Annexe 1).

3.2- Abondance des espèces aviaires.

Afin de mettre en évidence des différences dans l'abondance des espèces entre les techniques de suivi, le test non paramétrique de Friedman a été réalisé. Ce dernier révèle ainsi une différence significative entre l'abondance moyenne des espèces observées à l'aide des trois techniques (P < 0,0001). De plus, le test a posteriori de Wilcoxon corrigé par la méthode de

Bonferroni, met en évidence une différence significative entre abondance des espèces entendues avec celles des espèces photographiées et capturées (P < 0,0001 dans les deux cas). Nous pouvons affirmer que l'abondance des espèces entendues par la méthode de surveillance acoustique passive (SAP) est plus élevée que celles des deux autres techniques (Figure 6).

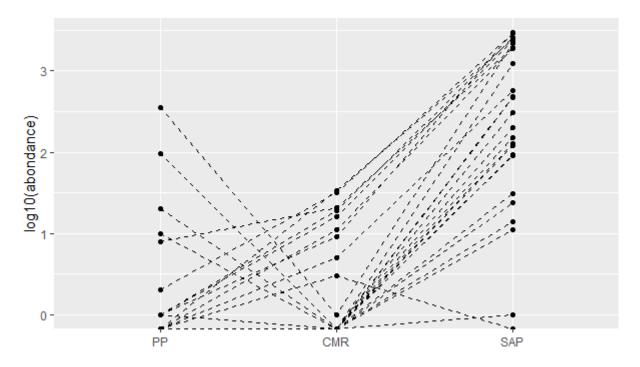


Figure 6: Comparaison de l'abondance de l'avifaune entre les trois méthodes déployées. PP correspond à la méthode impliquant les pièges photographiques, CMR à la méthode de capture-marquage-recapture et SAP à l'utilisation des audiomoths.

3.3 - La diversité des espèces aviaires

La valeur maximale de l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') a été obtenue avec la méthode de surveillance acoustique passive (EAs; H' = 2.46). La méthode de CMR résulte en une valeur intermédiaire (H' = 1.87), tandis que la valeur de l'indice de diversité était relativement faible pour la méthode des PP (H' = 1.10).

Par la suite, les indices de Shannon ont été calculés pour chaque station (Tableau 1). Comme on aurait pu s'y attendre, il en résulte une très faible diversité pour la technique des PP avec des valeurs inférieures à 1 excepté pour la station 2 (H' = 1.36). En revanche on obtient avec la méthode de SAP des valeurs supérieures à 2, et c'est au sein de la station 3 qu'on observe la diversité spécifique la plus élevée (H' = 2.58).

Le test non paramétrique de Friedman révèle une différence significative entre la diversité moyenne observée avec les trois méthodes (P = 0.0003), et le test a posteriori de Wilcoxon corrigé par la méthode de Bonferroni met en évidence une différence significative (P = 0.023) entre chacune des méthodes (Annexe 4). Enfin, dans le cadre des huit stations étudiées, le coefficient de Spearman ne révèle pas de corrélation significative entre les méthodes employées et les diversités qui s'y rapportent (P = 0.1077 entre PP et PP et

Tableau 1. Indices	de Shannon pour l	les trois methodes d	etudes en foncti	ion des stations

	H' PP	H' CMR	H' SAP
1	0.94	1.86	2.48
2	1.36	1.82	2.52
3	0.69	1.14	2.58
4	0.97	1.61	2.45
5	0.48	1.66	2.27
6	0.28	1.32	2.49
7	0.76	1.67	2.44
8	0.97	1.94	2.57

Les valeurs de l'indice de diversité de Simpson (D') étaient respectivement de 0.50 pour les PPs, de 0.84 pour la méthode CMR et 0.90 pour la méthode SAP. Le peuplement estimé via la méthode d'écoute passive apparait donc être plus hétérogène et traduit la codominance de plusieurs espèces alors que celui observé pour la méthode des pièges photographiques est plus homogène et reflète la dominance de certaines espèces par rapport à d'autres.

Par la suite, les indices de Simpson ont été calculés pour chaque station (Tableau 2). De façon générale, le peuplement mesuré avec l'utilisation des pièges photographiques n'est guère hétérogène, puisque les valeurs de l'indice de diversité de 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 de la surveillance acoustique, les valeurs de l'indice de diversité de Simpson, parmi les huit stations étudiées, sont toutes assez proches car les peuplements observés sont hétérogènes.

En outre, le test non paramétrique de Friedman a révélé une différence significative entre les indices de diversité obtenus avec les trois méthodes employées (P = 0.0003; Annexe 5). Le test a posteriori de Wilcoxon corrigé par la méthode de Bonferroni a permis de montrer qu'il existait une différence significative entre chaque paire d'échantillons (Annexe 5). Enfin, le coefficient de Spearman révèle qu'il n'y a pas de corrélation entre les diversités obtenues à partir des trois méthodes (P = 0.3013 entre PP et CMR, P = 0.9639 SAP et CMR, P = 0.3148 PP et SAP).

Tableau 2. Indices de diversité Simpson pour les trois méthodes d'études estimée par station.

	D' PP	D' CMR	D' SAP
1	0.57	0.82	0.90
2	0.71	0.81	0.91
3	0.50	0.63	0.95
4	0.59	0.77	0.90
5	0.30	0.80	0.88
6	0.15	0.72	0.90
7	0.33	0.80	0.90
8	0.54	0.84	0.91

3.4- La similarité des assemblages

Les indices de Jaccard (I) ont été calculés afin de comparer les stations étudiées (Tableau 3, 4, 5). 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.

Il en résulte d'assez faibles indices entre toutes les stations étudiées pour la méthode des pièges photographique d'un part et celle des CMR d'autre part (Tableau 3, 4). Or, pour la technique de SAP il n'en est pas de même, les valeurs sont toutes proches de 1, indiquant un nombre important d'espèces communes aux stations.

Tableau 3. Indices de Jaccard entre les stations étudiées pour la méthode des pièges photographiques. Les valeurs en gras ne sont pas significativement différentes de 0.

	station 1	station 2	station 3	station 4	station 5	station 6	station 7	station 8
station 1								
station 2	0.50							
station 3	0.67	0.33						
station 4	0.50	0.29	0.67					
station 5	0.67	0.33	1	0.67				
station 6	0.67	0.33	1	0.67	1			
station 7	0.43	0.44	0.29	0.25	0.29	0.29		
station 8	0.40	0.25	0.50	0.40	0.50	0.50	0.38	

Tableau 4. Indices de Jaccard entre les stations étudiées par la méthode de capture- marquage- recapture (CMR). Les valeurs en gras ne sont pas significativement différentes de 0.

	station 1	station 2	station 3	station 4	station 5	station 6	station 7	station 8
station 1								
station 2	0.60							
station 3	0.50	0.50						
station 4	0.56	0.75	0.67					
station 5	0.40	0.75	0.43	0.71				
station 6	0.33	0.33	0.33	0.43	0.43			
station 7	0.56	0.75	0.67	1	0.71	0.42		
station 8	0.78	0.78	0.50	0.56	0.56	0.33	0.75	

Tableau 5. Indices de Jaccard entre les stations étudiées par la méthode de la surveillance acoustique passive (SAP)

Toutes les valeurs sont significativement différentes de 0.

	station 1	station 2	station 3	station 4	station 5	station 6	station 7	station 8
station 1								
station 2	0.91							
station 3	0.92	0.92						
station 4	0.86	0.95	0.83					
station 5	0.90	0.83	0.83	0.91				
station 6	0.92	0.88	0.88	0.83	0.83			
station 7	0.91	0.91	0.92	0.87	0.83	0.96		
station 8	0.96	0.92	0.92	0.83	0.83	0.88	0.92	

Par la suite, les indices de Jaccard (I) ont été calculés afin de comparer les différentes méthodes : pièges photographiques, surveillance acoustique passive et capture- marquage-recapture. Avec des indices de Jaccard proche de zéro, les trois méthodes permettent de détecter des espèces différentes.

3.5 - La répartition spatiale des espèces aviaires

Sur les dix espèces observées par les pièges photographiques, cinq espèces ont une répartition spatiale agrégative (Id > 1). En effet, la plupart des individus observés chez le héron vert ($B. \ virescens$), la colombe à queue noire ($C. \ passerina$), la tourterelle à queue carrée ($Z. \ aurita$), le sporophile rouge gorge ($L. \ noctis$) et la colombe à croissant ($G. \ mystacea$) se trouvent dans les mêmes stations (Figure 7). Les cinq autres espèces ont une répartition spatiale nulle (Id = 0);

Figure 7). Ces espèces ont en fait été trop peu photographiées pour que l'on puisse étudier leur distribution spatiale.

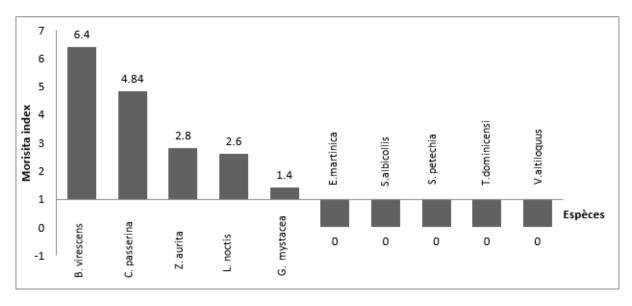


Figure 7: Indice de Morisita des espèces observées avec la méthode des pièges photographiques

Sur les dix espèces observées avec la méthode de CMR, six espèces ont une répartition spatiale agrégative (Id > 1 ; Figure 8). Deux ont une répartition spatiale nulle (Id = 0 ; Figure 8). Le Saltator gros-bec (S. albicollis) et l'Élénie siffleuse (Elaenia martinica) sont les seules espèces ayant une répartition spatiale régulière (Id < 1 ; Figure 8). En effet, c'est deux espèces se retrouve de manière homogène dans toutes les stations étudiées.

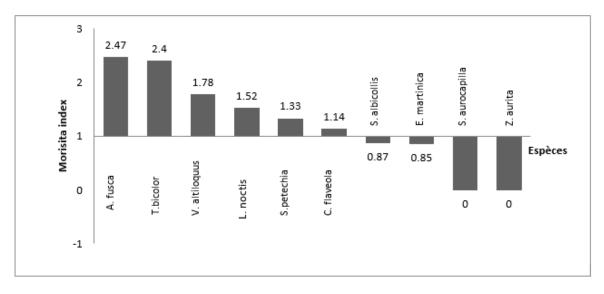


Figure 8: Indice de Morisita des espèces observées avec la méthode de CMR

Sur les 26 espèces observées avec la méthode de surveillance acoustique passive 21 espèces ont une répartition spatiale agrégative (Id > 1 ; Figure 9). Deux ont une répartition spatiale nulle (Id = 0 ; Figure 9). Zenaida asiatica et Orthorhyncus cristatus sont les seules espèces ayant une répartition spatiale régulière (Id < 1 ; Figure 9). En effet, c'est deux espèces se retrouvent de manière homogène dans toutes les stations étudiées.

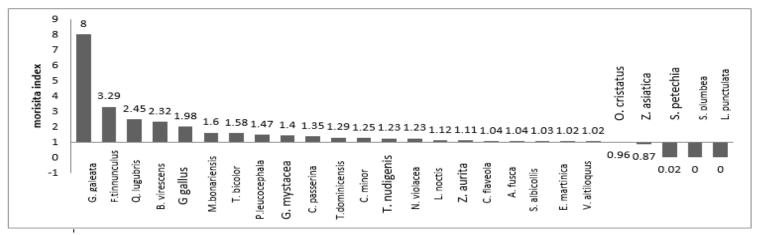


Figure 9: Indice de Morisita pour la méthode de surveillance acoustique passive

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

3.6 - Données recueillies pour les mammifères

Parmi les trois méthodes déployées, seule celle des pièges photographiques était pertinente pour l'étude des mammifères exotiques envahissants présents au sein du massif forestier de Poyen. Au total, cinq espèces (la mangouste *Herpestes javanicus*, le raton-laveur *Procyon lotor*, le chat *Felis silvestris catus* et le chien *Canis lupus familiaris*) ou groupe d'espèces (les rats, *Rattus spp.*) de mammifères ont été recensées pendant toute la période d'échantillonnage de 680 jours-pièges (Tableau 7). Durant cette période 13259 photographies ont été prises. L'occupation naïve qui représente la répartition des espèces était respectivement de 1 pour la mangouste, le raton laveur (impliquant ainsi une répartition homogène de ces derniers dans l'ensemble des 8 stations), elle était de 0.75 pour le chat, de 0.5 pour les rats et 0.125 pour le chien.

Tableau 7. Nombre de photographies par espèce de mammifères en fonction des stations.

	Mangoustes	Ratons-laveurs	Rats	Chat	Chien	
Station 1	19	1	5	0	3	
Station 2	33	1	0	5	0	
Station 3	8	2	2	1	0	
Station 4	5	4	0	1	0	
Station 5	3	4	0	2	0	
Station 6	8	7	0	0	0	
Station 7	12	8	8	4	0	
Station 8	25	11	6	5	0	

3.7 - Abondance des espèces au sein de Poyen

La médiane et les interquartiles ont été calculés pour toutes les espèces étudiées (Tableau 8). L'analyse de variance de Friedman a révélé une différence significative entre l'abondance des espèces étudiées (p-value = 0.00004). Toutefois, le test *a posteriori* de Wilcoxon corrigé par la méthode de Bonferroni indique que les différences entre paires d'espèces ne sont pas significatives. Nous pouvons tout même parler de tendance, en effet le nombre d'oiseaux est plus élevée comparer aux autres espèces. De plus, le test de Spearman montre l'absence de corrélation entre l'abondance de chaque paire d'espèces, aux seins des stations étudiées (Tableau 9).

Tableau 8 : calcul de la médiane et des interquartiles pour chaque espèce

	Médiane	Premier quartile	Troisième	Intervalle
		(Q1)	quartile (Q3)	interquartile
Mangoustes	10	7.25	20.5	13.25
Rats	1	0	5.25	5.25
Ratons laveur	4	1.75	7.25	5.5
Chats	1.5	0.75	4.25	3.5

Tableau 9 : Corrélation de Spearman pour chaque paire d'espèces

Couple d'espèces	Coefficient de corrélation	p-value
Mangoustes /ratons-laveurs	-0.1566379	0.7111
Mangoustes / rats	0.4566117	0.2554
Rats / ratons-laveurs	0.3915408	0.3374
Chats / ratons-laveurs	0.2760788	0.5081
Chats / rats	0.2260371	0.5904
Chats / mangoustes	0.4849286	0.2232

3.8- Périodes d'activité spécifiques aux espèces

Les mangoustes présentaient une affinité sont essentiellement diurnes (JSI \geq 0.80; Tableau 10). A l'inverse, les rats et les ratons laveurs étaient essentiellement nocturnes (JSI \geq 0.80 ; Tableau 10). Bien qu'ils étaient majoritairement nocturnes (JSI > 0.70 ; Tableau 10), les chats pouvaient également être actifs durant la journée.

Tableau 10: Indice de sélectivité moyen de Jacobs pour chacune des périodes définies au cours de la journée : la nuit, l'aube, le jour et le crépuscule.

Espèces	JSI nuit	JSI aube	JSI jour	JSI crépuscule
Rats	0.83 (0.45, 1.20)*	-0.75 (-1.55, 0.05)*	-1 (-1.00,-1.00)*	-0.63 (-1.82,-0.57)*
Ratons laveurs	0.86 (0.57, 1.15)*	-0.93 (-1.10,-0.75)*	-1 (-1.00,-1.00)*	-0.72 (-1.25,-0.19)*
Mangoustes	-1 (-1.00,-1.00)*	-0.43 (-0.84,-0.02)*	0.86 (0.75, 0.96)*	-0.81 (-1.03,-0.59)*
Chats	0.70 (0.24, 1.15)*	-0.69 (-1.20,-0.19)*	-0.53 (-1.30, 0.24)*	-0.86 (-1.22,-0.49)*

^{*}p < 0.05, répartition non aléatoire de l'activité sur les quatre périodes de la journée

3.9- Chevauchement temporel

Les valeurs de chevauchement ont été calculées pour toutes les paires d'espèces et varient de 0.85 à 0.14. Plus précisément, seule une paire d'espèces possèdent un fort chevauchement avec un $\Delta > 0.75$. Il s'agit des deux espèces diurnes, la mangouste et les oiseaux. Trois paires d'espèces possèdent un chevauchement modéré avec un Δ compris entre 0.50 et 0.7. Il s'agit dans ce cas-là des espèces nocturnes. Comme on pourrait s'y attendre un faible chevauchement a été observé entre les espèces diurnes et nocturnes, les coefficients de chevauchement varient dans ces cas-là de 0.14 (rats et oiseaux) à 0.25 (mangouste et rats ; Tableau 11).

Tableau 11 : Coefficient de chevauchement (Δ) des espèces

Espèces	Rats	Ratons	Mangoustes	Oiseaux	Chats
		laveurs			
Rats					
Ratons laveurs	0.74				
Mangoustes	0.25	0.25			
Oiseaux	0.14	0.14	0.85		
Chats	0.66	0.60	0.47	0.37	

3.7- Co-occurrence temporel

Les résultats (Tableau 12) de l'analyse probabiliste de la co-occurrence en binôme suggèrent que tous les couples d'espèces classifiables étaient associés de façon aléatoire, car aucune des dix paires d'espèces n'a présenté de co-occurrence significativement négative ou positive sur les sites d'étude ($p_{Lt} > 0.05$, $p_{Gt} > 0.05$).

Tableau 12 : modèles de co-occurrence des espèces entre les couples d'espèces

sp1	sp2	obs_cooccur	prob_cooccur	exp_cooccur	p_lt	p_gt
Rats	Ratons laveurs	4	0.500	4	1.0000	1.0000
Rats	Mangoustes	4	0.500	4	1.0000	1.0000
Rats	Oiseaux	4	0.500	4	1.0000	1.0000
Rats	Chats	3	0.375	3	0.7857	0.7857
Ratons laveurs	Mangoustes	8	1.000	8	1.0000	1.0000
Ratons laveurs	Oiseaux	8	1.000	8	1.0000	1.0000
Ratons laveurs	Chats	6	0.750	6	1.0000	1.0000
Mangoustes	Oiseaux	8	1.000	8	1.0000	1.0000
Mangoustes	Chats	6	0.750	6	1.0000	1.0000
Oiseaux	Chats	6	0.750	6	1.0000	1.0000

4 - Discussion

L'intégration de différentes techniques de surveillance largement utilisées, PPs, EAs et CMR semble être efficace pour améliorer le suivi et le recensement des peuplements d'oiseaux et de mammifères (notamment les mammifères exotiques envahissants) en milieu forestier.

4.1- L'avifaune dans la forêt de Poyen

Au total, 27 espèces d'oiseaux réparties en 15 familles ont été observées, dont trois endémiques des petites Antilles : le Moqueur grivotte (*Allenia fusca*), la Paruline caféiette (*Setophaga plumbea*) et le Saltator gros-bec (*Saltator albicollis*), ainsi qu'une espèce migratrice la Paruline couronnée (*Seiurus aurocapilla*) ainsi que deux espèces introduites le Coq bankiva (*Gallus gallus*) et le Capucin damier (*Lonchura punctulata*). De plus, nous avons pu identifier trois espèces qualifiées de bio-indicatrice (d'un type d'habitat) : la Colombe à croissants, la Paruline caféiette et le Moqueur grivotte.

Les observations les plus remarquables ont été réalisées grâce aux enregistreurs acoustiques. En effet, l'outil nous a permis d'entendre pour la première fois au sein de la forêt de Poyen, la Tourterelle à ailes blanches (*Zenaida asiatica*) ainsi que la Paruline caféiette. La Tourterelle à ailes blanches est une espèce, peu commune en Guadeloupe, elle a été observée pour la première fois en 2005 (Levesque, 2013). De manière générale, l'ensemble des données qui lui sont attribuées sont situées en Grande-Terre. Les deux espèces ont déjà été observées au sein de la réserve biologique dirigée du Nord Grande-Terre sur d'autres massifs forestiers (Barré et al., 2016; Lemoine et al., 2019), mais n'était pas connues au sein de la Forêt de Poyen. Un autre point d'intérêt concerne le Moqueur corossol (*Margarops fuscatus*), aucune des trois méthodes n'a permis sa détection. Lors de l'inventaire des oiseaux en 2016 au sein de la RBD du nord Grand-Terre, le même constat avait été fait (Barré et al., 2016). Néanmoins, au cours des années précédentes, l'espèce a été observée de façon sporadique (Lemoine et al., 2019). Un unique individu avait toutefois été recensé par capture au filet en 2021 (cf le rapport de Mme. Palmyre 2021).

Dans l'ensemble, les trois méthodes nous ont permis de détecter des oiseaux communs à très communs en Guadeloupe. Ces espèces sont ubiquistes et fréquentent au sein de milieux variés allant des formations primaires au milieu anthropisées. Lorsque nous comparons nos résultats à ceux de l'année précédente, nous constatons que la richesse spécifique, ainsi que l'abondance des espèces aviaires, est plus important dans la présente étude. Cela est dû au fait que nous ayons introduit une nouvelle technologie, les enregistreurs audios. Ces derniers permettent d'identifier les animaux qui émettent des sons tout au long de la journée et donc, de ce fait, d'étudier l'ensemble de l'avifaune, qu'elle soit arboricole ou non. Ce qui n'est pas le cas pour les deux autres méthodes. En effet, les PP se prêtent mieux à l'étude de la faune inféodée à la strate inférieure du sol telle que l'avifaune au sol (Tourterelle à queue carrée, Colombe à croissant...) mais également les

mammifères exotiques envahissants (mangoustes, rats, ratons laveurs...; Jean-Pierre et al., 2022). Quant à la méthode de CMR, elle montre 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.

4.2- Relation proies prédateurs

L'utilisation des pièges photographiques nous a permis d'obtenir des données sur d'autres espèces, notamment les mammifères exotiques envahissants (MEE) tels que les mangoustes, les ratons laveurs, les rats, les chats et les chiens. La méthode d'échantillonnage et les données qui en résultent montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre l'abondance de ces derniers. De plus, nous n'avons trouvé aucun modèle de co-occurrence spatiale statistiquement significatif entre les paires d'espèces. Cela indique que la répartition spatiale de toutes nos espèces se fait indépendamment des autres.

Au sein de la forêt de Poyen, les mangoustes sont les EEEs les plus photographiés et ils semblent avoir peu de concurrents potentiels directs car il s'agit de la seule espèce de mammifère exotique envahissant diurne. Cependant, les oiseaux ont la même période d'activité temporelle que les mangoustes. Ceci suggère que les mangoustes et les oiseaux ont une probabilité non nulle de se rencontrer. Etant des prédatrices connues de la biodiversité indigène (Louppe et al., 2021; Soubeyran et al., 2011), nos résultats tendent à mettre en évidence que les mangoustes représentent un risque avéré pour l'avifaune de cette forêt, qui abrite des oiseaux endémiques des Petites Antilles tel que le Moqueur grivotte, la Paruline caféiette et le Saltator gros-bec mais également des espèces migratrices comme la Paruline flamboyante (Setophaga ruticilla).

Les rats sont quant à eux nocturnes, les mangoustes possèdent un faible chevauchement temporel avec ces derniers. Cela suggère que la pression de la prédation de la mangouste sur les rats est limitée, alors que les mangoustes ont été introduits volontairement pour réguler les populations de rats qui ravageaient les cultures de canne à sucre au cours de la seconde moitié du XIXème siècle (Lorvelec et al., 2021). Ce résultat explique pourquoi les mangoustes n'ont pas réduit la population des rats comme prévu. En revanche, les rats et les ratons-laveurs sont des espèces potentiellement concurrentes car elles partagent la même tranche horaire d'activité et possèdent un régime alimentaire assez similaire (Soubeyran et al., 2011). Bien que les oiseaux soient des espèces diurnes, les rats peuvent tout de même avoir un impact négatif sur ces derniers en s'attaquant aux nichées d'oiseaux la nuit (Harper & Bunbury, 2015; Soubeyran et al., 2011).

Un point intéressant à souligner concernant les mammifères exotiques envahissants sur cette étude est que leur effectif est en baisse par rapport à l'étude de l'année dernière, hormis pour les chats qui ont vu leur nombre de photographies doubler. (cf - Rapport de stage Sébastien Sandy 2021). Nous supposons donc que les sessions de capture de mangoustes réalisées au cours de ce projet ont eu un effet sur leurs populations. En revanche, aucune session d'éradication concernant

les rats n'a été réalisée, pourtant ils ont, comme les mangoustes, vu leur abondance décroitre d'une entre 2021 et 2022. Cependant, la période d'activité temporelle des rats chevauche modérément celle des chats ($\Delta = 0.66$). Il est donc fort probable que les chats exercent une pression de prédations sur ces derniers.

5 - Conclusion et Recommandations

La présente étude nous a permis de mettre en évidence la complémentarité de trois méthodes de recensement : les pièges photographiques, la capture-marquage- recapture (CMR) et la surveillance acoustique passive. Toutefois afin de recenser l'avifaune l'utilisation des enregistreurs acoustiques semble plus efficace. En effet, l'outil a permis la détection de 26 espèces sur un total de 27.

Dans le but d'améliorer l'étude des bandes de sons produit par les enregistreurs acoustiques il serait intéressant d'utiliser des logiciels permettant l'identification automatique des espèces. Quant à la méthode CMR, son utilisation est très intéressante pour étudier les migrations, la dynamique des populations et l'évolution des paramètres vitaux (taux de natalité, taux de survie...), mais exige une pression de capture suffisamment élevée pour obtenir un jeu de données suffisant pour pouvoir effectuer ces analyses statistiques.

Concernant les mammifères seuls les pièges photographiques ont fourni des données. L'utilisation des pièges photographiques nous a apporté des informations sur l'abondance, l'activité temporelle, l'occupation spatiale des mammifères et des oiseaux, proies potentielles de ces derniers. Par rapport à l'année dernière le nombre de mammifères exotiques envahissants est en baisse. Il est donc nécessaire de poursuivre les campagnes de régulation de ces espèces afin de préserver nos écosystèmes.

Un problème particulier au sein de la forêt de Poyen consiste en les nombreuses décharges sauvages qui, outre le fait de dégrader le paysage et contribue à la pollution des sols, contribue directement à la prolifération des rats. Il est donc plus qu'urgent de retirer ces encombrants.

Enfin, il serait souhaitable de poursuivre les suivis annuels afin d'observer son évolution quantitative et détecter d'éventuels déplacements et installations d'espèces. Par ailleurs, afin de confirmer nos résultats, il serait d'intérêt d'effectuer cette étude à plus grande échelle.

Référence

- Amaral, M. K., Netto, S. P., Lingnau, C., & Figueiredo Filho, A. (2015). Evaluation of the Morisita index for determination of the spatial distribution of species in a fragment of Araucaria forest. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13, 361–372.
- Anton, V., Hartley, S., & Wittmer, H. U. (2018). Evaluation of remote cameras for monitoring multiple invasive mammals in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, *42*, 74–79.
- Barré, N., Levesque, A. ., Delcroix, F., & Malglaive, L. (2016). *Inventaire des oiseaux de la Réserve Biologique Dirigée du Nord Grande-Terre, année 2016. Rapport AMAZONA n°45*.
- Bibby, C., Jones, M., & Marsden, S. (1998). Expedition Field Techniques BIRD SURVEYS. In *Geography Outdoors* (Vol. 44).
- Buckland, S. T. (2006). Point-transect surveys for songbirds: robust methodologies. *The Auk, 123*(2), 345.
- Buxton, R., Lendrum, P., 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*, e00493.
- Cagnacci, F., Cardini, A., Ciucci, P., Ferrari, N., Mortelliti, A., Preatoni, D. G., Russo, D., Scandura, M., Wauters, L. A., & Amori, G. (2016). Less is more: researcher survival guide in times of economic crisis. *Hystrix the Italian Journal of Mammalogy*, 23, 1–7.
- Chung, N. C., Miasojedow, B. Z., Startek, M., & Gambin, A. (2019). Jaccard/Tanimoto similarity test and estimation methods for biological presence-absence data. *BMC Bioinformatics*, 20, 1–11.
- Fagan, W. F., & Holmes, E. E. (2006). Quantifying the extinction vortex. *Ecology Letters*, 9(1), 51–60.
- Fonderflick, J. (1998). Méthodes d'étude des peuplements d'oiseaux. In *Centre d'Expérimentation Pédagogique. Florac* (Vol. 23).
- Griffith, D. M., Veech, J. A., & Marsh, C. J. (2016). cooccur: probabilistic species co-occurrence analysis in R. *Journal of Statistical Software, Code Snippets*, 69, 1–17.
- Harper, G. A., & Bunbury, N. (2015). Invasive rats on tropical islands: Their population biology and impacts on native species. *Global Ecology and Conservation*, *3*, 607–627.
- He, F., & Hu, X. S. (2005). Hubbell's fundamental biodiversity parameter and the Simpson diversity index. *Ecology Letters*, *8*, 386–390.
- Houngbégnon, F. G. A., Cornelis, D., Vermeulen, C., Sonké, B., Ntie, S., Fayolle, A., Fonteyn, D., Lhoest, S., Evrard, Q., Yapi, F., Sandrin, F., Vanegas, L., Ayaya, I., Hardy, C., Bel, S. Le, & Doucet, J. L. (2020). Daily activity patterns and co-occurrence of duikers revealed by an intensive camera trap survey across Central African Rainforests. *Animals*, *10*, 2200.
- Jacobs, J. (1974). Quantitative measurement of food selection A modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecologia*, *14*, 413–417.

- Jean-Pierre, A., Loranger-Merciris, G., & Cézilly, F. (2022). Spatial occupancy, local abundance and activity rhythm of three ground dwelling columbid species in the forests of Guadeloupe in relation to environmental factors. *Diversity*, *14*, 480.
- Khorozyan, I., Ghoddousi, S., Soufi, M., Soofi, M., & Waltert, M. (2018). Cattle selectivity by leopards suggests ways to mitigate human–leopard conflict. *Ecology and Evolution*, *8*, 8011–8018.
- Lemoine, V., Levesque, A., Delcroix, F., Malglaive, L., & Barré, N. (2019). Suivi de l'avifaune de la Réserve Biologique Dirigée du Nord Grande-Terre, bilans de 2016 à 2019. Rapport AMAZONA n° 62.
- Levesque, A. (2013). La Tourterelle à Ailes Blanches (*Zenaida asiatica*), nouvelle espèce nicheuse en Guadeloupe. *Journal of Caribbean Ornithology*, *26*, 55–56.
- Linkie, M., & Ridout, M. S. (2011). Assessing tiger—prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology*, 284, 224–229.
- Lorvelec, O., Yvon, T., & Lenoble, A. (2021). Histoire de la petite mangouste indienne *Urva auropunctata* (Hodgson, 1836) dans les Antilles: une introduction aux conséquences sociétales et écologiques majeures. *Antropozoologica*, *56*, 1–22.
- Louppe, V., Herrel, A., Pisanu, B., Grouard, S., & Veron, G. (2021). Assessing occupancy and activity of two invasive carnivores in two Caribbean islands: implications for insular ecosystems. *Journal of Zoology*, *313*, 182–194.
- Mace, G. M., & Lande, R. (1991). Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology*, *5*, 148–157.
- Marcon, E. (2015). Mesures de la Biodiversité [AgroParisTech].
- Marinho, P. H., Fonseca, C. R., Sarmento, P., Fonseca, C., & Venticinque, E. M. (2020). Temporal niche overlap among mesocarnivores in a Caatinga dry forest. *European Journal of Wildlife Research*, 66, 1–13.
- Miller, R. M., Rodríguez, J. P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M. A., Gärdenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walker, S., & Pollock, C. (2007). National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: current status and future perspectives. *Conservation Biology*, *21*, 684–696.
- Monterroso, P., Alves, P. C., & Ferreras, P. (2014). Plasticity in circadian activity patterns of mesocarnivores in Southwestern Europe: Implications for species coexistence. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, *68*, 1403–1417.
- Mori, E., Lazzeri, L., Ferretti, F., Gordigiani, L., & Rubolini, D. (2021). The wild boar Sus scrofa as a threat to ground-nesting bird species: an artificial nest experiment. *Journal of Zoology*, *314*, 311–320.
- Nature, I. U. for C. of, Nature, I. U. for C. of, Commission, N. Resources. S. S., & Commission, I. S. S. (2001). *IUCN Red List categories and criteria*. IUCN.
- Noor, A., Mir, Z. R., Veeraswami, G. G., & Habib, B. (2017). Activity patterns and spatial co-occurrence of sympatric mammals in the moist temperate forest of the Kashmir Himalaya, India. *Folia Zoologica*, 66, 231–241.

- O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (2011). Camera traps in animal ecology: Methods and analyses. In *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. https://CRAN.R-project.org/package=vegan
- Pérez-Granados, C., & Traba, J. (2021). Estimating bird density using passive acoustic monitoring: a review of methods and suggestions for further research. *Ibis*, *163*, 765–783.
- Ridout, M., & Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14, 322–337.
- Ridout, M. S., & Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14, 322–337.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., & Meek, P. (2013). "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix the Italian Journal of Mammalogy*, *24*, 148–156.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, *45*, 1228–1236.
- Seber, G. A. F., & Schwarz, C. J. (1999). Estimating Animal Abundance: Review III. *Statistical Science*, *14*, 427–456.
- Si, X., Kays, R., & Ding, P. (2014). How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ*, 2014, e374.
- Sollmann, R. (2018). A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology*, *56*, 740–749.
- Soubeyran, Y., Caceres, S., & Chevassus, N. (2011). Les vertébrés terrestres introduits en outre-mer et leurs impacts. Guide illustré des principales espèces envahissantes. Comité français de l'UICN, ONCFS. France.
- 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*, 177–179.
- Sugai, L. S. M., Silva, T. S. F., Ribeiro, J. W., & Llusia, D. (2019). Terrestrial passive acoustic monitoring: review and perspectives. *BioScience*, *69*, 15–25.
- Sutherland, W. J., Newton, I., & Green, R. E. (2004). Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. In O. U. Press (Ed.), *Oxford University Press*.
- Tattoni, D. J., & LaBarbera, K. (2022). Capture height biases for birds in mist-nets vary by taxon, season, and foraging guild in northern California. *Journal of Field Ornithology*, 93.

- Veech, J. A. (2013). A probabilistic model for analysing species co-occurrence. *Global Ecology and Biogeography*, *22*, 252–260.
- Venier, L. A., Mazerolle, M. J., Rodgers, A., Mcilwrick, K. A., Holmes, S., Thompson, D., Venier, L. A., Mazerolle, M. J., Rodgers, A., Mcilwrick, K. A., Holmes, S., & Thompson, D. (2017). Comparison of semiautomated bird song recognition with manual detection of recorded bird song samples. *Avian Conservation and Ecology*, 12.
- Viviano, A., Mori, E., Fattorini, N., Mazza, G., Lazzeri, L., Panichi, A., Strianese, L., & Mohamed, W. F. (2021). Spatiotemporal overlap between the European Brown Hare and its potential predators and competitors. *Animals*, *11*, 562.
- Vold, S. T., Handel, C. M., & McNew, L. B. (2017). Comparison of acoustic recorders and field observers for monitoring tundra bird communities. *Wildlife Society Bulletin*, *41*, 566–576.
- Zimmermann, F., Foresti, D., Rovero, F., & Zimmermann, F. (2016). Capture-recapture methods for density estimation. In *Camera trapping for wildlife research* (pp. 95–141). Pelagic Publishing Exeter, UK.

Annexes 1:

Famille	Nom de l'espèce	Statue de présence	Statue d'endémicité	Statue UICN Guadeloupe
Ardeidae	Héron vert	N		LC
Ardeidae	Bihoreau violacé	N		LC
Columbidae	Tourterelle à queue carrée	N		LC
Columbidae	Colombe à croissants	N		LC
Columbidae	Colombe à queue noir	N		LC
Columbidae	Pigeon à couronne blanche	N		EN
Columbidae	Tourterelle à ailes blanche	N		DD
Cuculidae	Coulicou manioc	N		LC
Estrildidae	Capucin damier (a)			
Falconidae	Crécerelle d'Amérique	N		LC
Icteridae	Vacher luisant	N		LC
Icteridae	Quiscale merle	N		LC
Mimidae	Moqueur grivotte	N	PA	LC
Parulidae	Paruline couronnée	V		LC
Parulidae	Paruline caféiette	N	PA	LC
Parulidae	Paruline jaune	N		LC
Phasianidae	Coq bankiva (b)			
Rallidae	Gallinule d'Amérique	N		LC
Thraupidae	Sporophile rougegorge	N		LC
Thraupidae	Saltator gros-bec	N	PA	LC
Thraupidae	Sucrier à ventre jaune	N		LC
Thraupidae	Sporophile cici	N		LC
Trochilidae	Colibri huppé	N		LC
Turdidae	Merle à lunettes	N		LC
Tyrannidae	Élénie siffleuse	N		LC
Tyrannidae	Tyran gris	N		LC
Vireonidae	Viréo à moustaches	N) :1 LC D /	LC

PA: espèce endémique des Petites Antilles.; V: espèce visiteuse régulière; N: espèce nicheuse; LC: Préoccupation mineure; EN: en danger; DD: Données insuffisantes; Espèces (a) introduites dans la période récente (après 1500); ou (b) présentes en Guadeloupe de manière occasionnelle ou marginale

ANNEXES 2 : Nombre d'individus par espèces et station pour la méthode de CMR.

	station 1	station 2	station 3	station 4	station 5	station 6	station 7	station 8
Zenaida aurita	1	0	0	0	0	0	0	0
Vireo altiloquus	4	1	1	2	0	0	3	8
Tiaris bicolor	1	1	0	0	0	0	0	3
Seiurus aurocapilla	1	0	0	0	0	1	0	1
Saltator albicollis	1	2	2	2	4	0	2	3
Loxigilla noctis	5	1	0	7	1	0	3	4
Coereba flaveola	2	8	8	4	4	2	1	5
Elaenia martinica	4	4	5	3	4	2	4	6
Setophaga petechia	0	3	0	1	1	3	1	0
Allenia fusca	0	5	0	0	4	0	0	2

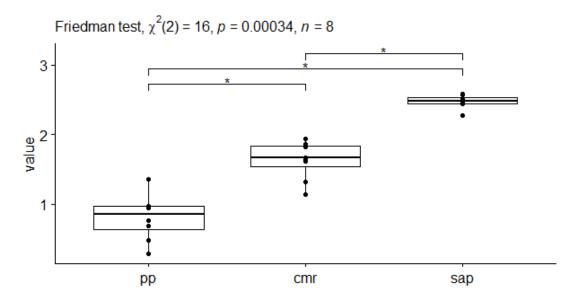
ANNEXES 3 : Nombre d'individus par espèces et station pour la méthode des pièges photographiques.

	station 1	station 2	station 3	station 4	station 5	station 6	station 7	station 8
Zenaida aurita	5	25	2	3	6	185	82	41
Geotrygon mystacea	3	21	2	4	26	16	8	15
Loxigilla noctis	1	4	0	0	0	0	3	0
Elaenia martinica	0	1	0	1	0	0	0	0
Saltator albicollis	0	1	0	0	0	0	0	0
Columbina passerina	0	15	0	0	0	0	5	0
Setophaga petechia	0	0	0	0	0	0	0	1
Butorides virescens	0	0	0	0	0	0	1	9
Tyrannus dominicensis	0	0	0	0	0	0	1	0
Vireo altiloguus	0	0	0	0	0	0	1	0

ANNEXES 4 : Nombre d'individus par espèces et station pour la méthode de la surveillance acoustique passive.

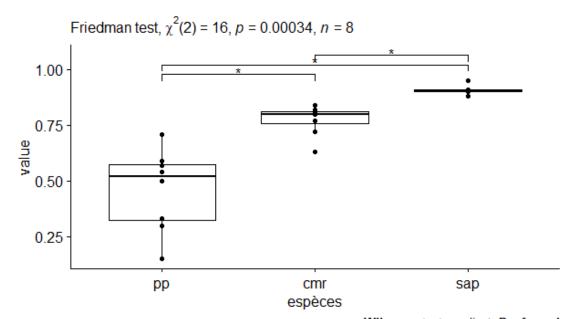
	station 1	station 2	station 3	station 4	station 5	station 6	station 7	station 8
Coereba flaveola	259	324	275	331	217	350	283	426
Elaenia martinica	272	402	316	381	329	378	374	465
Saltator albicollis	237	332	318	224	291	295	308	397
Setophaga petechia	279	396	317	399	328	414	374	473
Tyrannus dominicensis	142	138	116	57	83	139	203	342
Loxigilla noctis	228	270	249	273	121	112	343	366
Allenia fusca	200	176	214	207	195	235	312	322
Vireo altiloquus	266	273	256	331	298	383	350	410
Orthorhyncus cristatus	1	5	3	4	1	2	5	3
Coccyzus minor	16	23	14	26	11	57	26	26
Geotrygon mystacea	35	60	22	5	2	69	48	64
Zenaida aurita	240	307	361	193	84	380	281	349
Nyctanassa violacea	5	0	1	0	2	2	2	2
Butorides virescens	17	12	7	4	3	9	14	53
Setophaga plumbea	0	0	0	0	0	1	0	0
Coq bankiva	20	9	7	0	0	43	1	12
Turdus nudigenis	33	44	153	102	12	27	33	76
Columbina passerina	40	107	122	48	2	58	38	61
Tiaris bicolor	35	99	171	141	71	26	8	27
Falco tinnunculus	1	3	42	40	2	0	0	2
Molothrus bonariensis	3	3	1	0	5	5	2	12
Patagioenas leucocephala	2	21	24	6	0	14	28	32
Zenaida asiatica	0	2	1	3	0	2	2	1
Quiscalus lugubris	6	13	6	4	3	36	10	75
Gallinula galeata	0	0	0	0	0	0	0	29
Lonchura punctulata	0	0	1	0	0	0	0	0

ANNEXES 5:



pwc: Wilcoxon test; p.adjust: Bonferroni

ANNEXES 6:



pwc: Wilcoxon test; p.adjust: Bonferroni