MASTER EN SCIENCES – TECHNOLOGIES – SANTÉ

MENTION BIODIVERSITÉ, ÉCOLOGIE, ÉVOLUTION

Utilisation de pièges photographiques pour quantifier le peuplement de mammifères au sein de la forêt de Poyen

Sandy Sebastien

Responsable de stage :

Frank Cézilly

Professeur (P2RCE2, Université de Bourgogne-Franche-Comté, UMR Biogéosciences) et Président de l'association Caribaea Initiative

Mémoire soutenu le 22 juin 2021

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier l'association Caribaea Initiative qui m'a permis de réaliser mon stage de fin d'étude. Je remercie surtout son président, le Professeur Franck CÉZILLY, qui fut également mon maitre de stage. Merci à Mr Cézilly pour ses conseils, pour son encadrement, pour avoir enrichi mes connaissances, pour m'avoir guidée tout au long de ce stage.

Je tiens à remercier également Aurélie JEAN-PIERRE et Christopher CAMBRONE pour tout ce qu'ils m'ont apporté, leurs conseils, leur aide, sur le terrain mais également lors de la rédaction de ce mémoire, mille mercis.

Je remercie Leila PALMYRE, avec qui j'ai effectué ces 6 mois de stage

Merci à Anthony LEVESQUE, pour sa bonne humeur, pour m'avoir transmis son amour pour les oiseaux et pour ces superbes sessions de baguage passé ensemble.

Je remercie le Dr. Gladys LORANGER, de m'avoir soutenue moralement durant ce stage exigeant.

Je remercie ma famille (en particulier ma mère, mon père, mon frère, ma sœur et mes mamies) pour leur amour, leurs conseils et pour m'avoir toujours soutenue.

Une pensée spéciale à mon grand-père qui serait surement fier !

Résumé :

Au sein des îles océaniques et continentales, les invasions biologiques sont reconnues comme étant la deuxième cause de perte de biodiversité, après la destruction des habitats. Ces îles, de par leurs caractéristiques singulières (faible superficie, isolement évolutif, taux d'endémisme élevé, communautés animales et végétales disharmoniques), sont plus sujettes aux invasions biologiques, contrairement aux zones continentales. La présente étude s'est déroulée au sein de l'archipel guadeloupéen, où les mammifères exotiques introduits se sont substitués à la majorité de la faune mammalienne terrestre d'origine. Ainsi, un inventaire des mammifères exotiques a été réalisé au sein du massif forestier de Poyen, et ce, pour la première fois. A cette fin, des pièges photographiques ont été déployés dans la zone d'étude. Les résultats nous ont permis de mettre en évidence que cette forêt est largement fréquentée par des espèces exotiques envahissantes, telles que les rats (*Rattus norvegicus*), les ratons laveurs (*Procyon lotor*) et les mangoustes (*Herpestes javanicus auropunctatus*). La présence d'espèces domestiques telles que les chiens (*Canis lupus familiaris*) et les chats (*Felis silvestris*) a également été relevée. Le calcul d'abondance a mis en évidence des différences significative entre l'abondance des diverses espèces étudiées plus précisément entre les ratons laveurs et les oiseaux, mais également entre les ratons laveurs et les rats. De plus, aucune co-occurrence entre paires d'espèces, positive ou négative n'a été observée. Cela implique que la répartition des espèces étudiées est strictement indépendante. Enfin, nos résultats soulignent que le rat et la mangouste, mammifères exotiques envahissants, étaient présents de manière homogène au sein de la forêt de Poyen. Ainsi, il serait avantageux pour le maintien de l'avifaune de la forêt de Poyen, d'étendre la campagne d'éradication des mangoustes et des rats, espèces incontestablement prédatrices des oiseaux.

Mots clés : Mammifères exotiques envahissants, Pièges photographiques, Iles, Invasions biologiques, Forêt de Poyen, Avifaune.

Abstract :

Within oceanic and continental islands, biological invasions are recognized as the second leading cause of biodiversity loss, after habitat destruction. These islands, due to their singular characteristics (small area, evolutionary isolation, high endemism rate, disharmonic animal and plant communities), are more prone to biological invasions, unlike continental areas. The present study took place within the Guadeloupe archipelago, where the introduction of exotic mammals has replaced the majority of terrestrial mammalian fauna. Thus, an inventory of exotic mammals was carried out within the Poyen forest, for the first time. To this end, camera traps were deployed in the study area. The results allowed us to demonstrate that this forest is widely used by invasive alien species, such as rats (*Rattus norvegicus*), raccoons (*Procyon lotor*) and mongooses (*Herpestes javanicus auropunctatus*). The presence of domestic species such as dogs (*Canis lupus familiaris*) and cats (*Felis silvestris*) has also been noted. The abundance calculation showed that there were significant differences between the abundance of the various species studied specifically between raccoons and birds, but also between raccoons and rats. In addition, no co-occurrence between pairs of species, positive or negative was observed. This implies that the distribution of the studied species is strictly independent. Finally, our results underline that the rat and the mongoose, invasive exotic mammals, were homogeneously present in the Poyen forest. Thus, it would be advantageous for the maintenance of the avifauna of the forest of Poyen, to extend the campaign to eradicate mongooses and rats, undoubtedly predatory species of birds.

Keywords : Invasive alien mammals, Camera traps, Islands, Biological invasions, Poyen forest, Avifauna.

Sommaire

1 Introduction 1
2 Matériels et méthodes 7
2.1 Description et écologie des mammifères exotiques envahissants 7
2.1.1 Urva auropunctata 7
2.1.2 Procyon lotor 8
2.1.3 Rattus rattus 9
2.2 La forêt de Poyen 10
2.3 Zones d'études et plan d'échantillonnage 11
2.4 Réglage des pièges photographiques. 12
2.5 Analyses statistiques 13
2.5.1 Indice de sélectivité de Jacobs (JSI) 13
2.5.2 Chevauchement de l'activité temporelle 14
2.5.3 Co-occurrence 15
3 Résultats 16
3.1 Inventaires 16
3.2 Abondance des espèces au sein de Poyen 18
3.3 Périodes d'activité spécifiques aux espèces 19
3.4 Chevauchement temporel 20
3.5 Co-occurrence spatiale des espèces. 21
4 Discussion 22
4.1 Relation proies-prédateurs 22
4.2 Avantages et inconvénients des pièges photographiques 23
4.3 Perceptive et Recommandation 24
5 Conclusion 25
6 Références bibliographiques : 26

1 Introduction

Au cours du XXème siècle, les invasions biologiques sont apparues comme un problème majeur. Toutefois, il s'agit d'une notion complexe à définir, car elle associe plusieurs champs disciplinaires : écologie, évolution, génétique, biogéographie, biologie de la conservation mais aussi politique. Chaque domaine a ses propres concepts, méthodes, questionnements, et donc sa propre définition (Humair et al. 2014). En écologie, l'ouvrage de Charles Elton « The Ecology of Invasions by Animals and Plants », paru en 1958, fut à l'origine des premiers travaux concernant les invasions biologiques. Néanmoins, ce dernier n'a pas donné de définition spécifique au mot « invasion ». Par la suite de nombreux scientifiques (tels que Williamson, 1996; Richardson, 2011) ont proposé des définitions. A ce jour, la définition la plus précise retenue en France est l'apparition durable, dans une nouvelle partie de son aire de répartition, d'une ou de plusieurs populations pérennes d'une espèce animale, végétale ou fongique, que cette apparition soit ou non d'origine anthropique, à condition que la population en question se reproduise sans apports extérieurs nécessaires (Pascal et al., 2003).

Le phénomène d'invasions biologiques suscite une large gamme de travaux en écologie, avec des questionnements pouvant être scindés en deux groupes majeurs (Bélouard, 2018), ceux portant sur les premières phases de l'invasion (Lockwood et al. 2005; Wilson et al. 2009 cité par Bélouard, 2018) et ceux portant sur les phases post-établissement, et notamment les voies de dispersion et l'évolution des traits depuis la zone d'introduction (Louppe et al., 2020a, 2020b). De nos jours, ce phénomène est plus que jamais d'actualité et engage souvent des enjeux socio-économiques importants (Talaga, 2016). Il a été reconnu que les invasions biologiques constituent un enjeu socio-économique important (Lockwood et al. 2013 cité par Talaga, 2016). En effet, les dommages ainsi que les mesures de gestions liées aux invasions biologiques s'élèveraient à 12,5 milliards d'euros par an pour l'Europe (Kettunen et al. 2009). Les invasions représentent donc un risque majeur auquel nos sociétés doivent faire face.

Cependant, les preuves montrent que les invasions biologiques sont omniprésentes sur Terre (Vermeij, 2005). En effet, de tout temps les espèces se sont déplacées afin de coloniser de nouveaux habitats écologiquement favorables, ou pour trouver de nouvelles ressources (Beisel & Lévêque, 2010). Toutefois, au cours des derniers siècles, le déplacement des espèces hors de leur aire d'origine s'est accentué à cause des interventions humaines (Darrigran et al., 2008), suite au développement des échanges commerciaux de plus en plus nombreux et

diversifiés, qui tendent à supprimer les barrières naturelles et ainsi faciliter le déplacement des espèces (Bermond, 2013; Vanderhoeven et al., 2007).

Même si la majorité des espèces introduites échoue à s'établir durablement, un petit pourcentage y parvient grâce à des conditions favorables (Joly, 2000). Par exemple, les perturbations des écosystèmes peuvent entrainer des fragilisations des systèmes augmentant ainsi la probabilité qu'une nouvelle espèce s'installe (Vanderhoeven et al., 2007). De même, une absence d'interaction entre espèces natives et espèces introduites peut faciliter l'établissement de ces dernières (Breton et al., 1997). Une fois que les espèces introduites ont réussi à s'établir dans le milieu d'accueil, elles peuvent devenir des espèces exotiques envahissantes. Toutefois la probabilité pour qu'une espèce introduite devienne une espèce exotique envahissante dépend des caractéristiques de l'espèce introduite (capacité à proliférer, potentiel adaptatif, capacité d'exploitation) ainsi que des caractéristiques de l'écosystème d'accueil (niche écologique vacante, perturbations, facteurs abiotiques du milieu, facteurs biotiques, notamment la diversité spécifique et les interactions, histoire de l'écosystème ; Goudard, 2007). Malheureusement, une fois installées les espèces exotiques envahissantes ont un impact négatif sur la biodiversité, sur le fonctionnement des écosystèmes (compétition, parasitisme), sur l'économie (exploitation agricole, élevage) ou la santé humaine (zoonoses, maladies vectorielles, allergies ; Goudard, 2007)

Au sein des iles océaniques et continentales, les invasions biologiques sont reconnues comme étant la deuxième cause de perte de biodiversité après la destruction des habitats (Delnatte et al., 2021). En raison de diverses caractéristiques telles que leur isolement évolutif, leur faible superficie, leur taux d'endémisme et de leurs communautés animales et végétales disharmoniques (Mueller-Dombois & Loope, 1989; Mueller-Dombois, 1992; Lorvelec et al., 2014), les iles océaniques et continentales sont considérées comme fragiles et plus sujettes à des invasions biologiques, contrairement aux zones continentales (Lonsdale, 1999; Olivier Lorvelec et al., 2014). A l'échelle de la Caraïbe insulaire, les conséquences des invasions biologiques ne sont absolument pas négligeables. En effet cette région abrite une importante biodiversité, souvent endémique et fortement menacée, ce qui en fait un foyer (*hotspot*) majeur de biodiversité dans le monde (Myers et al., 2000; Mittermeier et al., 2011). L'isolement géographique de ces espaces a entrainé le développement de milieux naturels originaux avec un taux d'endémisme très élevé. De ce fait, la présence de plantes ou d'animaux venus d'autres régions géographiques et concurrençant les espèces indigènes peut mettre en danger ces écosystèmes aux équilibres fragiles (Soubeyran et al., 2011). De plus, la Caraïbe connait une occurrence plus élevée de catastrophes naturelles telles que les cyclones, glissements de

terrains, éruptions volcaniques et séismes (Delnatte et al., 2021). Ceux-ci induisent des perturbations favorisant les invasions biologiques (Censky et al., 1998; Bellingham et al., 2005; Delnatte et al., 2021)

Au sein de l'arc des Antilles, l'archipel de la Guadeloupe, est un bon exemple pour mettre en avant le phénomène d'invasion biologique. Durant la période précolombienne, la faune mammalienne terrestre de la Guadeloupe était constituée de sigmodontinés considérés comme endémiques (Grouard 2001 cité par Lorvelec et al., 2007), de l'Agouti doré (*Dasyprocta leporina*), de l'Opossum commun (*Didelphis marsupialis*), du Tatou à neuf bandes (*Dasypus novemcinctus*) et du Cobaye (*Cavia porcellus*) (Lorvelec et al., 2007). Ces espèces ont depuis toutes disparu de la Guadeloupe, après l'arrivée des Européens, excepté l'agouti doré. A l'heure actuelle, la faune mammalienne terrestre de la Guadeloupe (hors chiroptères), a été entièrement remplacée par des espèces exotiques introduites par l'homme (Lorvelec et al., 2001; tableau1). En plus des espèces présentées au sein du tableau 1 on trouve en Guadeloupe des mammifères domestiques tels que le Chien (*Canis lupus familiaris*), le Chat (*Felis silvestris*) le Porc (*Sus scrofa*), ou la Chèvre (*Capra hircus*).

Tableau1 : Les mammifères sauvages de la Guadeloupe (hors chiroptères) selon Olivier Lorvelec et al. (2007)

Nom scientifique	**Nom français**	**Statut**	**Date**	**Estimation abondance**
Dasyprocta leporina	Agouti doré	introduit	Amérindiens	rare
*Herpestes javanicus auropuntatus**	Petite mangouste indienne	introduit	1888	commune
Procyon lotor	Raton laveur	introduit	1819 ?	peu commune
Mus musculus domesticus *	Souris domestique	introduite	16ème	commune
Rattus rattus *	Rat noir	introduit	16ème	commune
Rattus norvegicus	Rat surmulot	introduit	Fin 18ème s.	commune
Funanbulus pennantii	Funambule à cinq raies claires	introduit	1968	rare

* Espèce inscrite sur la liste établie par l'UICN des 100 espèces figurant parmi les plus envahissantes au monde.

En Guadeloupe, l'introduction des mammifères exotiques envahissants a été à l'origine de modifications de la structure des écosystèmes. La Petite Mangouste indienne, par exemple, aurait contribué à l'extinction du reptile *Ameiva cinera*, la quasi-disparition de deux couleuvres (*Liophis juliae* et *Alsophis antillensis*) et la raréfaction de nombreuses espèces d'oiseaux nichant au sol (Dessanges, 2020; Lorvelec et al., 2021). De même pour le rat noir, qui est considéré comme l'un des grands prédateurs de l'avifaune. Ce rongeur, qui est impliqué dans de nombreuses extinctions d'espèces endémiques et insulaires (Pascal et al., 2004), constitue le seul prédateur des nichées du Pic de la Guadeloupe (PNG, 2019 ; tableau2)

Les mammifères invasifs ont en outre un impact économique, sanitaire et social. La mangouste, les rats ainsi que le raton laveur ont tous les trois des impacts avérés sur les cultures, engendrant des pertes annuelles non négligeables (assor, 1994 cité par Pascal et al., 2004 Gourdol, 2017). D'un point de vue sanitaire, ces même espèces sont des vecteurs et des réservoirs de nombreux pathogènes, notamment du germe de la leptospirose (Strobel et al., 1992; Tumram et al., 2012 ; tableau2)

Tableau2 : Impacts des mammifères sauvages de la Guadeloupe (hors chiroptères) selon le parc national de la Guadeloupe

Impacts / **Espèces**	**Ecologique**	**Sanitaire**	**Economique**
Mangouste	Prédation sur les nids de tortue marine, les reptiles, les amphibiens, les insectes et les oiseaux	Transmission possible de la rage et de la leptospirose aux animaux domestiques et à l'homme	Prédation sur les volailles, les légumes et les fruits
Rat noir	Prédation d'oiseaux marins et terrestres (œufs, poussins et adultes), de nids de tortues, de reptiles et d'amphibiens	Transmission possible de la leptospirose aux animaux, transmission de la bilharziose	Impact négatif sur les cultures
Rat surmulot	Prédation sur les reptiles, les amphibiens, les insectes et les oiseaux	Transmission possible de la leptospirose aux animaux	Impact négatif sur les cultures

Raton laveur	Impact sur l'herpétofaune et l'avifaune.		Impact sur l'agriculture, l'élevage
Souris domestique	Pas documentée	Transmission de la leptospirose, de la rage	Impact négatif sur les cultures

Les impacts des mammifères exotiques envahissants ne faisant qu'augmenter avec le temps (Russell et al., 2017), il est nécessaire de se pencher sur leurs interactions interspécifiques, particulièrement les relations proies-prédateurs. En effet, on s'attend à ce que les prédateurs adoptent des stratégies comportementales pour maximiser la probabilité de tuer leurs proies (Chesson, 2000; Viviano et al., 2021) et que ces dernières développent des tactiques anti-prédatrices pour limiter le risque d'être tuées (E. Mori et al., 2020). Comprendre comment les mammifères exotiques envahissants interagissent avec leurs proies est une connaissance écologique clé nécessaire, surtout dans les milieux insulaires où la faune indigène a évolué sans la menace de tels prédateurs. En particulier, l'analyse des rythmes nycthéméraux des proies et des prédateurs permet d'estimer leur degré de ségrégation temporelle (Havmøller et al., 2020). Une connaissance détaillée de tous ces comportements peut permettre de mieux gérer ces espèces envahissantes en vue d'une possible éradication.

Un des défis importants à notre étude sur les mammifères exotiques envahissants provient du fait qu'il s'agit d'animaux discrets pour la plupart, se prêtant mal aux observations directes, et souvent nocturnes (Sanderson & Trolle, 2005; Botts et al., 2020). L'utilisation des pièges photographiques est apparue comme une des solutions les plus adaptées à leur étude. Effectivement, l'outil peut être utilisé pour obtenir des informations précieuses en toute discrétion, et de manière passive (Pettorelli et al., 2010; Marinho et al., 2020). La méthode consiste à utiliser des appareils photographiques pourvus d'un objectif grand angle et d'un détecteur de mouvements, capables de prendre automatiquement des images et / ou des vidéos d'animaux (O'Connell et al., 2010; Jean-Pierre, 2019). Cet outil considéré comme non invasif permet d'observer la faune de jour comme de nuit dans son environnement naturel sans la perturber (Karanth, 1995; Karanth et al., 2003). Au fil des années, les pièges photographiques sont devenus des outils rentables (Cagnacci et al., 2012) et permettent aux chercheurs d'acquérir des renseignements sur le comportement, le rythme d'activité et la densité des populations étudiées (Rowcliffe et al., 2008; Rovero et al., 2013; Oberosler et al., 2017; Yen et al., 2019)

Toutefois, certains inconvénients sont à souligner, tels que les sources courantes d'erreurs d'échantillonnage, en particulier le problème de la détection imparfaite, lorsque les

individus ou les espèces présents dans une zone d'échantillonnage ne sont pas toujours détectés (Burton et al., 2015), ainsi que les perturbations causées par les caméras. En effet, les pièges photographiques sont des outils qui émettent du son, de la lumière et qui portent des odeurs (Caravaggi et al., 2020). Même si ces derniers ne sont pas perceptibles par l'homme, ils peuvent l'être pour un certain nombre d'espèces (Meek et al., 2014), susceptible d'entrainer des biais dans les études utilisant cette méthodologie (Meek et al., 2016).

Au cours des années, l'engouement autour des pièges photographiques n'a pas cessé d'augmenter (Burton et al., 2015). D'abord destinée à l'inventaire des communautés de mammifères terrestres (Bowkett et al., 2007), leur utilisation s'est peu à peu étendue aux oiseaux et aux reptiles (O'Brien & Kinnaird, 2011; Meek et al., 2014 ; Vollot, 2019). Du fait qu'ils ne sont pas sélectifs, les pièges photographiques (O'Connell et al., 2010) permettent d'obtenir des informations supplémentaires sur d'autre espèces, en plus de celles concernant les mammifères exotiques envahissants

C'est dans ce contexte qu'une étude du peuplement des mammifères exotiques envahissants au sein de la forêt de Poyen (réserve biologique dirigée du nord Grande Terre, gérée par l'ONF), a été mise en place par l'association Caribaea Initiative en 2020. Cette étude s'inscrit dans le cadre plus large d'un projet financé par l'Office Français de la Biodiversité visant à caractériser le peuplement d'oiseaux et de mammifères de ce site. L'étude, mise en place au cours de ce master, consistait tout d'abord à inventorier et estimer l'abondance relative des mammifères exotiques envahissants présents au sein de la forêt de Poyen, ensuite à identifier leur rythme d'activité, puis à se renseigner sur les interactions proies-prédateurs que peuvent avoir ces derniers, à l'aide d'analyses de chevauchement. Le développement de ces connaissances à l'avenir doit permettre une meilleure gestion de la zone de Poyen, éventuellement via des mesures de contrôle des mammifères exotiques envahissants.

2 Matériels et méthodes

2.1 Description et écologie des mammifères exotiques envahissants

2.1.1 Urva auropunctata

Figure 1: photographie de la mangouste indienne obtenue sur le site de Poyen le 05/04/2021 à 7h48

La mangouste indienne *Urva auropunctata* (figure1) dont l'aire de répartition d'origine se situe à la moitié nord du sous-continent indien appartient à la famille des Herpestidés au sein de l'ordre des Carnivores. Elle mesure entre 50 à 65 centimètres de long pour une masse allant de 435 à 900g. Elle possède un museau pointu, ses oreilles sont petites, ses yeux sont de couleur ambre à marrons. Ses pattes sont courtes avec des griffes non rétractiles et son pelage court est de couleur brun à gris avec des petites touches dorées. L'espèce se rencontre dans différents types de milieux, depuis des forêts jusqu'à des habitats ouverts (Lorvelec et al., 2021). Il s'agit d'une espèce plutôt solitaire, toutefois lorsque les ressources sont abondantes dans une zone, on peut observer une forte densité d'individus. Cela suggère une certaine aptitude sociale. En captivité, les femelles donnent naissances en moyenne à deux petits par portées, deux à trois fois par ans (Lorvelec et al., 2021).

Au sein de l'arc des Antilles, l'introduction de la mangouste indienne a été réalisée dans l'optique d'éradiquer les populations de rats qui ravageaient les plantations de canne à sucre. La première introduction a eu lieu à Trinidad en 1870 et peu de temps après à la Jamaïque en 1872 (Lorvelec et al., 2021). En ce qui concerne la Guadeloupe, ce petit carnivore a été introduit en 1888, toujours dans l'optique de lutter contre les rats (Lorvelec et al., 2021) . Les mangoustes introduites en Guadeloupe partageraient une origine commune avec les populations de la Jamaïque, de Trinidad et du Guyana (Louppe et al., 2021). Depuis leur introduction au sein des Antilles, les populations se sont adaptées à l'environnement insulaire et présentent des adaptations morphologiques. En effet, la taille de leurs mandibules ainsi que la forme de leur crâne diffèrent significativement de celles des populations d'origine. Cette adaptation résulterait de la diminution de la pression de compétition et donc de l'ouverture à l'accès aux ressources (Louppe, 2016). Le manque de compétition interspécifique et de prédation a amené ces populations de mangoustes introduites à évoluer rapidement sous l'effet, presque exclusif, de

la sélection sexuelle (Owen & Lahti, 2020). En effet, la taille des testicules semble avoir augmenté depuis l'introduction des mangoustes au sein des îles de la Caraïbe suite à une augmentation du nombre de partenaires sexuels par mâle. Cette modification morphologique serait corrélée à l'augmentation de la production de spermatozoïdes (Owen & Lahti, 2020).

Ce n'est que quelques années après leur introduction que leur effet néfaste a été identifié sur la faune indigène. Depuis, les mangoustes sont connues pour s'attaquer aux espèces patrimoniales telles que les tortues imbriquées (*Eretmochelys imbricata*), les tortues vertes (*Chelonia mydas*), les deux espèces de couleuvres (*Liophis juliae* et *Alsophis antillensis*) et les oiseaux nichant au sol (Cottaz, 2015; Dessanges, 2020; Lorvelec et al., 2021). En complément, l'espèce présente un risque pour la santé publique en tant qu'hôte de la rage (Sauvé et al., 2021) et de la leptospirose (Shiokawa et al., 2019).

2.1.2 Procyon lotor

Figure 2: photographie du raton laveur obtenue sur le site de Poyen le 20/03/2021 à 23h17

Le raton laveur, *Procyon lotor* Originaire d'Amérique du Nord et d'Amérique Centrale (figure2) appartient à la famille des procyonidés et mesure entre 60 et 110 cm de longueur pour une masse comprise entre deux à cinq kg. Son pelage est gris-brun sur le dos, le ventre et les membres gris clair et sa queue relativement longue est annelée de bandes claires et foncées. L'espèce se rencontre dans presque tous les milieux, toutefois elle affectionne les zones pourvues de points d'eau. Elle vit en solitaire et ne rencontre ses congénères que lors de la période de rut. Cependant, certains individus peuvent former momentanément des groupes, notamment lorsqu'il s'agit de femelles avec leurs petits de l'année ou de juvéniles qui s'émancipent progressivement. En Guadeloupe, la reproduction de l'espèce ne semble pas présenter de caractère saisonnier car on peut rencontrer des femelles accompagnées de leurs petits tout au long de l'année (Gourdol, 2017).

Le raton laveur, dont l'origine de l'introduction en Guadeloupe reste inconnue, est un omnivore opportuniste, à l'aise sur tous les terrains (milieux aquatiques, terrestres et arboricoles). Longtemps considéré comme endémique, cette espèce est devenue l'emblème de l'île. Cependant, des études génétiques et morphologiques ont démontré que les individus de

ratons laveurs de Guadeloupe, étaient en réalité de la même espèce que celle d'Amérique du nord (*Procyon lotor*), et très proches génétiquement de la sous-espèce de la côte Est des États-Unis (Pons et al., 1999, Louppe et al., 2020).

Ce n'est que récemment lors de l'arrêté du 17 janvier 2018 que le raton laveur a perdu son statut d'espèce protégée. En effet, tout comme la petite mangouste indienne, le raton laveur exerce une prédation sur les nids de tortues marines (Soubeyran et al., 2011). Au-delà de ces impacts sur la biodiversité, mal connus en Guadeloupe, il est également considéré comme une nuisance par les agriculteurs (Gourdol, 2017). Depuis la parution des arrêtés du 8 février 2018, le raton laveur est considéré comme une espèce exotique envahissante.

2.1.3 Rattus rattus

Figure 3: photographie du rat obtenue sur le site de Poyen le 13/03/2021 à 00h36

Le rat noir appartient à la famille des muridés. Il mesure entre 15 à 20 cm, à laquelle s'ajoute une longue queue pouvant atteindre 20 cm. Il pèse entre 120 et 160 g. Son pelage est noir avec le dessous du corps plus clair. Son museau est relativement effilé et sa queue, assez fine, dépasse la taille de son corps. C'est un omnivore opportuniste capable d'utiliser toutes les ressources alimentaires disponibles (organiques ou non). On le retrouve principalement dans les zones anthropisées. Dans de bonnes conditions, l'espèce peut se reproduire tout au long de l'année, avec trois à six portées (comptant jusqu'à dix ratons) par femelle, par année.

Le rat noir a été involontairement introduit au sein de la Caraïbe via l'arrivée des navires, et, depuis, est impliqué dans l'extinction ou la régression de nombreuses espèces indigènes et/ou, endémiques, incluant des oiseaux, des petits mammifères, des reptiles, des invertébrés et des plantes (Soubeyran et al., 2011; Shiels et al., 2020). L'archipel guadeloupéen n'est pas exempté de ces impacts. En effet, il constitue une menace avérée pour les tortues marines et les oiseaux nicheurs guadeloupéens, dont il peut consommer les œufs et les juvéniles, en l'absence d'autres proies. Faisant partie de la liste de l'UICN des 100 espèces parmi les plus envahissantes au monde (Boudjelas et al., 2007) tout comme la mangouste, le Rat noir fait l'objet de

campagnes de lutte collective dans le but de protéger les espèces indigènes ou de restaurer les écosystèmes. Cependant, les opérations d'éradications sont la plupart du temps des échecs (Pascal et al., 2004) car, il s'agit d'espèces difficiles à contrôler, capable de proliférer à une grande vitesse, de coloniser naturellement des zones en nageant et pouvant même combiner nage et rafting sur des débris (Shiels et al., 2020).

2.2 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) qui est une réserve biologique dirigée du nord Grande Terre, gérée par l'ONF (figure3). Située dans la commune de Petit-Canal 97131 et d'une superficie de 23ha, 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 celle qui a été le plus impactée par les pressions anthropiques (ONF, n.d.). Selon l'Office National des forêts, 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). Ces derniers, avec l'aide technique de l'administration des Eaux et Forêts, ont 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 cannelles à puces (*Canella winterana*) et des acacias (*Robinia pseudoacacia).*

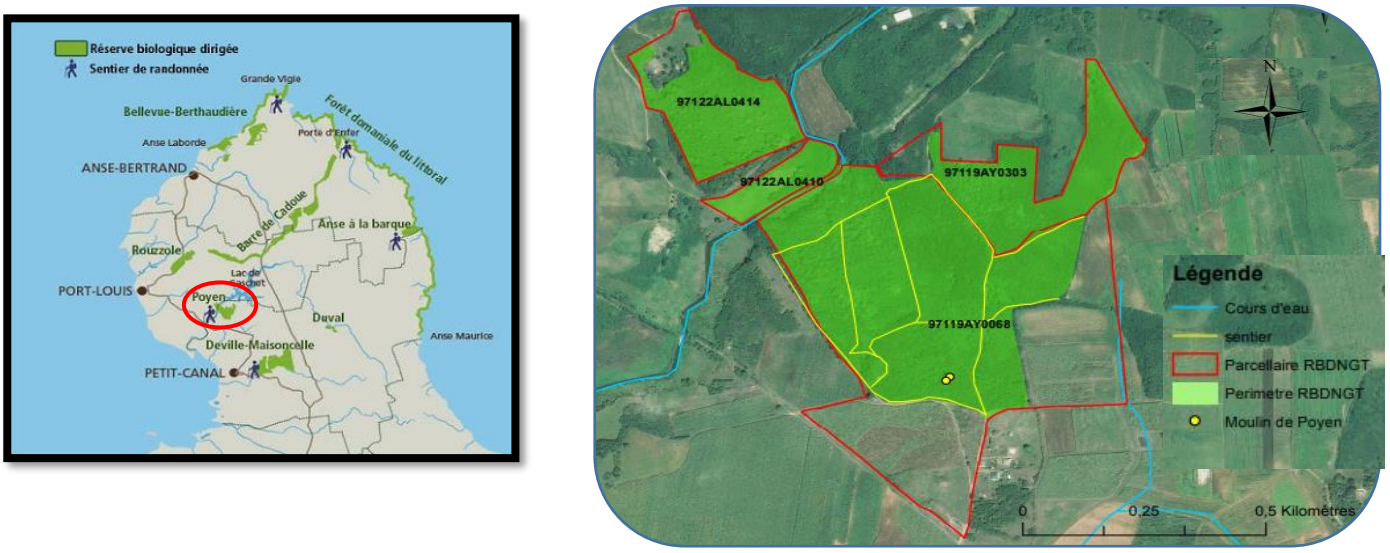

Figure 4: Carte de Poyen

2.3 Zones d'études et plan d'échantillonnage

Les pièges photographiques ont été placés dans la zone couverte par les opérations de baguage associées aux projets d'étude des peuplements d'oiseaux et des mammifères exotiques envahissants de la forêt de Poyen (annexe1). Nous avons relevé à l'aide d'un GPS quatre points situés à environ 20m de la position des filets japonais. Les pièges photographiques ont donc été placés dans une zone ayant une superficie d'environ cinq hectares.

L'échantillonnage a été réalisé du 18.02.2021 au 28.04.2021. Au total, 16 pièges photographiques ont été déployés en rotation (tous les cinq 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 les suivants sont placés 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, par la suite une distance de 20 mètres a été laissée entre chaque piège photographique (figure5). De plus, il est à noter qu'au sein de notre étude les pièges photographiques ont été disposés de part et d'autre des filets de baguages formant ainsi des stations. Dans l'ensemble, notre site est constitué de huit stations, chaque station est représentée par un filet encadré par quatre pièges photographiques (figure 6).

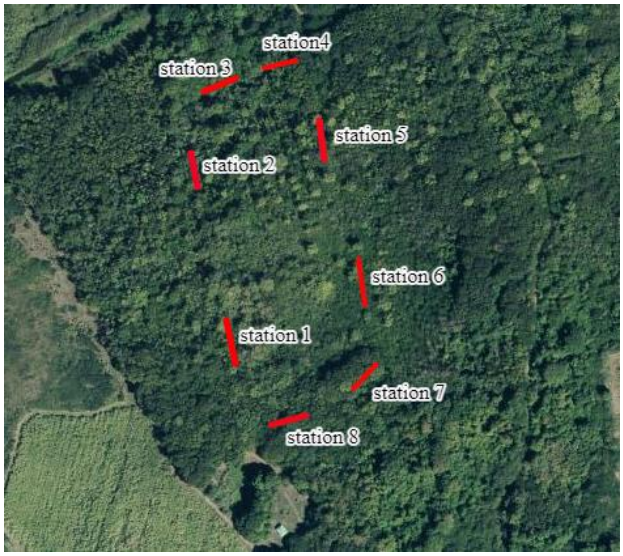

Figure 6: représentation cartographique des 8 stations

Figure 5: zoom sur l'emplacement des pp au sein des stations 2, 3, 4, et 5

2.4 Réglage des pièges photographiques.

Le modèle de piège qui a été utilisé dans cette étude est le Browning Spec Ops EDGE. Au sein de cette étude, la portée photographique a été réglée sur "courte portée" afin de photographier les animaux proches du sol permettant ainsi une meilleure reconnaissance. De plus, il s'agit du réglage de puissance le plus économique et parfait pour les zones boisées et lorsque l'animal est à moins de 18 m de la caméra.

Les pièges, 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 (figure7), nous permettant ainsi de photographier les mammifères et les oiseaux utilisant la strate inférieure de la forêt. (Louppe et al., 2020a;Jean-Pierre, 2019). Ils ont été réglés afin de prendre des images 24h/24 (Meek et al., 2014; Mella-Méndez et al., 2019; Mori et al., 2021), avec trois clichés (20 mégapixel) réalisés à la suite d'un déclenchement (Anton et al., 2018; Monterroso et al., 2014). Le délai minimal entre les déclenchements était de 30 secondes, pour éviter de collecter un nombre excessif de photos supplémentaires du même individu et pour optimiser le stockage sur la carte mémoire (Anton et al., 2018). Afin d'augmenter la probabilité d'enregistrer le passage des espèces (Rovero et al., 2010), 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 obstrue le capteur, un tel obstacle pouvant empêcher de distinguer et de photographier les espèces (Chancel, 2006; Znidersic, 2017; Jean-Pierre, 2019). Toutefois, il est à préciser que l'utilisation des pièges photographiques ne permet pas de déterminer le sexe de nos individus.

Figure 7: piège photographique Browning Spec Ops EDGE

2.5 Analyses statistiques

Les données ont été analysées à l'aide du logiciel de traitement des données et d'analyses statistiques R avec les packages « Overlap » (Meredith & Ridout, 2020a, 2020b) 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 de ses quatre pièges photographiques.

2.5.1 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 (par exemple : Khorozyan et al., 2018; Monterroso et al., 2011).

A l'aide de la formule de JSI, nous avons déterminé l'indice JSI moyen et les intervalles de confiance de 95 % pour chaque période et espèce. Par la suite, une sélection significative a été envisagée chaque fois que l'intervalle de confiance de 95 % de l'indice de sélectivité de Jacobs ne se chevauchait pas zéro. Cela implique que la sélection pour chaque période de la journée n'est pas faite au hasard (Monterroso, et al., 2014)
La formule de JSI s'exprime comme suit :

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

Où r représente la période journalières occupée par l'espèce et p la période journalières 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.

2.5.2 Chevauchement de l'activité temporelle

Les modèles temporels d'activités ont été réalisés à l'aide du package Overlap (Meredith & Ridout, 2020a, 2020b) sur le logiciel R. Les espèces pour lesquelles moins de 20 photographies ont été obtenues (chats et chiens) n'ont pas été prises en compte dans ces analyses. Afin d'éviter les biais de pseudo-réplication, nous excluons toutes les photographies enregistrées dans les 30 minutes d'une photographie antérieure de la même espèce (Si et al., 2014; Sollmann, 2018; Viviano et al., 2021), excepté pour l'avifaune ou l'intervalle a été fixé à dix minutes (Linkie & Ridout, 2011).

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 de Meredith et Ridout 2009, Δ_1 (dhat1) est utilisé si la taille des échantillons est inférieure à 75 observations, sinon Δ_4 (dhat4) a été appliquée. Δ_1 et Δ_4 s'exprime comme suit :

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

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

où *n*: Nombre total d'observations de la première espèce, *m*: Nombre total d'observations de la deuxième espèce; $x_1,\ldots,x_N$ et $y\ y_1,\ldots,y\ y_M$ 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 (Monterroso, et al., 2014; Marinho et al., 2020; Mori et al., 2021) : faibles lorsque $\Delta \leq 0.50$, modérées pour $0.50 < \Delta \leq 0.7$ et élevées pour $\Delta > 0.75$ (Monterroso, et al., 2014; Marinho et al., 2020; Mori et al., 2021).

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

2.5.3 Co-occurrence

Afin d'évaluer les interactions spatiales entre nos espèces, des tests statistiques de co-occurrence 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 $P_{Lt} < 0{,}05$ cela indique que les deux espèces ne cohabitent pas au sein du site d'échantillonnage de ce fait on parle de co-occurrence négative. A l'inverse, si $P_{Gt} < 0{,}05$ cela signifie une co-occurrence 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 co-occurrence est dite aléatoire c'est-à-dire que la répartition d'une espèces est indépendante de celle de l'autre (Houngbégnon et al., 2020; Veech, 2013). Les probabilités P_{Lt} et P_{Gt} sont définies comme suit :

$$Plt = \sum Pj \text{ pour j} = 0 \text{ à Q}Obs - 1$$

$$PGt = \sum Pj \ pour\ j = Qobs + 1 \text{ à } N$$

Avec Q_{Obs} la fréquence de co-occurrence observée, N le nombre total de stations de caméras, et P_j la probabilité que deux espèces coexistent exactement à j stations de caméras (j = 1 à N). P_j est obtenu par l'équation suivante (Griffith et al., 2016).

$$Pj = \frac{\binom{N1}{J} \times \binom{N-N1}{N2-J}}{\binom{N}{N2}}$$

Où N_1 est le nombre de stations de caméras où l'espèce 1 est présente, et N_2 le nombre de stations de caméras où l'espèce 2 est présente. Le terme $\binom{N1}{J}$ représente le nombre de combinaisons permettant de sélectionner les stations de caméra *j* qui ont enregistré l'espèce 1. Le terme $\binom{N-N1}{N2-J}$ représente le nombre de combinaisons permettant de sélectionner N2−j stations de caméra qui ont enregistré l'espèce 2, mais pas l'espèce 1. La multiplication du numérateur ensemble donne le nombre total de façons de sélectionner les stations de caméra *j* qui ont photographié les espèces 1 et 2 (Griffith et al., 2016).

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 Inventaires

Au total, quatre espèces (la mangouste, le raton-laveur, le chat et le chien) et deux groupes d'espèces (les oiseaux et les rats) ont été recensés pendant toute la période d'échantillonnage de 560 jours-pièges. Durant cette période 2405 photographies ont été prises. L'occupation naïve qui représente la répartition des espèces était respectivement de 1 pour la mangouste, les rats ainsi que les oiseaux, (impliquant ainsi une répartition homogène de ces derniers dans l'ensemble des 8 stations), elle était de 0.875 pour le raton-laveur et de 0.5 pour le chat et 0.25 pour le chien. De plus, l'espèce la plus détectée parmi les mammifères exotiques envahissants était le rat (*n =174*). Dans l'ensemble, les espèces domestiques le chat (*Felis silvestris*) et le

chien (*Canis lupus familiaris*) ont été rarement détectées (tableau3). Le faible nombre de détections de ces deux espèces n'a pas permis l'estimation de leurs activités temporelles.

Au sein du tableau 3, on constate que chaque espèce et groupe d'espèces étudiées a obtenu un nombre de photographies maximum au sein de stations différentes. Un des éléments intéressant à relever demeure la stratégie d'évitement des oiseaux. En effet, dans la station 2 on constate que lorsqu'il y a un nombre important de mangoustes photographiés par ailleurs le nombre d'oiseaux observés sur les photos est moindre.

Tableau 3. Nombre de photographies par espèces étudiées en fonction des stations.

	Mangoustes	Ratons-laveurs	Rats	Chat	Chien	Oiseaux
Station 1	5	6	11	0	0	20
Station 2	**68**	5	11	5	2	12
Station 3	28	0	26	0	0	41
Station 4	7	4	9	1	0	13
Station 5	17	8	18	0	0	**101**
Station 6	27	**19**	10	1	1	66
Station 7	10	18	36	0	0	25
Station 8	7	17	**53**	1	0	53

Au sein des photographies obtenues nous avons pu constater des photos comportant deux individus de la même espèce et cela pour toutes les espèces obtenus au cours de l'étude (figure8). Au total, 21 photos comportaient deux individus donc 2 pour les ratons-laveurs, 2 pour les rats, 4 pour les mangoustes et 13 pour les oiseaux. Cela suggère une certaine aptitude sociale pour les mammifères exotiques envahissant tels que la mangouste et le raton laveur qui en temps normal sont considérés comme solitaires.

Figure 8: image comportant deux individus de la même espèce

3.2 Abondance des espèces au sein de Poyen

La médiane et les interquartiles ont été calculés pour toutes les espèces étudiées (tableau 4). Par la suite l'analyse de variance de Friedman a révélé une différence significative entre l'abondance des espèces étudiées (p-value = 0.0057). En effet le test a posteriori de Wilcoxon met en évidence que l'abondance des oiseaux ainsi que celles des rats est plus élevé que l'abondance des ratons laveurs (respectivement p- value = 0.004 et p-value= 0.05834). Néanmoins, le test de Spearman montre l'absence de corrélation entre l'abondance de chaque paire d'espèces, aux seins des stations étudiées (tableau5).

Tableau 4 : calcul de la médiane et des interquartiles pour chaque espèce

	Médiane	Le premier quartile (Q1)	le troisième quartile (Q3)	l'intervalle interquartile
Mangoustes	13.5	7	27.25	20.25
Rats	14.5	10.75	18.5	17.75
Ratons laveur	7	4.75	17.25	12.5
Oiseaux	33	17.25	56.25	38

Tableau 4 : Corrélation de Spearman pour chaque paire d'espèces

Couple d'espèces	Coefficient de corrélation de rang de Spearman	p-value
Mangoustes /ratons-laveurs	-0.1437152	0.7342
Mangoustes / rats	-0.02409639	0.9548
Rats / ratons-laveurs	0.2035965	0.6287
Oiseaux / mangoustes	0.04790505	0.9103
Oiseaux / rats	0.3353354	0.41680
Oiseaux / ratons-laveurs	0.5238095	0.1966

3.3 Périodes d'activité spécifiques aux espèces

Toutes les espèces présentent une activité uni-modale à l'exception des oiseaux (figure 9). Les oiseaux ainsi que les mangoustes présentent une affinité particulièrement forte pour la journée avec un JSI ≥ 0.90 (tableau5). Toutefois leurs pics d'activité diffèrent. En effet, les oiseaux ont un pic d'activité à 11h00 et un autre à 16h00, tandis que la mangouste possède un pic à 10h00 (figure 9). De plus, nous constatons que ces deux groupes évitaient constamment la nuit (JSI = -1) et que cela n'est pas dû au hasard. Quant aux rats et aux ratons laveurs, ils présentent une sélection particulièrement forte pour la nuit avec un JSI ≥ 0.85. Bien qu'ils préfèrent la nuit, les rats peuvent également être actifs durant la journée.

Tableau 5 : 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	0.85 (0.78, 0.92)*	-0.49 (-0.89,-0.10)*	-0.82 (-0.98,-0.66)*	-0.82 (-0.98,-0.66)*
Ratons laveurs	0.89 (0.80, 0.98)*	-0.65 (-0.99,-0.30)*	-0.75 (-1.15,-0.34)*	-1 (-1.00,-1.00)*
Mangoustes	-1 (-1.00,-1.00)*	-0.97 (-1.04,-0.90)*	0.96 (0.92, 0.99)*	-0.74 (-0.95,-0.58)*
Oiseaux	-1 (-1.00,-1.00)*	-0.96 (-1.03,-0.88)*	0.94 (0.90, 0.98)*	-0.64 (-0.84,-0.44)*

*$p < 0,05$ cela signifie que la sélection pour chaque période de la journée n'est pas faite au hasard.

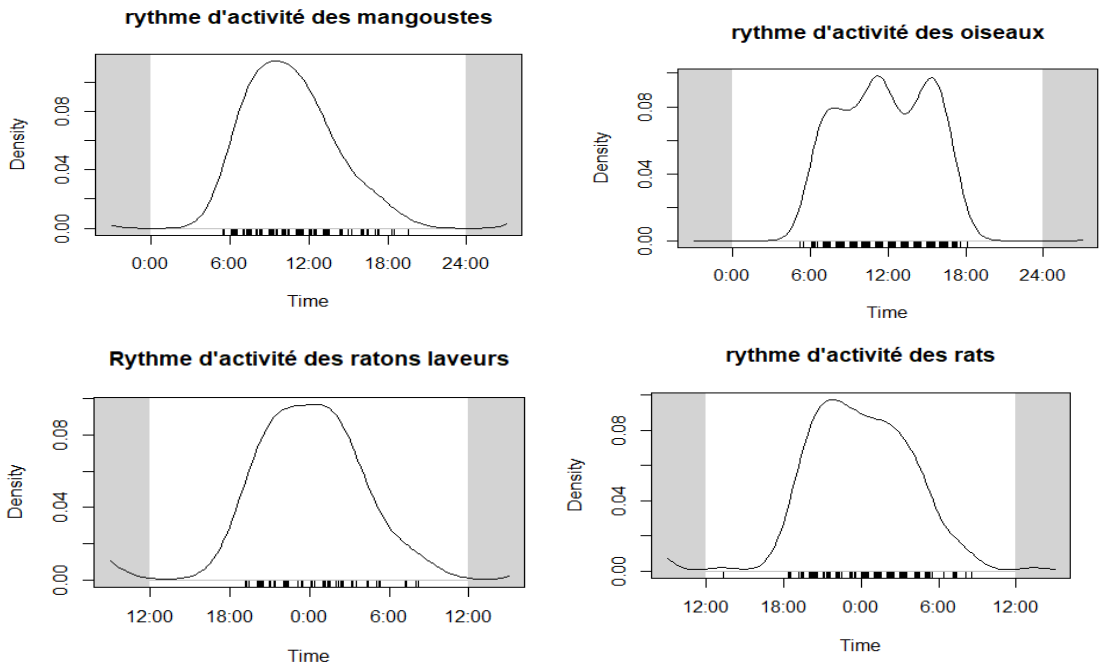

Figure 9:rythmes d'activité des espèces l'axe x indique les heures de la journée et le y la densité de l'activité dans les 24h

3.4 Chevauchement temporel

Les valeurs de chevauchement ont été calculées pour toutes les paires d'espèces et variaient de 0.90 à 0.14. Plus précisément, deux paires d'espèces possèdent un fort chevauchement avec un $\Delta > 0.75$. Il s'agissait des deux espèces nocturnes le raton laveur et les rats et des espèces diurnes la mangouste et les oiseaux. Comme on pourrait s'y attendre un faible chevauchement a été observé entre les espèces diurnes et nocturnes, les coefficients de chevauchement Δ variaient dans ces cas-là de 0.14 (rats et oiseaux) à 0.18 (mangouste et oiseaux). Aucun chevauchement modéré n'a été obtenu (figure10)

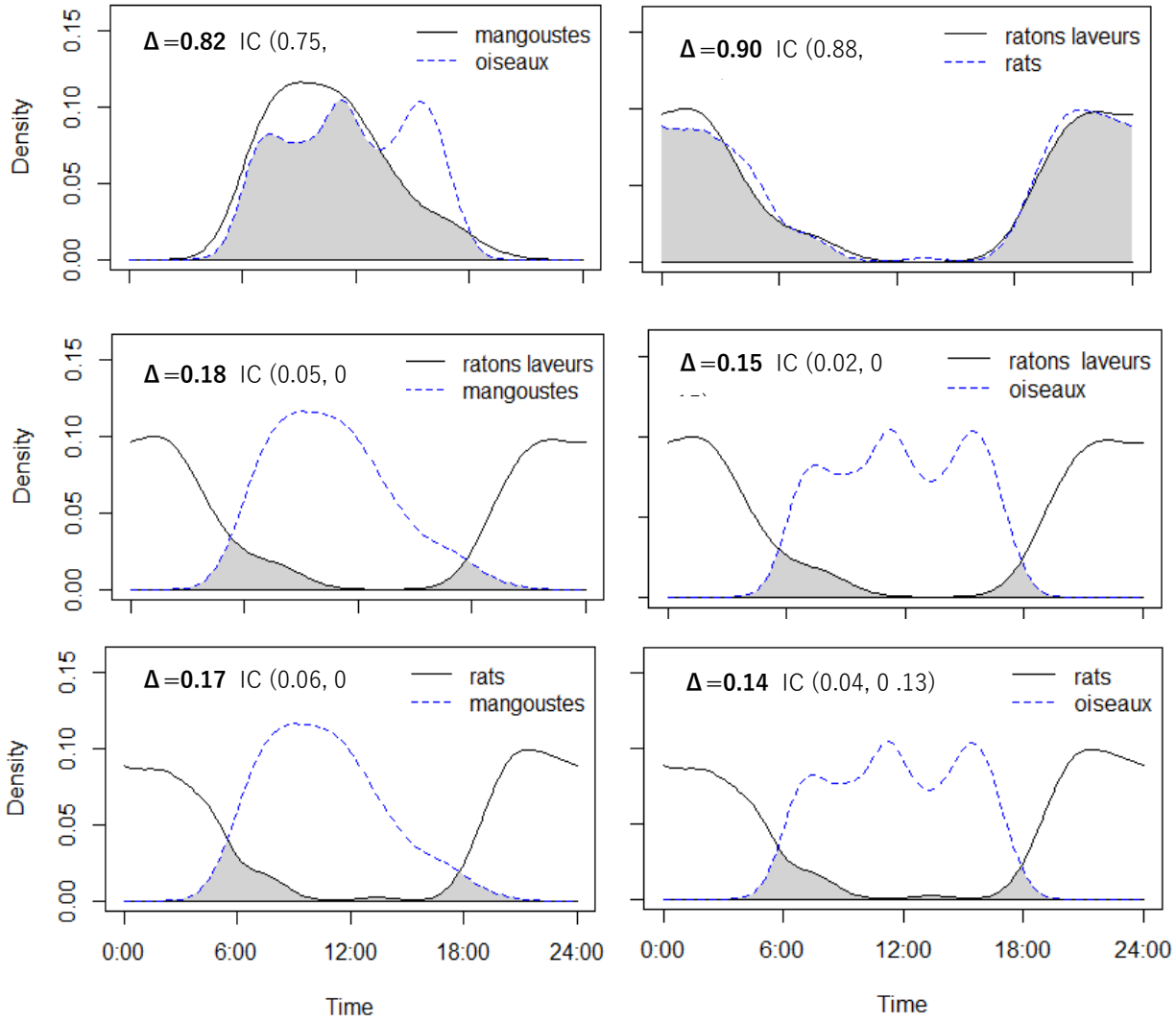

Figure10 : la zone colorée en gris foncé représente le coefficients de chevauchements (Δ) . Les valeurs de Δ sont suivies d'intervalles de confiance minimum et maximum entre parenthèse, l'axe x indique les heures de la journée et le y la densité de l'activité dans les 24h

3.5 Co-occurrence spatiale des espèces.

Les résultats (tableau6) 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 six 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 6 : modèles de co-occurrence des espèces entre les couples d'espèces

sp1	sp2	obs_cooccur	prob_cooccur	exp_cooccur	p_lt	p_gt
ratons laveurs	mangoustes	7	0.875	7	1.0000	1.0000
ratons laveurs	rats	7	0.875	7	1.0000	1.0000
ratons laveurs	oiseaux	7	0.875	7	1.0000	1.0000
mangoustes	rats	8	1.000	8	1.0000	1.0000
mangoustes	oiseaux	8	1.000	8	1.0000	1.0000
rats	oiseaux	8	1.000	8	1.0000	1.0000

4 Discussion

Cette étude a permis pour la première fois d'inventorier la faune mammalienne terrestre au sein de la forêt de Poyen (réserve biologique dirigée du nord Grande Terre, gérée par l'ONF). De cet inventaire, cinq groupes d'espèces ont été identifiés : les mangoustes, les ratons laveurs, les chiens, les chats ainsi que les rats. L'utilisation des pièges photographiques nous a aussi apporté des informations sur leur abondance, activité et occupation spatiale respectives, ainsi que sur le groupe des oiseaux, qui sont des proies potentielles. Conformément à d'autres études sur ces espèces (Louppe et al., 2020a), nos résultats ont confirmé que les rats et les ratons laveurs étaient des espèces nocturnes et que les oiseaux ainsi que les mangoustes étaient diurnes. La méthode d'échantillonnage et les données qui en résultent montrent qu'il y a une différence significative entre l'abondance des espèces plus précisément entre les ratons laveurs et les rats et entre les oiseaux et les ratons laveurs. 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 espèces.

4.1 Relation proies-prédateurs

Au sein de la forêt de Poyen,, les mangoustes semblent avoir peu de concurrents potentiels car il s'agit de la seule espèce de mammifère exotique envahissant diurne. Cependant, les mangoustes partagent avec les oiseaux la même période d'activité temporelle avec un

coefficient de chevauchement élevé. Ceci suggère que les mangoustes et les oiseaux ont une probabilité non nulle de se rencontrer. De ce fait, les mangoustes, prédateurs connus de l'avifaune locale (Soubeyran et al., 2011), sont dans la capacité de chasser des oiseaux, sans compétition interspécifique d'une autre espèce terrestre. De plus l'occupation naïve qui représente la répartition générale des animaux a montré que la mangouste était présente sur l'ensemble des cinq ha échantillonnés.

Les impacts néfastes des mangoustes ont largement été documentés au cours de ces dernières années (Soubeyran et al., 2011; Louppe et al., 2021). De ce fait, 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 Antilles tel que le Saltator gros-bec *(Saltator albicollis)*, le Moqueur grivotte *(Allenia fusca)*, le Sporophile rouge-gorge *(Loxigilla noctis)* (cf- rapport de stage de Palmyre Leila 2021) mais également des espèces migratrices comme la Paruline flamboyante *(Setophaga ruticilla)* (comm. Pers Anthony Levesque 2021). A de nombreuses reprises des chants de pigeons à couronne blanche *(Patagioenas leucocephala)* ont été entendus. Il s'agit d'une espèce classée sur la liste mondiale UICN comme étant presque menacée (BirdLife International., 2020). En Guadeloupe, il est classé comme en danger (UICN France et al., 2012).

Les ratons laveurs ont été qualifiés d'espèces nocturnes et crépusculaires dans de nombreuses études (PNG, 2019). Cependant, au cours de cette étude, aucun raton-laveur n'a été détecté au crépuscule, mais la nuit, tout comme les rats. Les rats étant nocturnes, et les mangoustes étant diurnes ces derniers possèdent un faible chevauchement temporel. Cela peut supposer que la pression de la prédation de la mangouste sur les rats est limitée. Il est important de rappeler que les mangoustes ont été introduit volontaire afin d'éradiquer les rats qui ravageaient les cultures de canne à sucre à l'époque. Ce résultat, explique pourquoi les mangoustes n'ont pas réduit la population des rats comme prévu. 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 similaire (Soubeyran et al., 2011). Bien que les oiseaux sont des espèces diurnes, les rats peuvent tout de même avoir un impact négatif sur ces deniers en s'attaquant aux nichées d'oiseaux la nuit (Soubeyran et al., 2011; Harper & Bunbury, 2015).

4.2 Avantages et inconvénients des pièges photographiques

L'utilisation des pièges photographiques nous a permis d'obtenir des informations sur le peuplement des mammifères au sein de la forêt de Poyen. L'outil a été discret car aucun acte de vandalisme n'a été déploré. Néanmoins, au cours de l'étude cinq pièges photographiques ont dû être remplacés pour causes de dysfonctionnement. Les photos prises nous ont permis d'identifier les espèces sans les perturber (Karanth, 1995; Karanth et al., 2003). Un des avantages des pièges photographiques réside dans le fait que les images obtenues peuvent fournir de multiples connaissances sur les espèces cibles (e.g., comportements sociaux, d'alimentation …), ainsi que les interactions qu'elles entretiennent avec le reste de leur écosystème. Les mangoustes et les ratons-laveurs sont des espèces solitaires. Cependant, au sein de notre étude, l'outil a permis de mettre en évidence un comportement social. En effet, nous avons observé un certain nombre photos ou plusieurs individus de la même espèce ont été observés ensemble. Nous supposons ainsi que pour le raton laveur il s'agirait d'une mère et son petit qui s'émancipe progressivement, mais pour les mangoustes il s'agirait d'un petit groupe vivant ensemble.

Toutefois des inconvénients sont à souligner comme les multiples photographies ne contenant pas d'animaux qui contribuent à générer une importante quantité de travail de dépouillement. (Huberdeau, 2019), le fait de ne pas pourvoir déterminer le sexe de nos individus, ou de ne pas pourvoir identifier chaque individu car ils ne possèdent pas de signes distinctifs, induisant un risque de double comptage.

4.3 Perceptives et recommandations

Il serait d'intérêt d'effectuer cette étude au sein d'autre forêt afin de confirmer ou pas les résultats obtenu durant ce mémoire, mais également de réaliser des enquêtes auprès des agriculteurs qui se situent de part et d'autre de la forêt afin de relever les dégâts occasionnés par les mammifères exotiques envahissants (Gourdol, 2017) et permettre ainsi une meilleur estimation de l'abondance. Un autre élément qui serait intéressant de mettre en pratique est l'augmentation du nombre de clichés pris à la suite d'un déclenchement, afin d'apporter davantage d'informations sur le comportement des espèces et ainsi mieux appréhender les méthodes de lutte possibles. Nous pouvons également utiliser le mode vidéo, en effet, cela nous permettrait d'observer les comportements, de calculer la durée de l'évènement et d'enregistrer la direction de tous les animaux (Jumeau et al., 2017)

L’éradication totale de ces mammifères exotiques envahissants sur l’ensemble du territoire serait la solution idéale. Cependant cette tâche parait difficile voire utopique, et réguler les populations semble plus envisageable. Néanmoins, afin de mener cette gigantesque campagne de régulation sur le long terme, il nous faudrait des moyens financiers importants, notamment afin d’investir dans de nombreux pièges. Une session de capture de mangoustes a déjà eu lieu au sein de la forêt de Poyen le 25 mai. Lors de cette session qui a duré cinq heures, cinq mangoustes ont été capturés à l’aide de pièges appâtés puis tués. Parmi ces mammifères il y avait quatre mâles et une femelle (figure 11). Ces campagnes de lutte pourraient être renouvelées régulièrement afin de réguler en grande partie ces espèces qui fragilisent nos écosystèmes.

Figure 11: mangouste tués lors de la session du 25 mai. Crédit : Anthony Levesque

5 Conclusion

Notre étude nous a permis d’inventorier la faune mammalienne terrestre au sein de la forêt de Poyen (réserve biologique dirigée du nord Grande Terre, gérée par l'ONF), pour la première fois. L’utilisation des pièges photographiques nous a apporté des informations sur l’abondance, l’activité temporelle, l’occupation spatiale des mammifères et les oiseaux, qui sont des proies potentielles. Nous nous rendons compte que les mammifères exotiques envahissants sont largement présents au sein du massif de Poyen qui plus est, il s’agit d’une forêt protégé, il est donc nécessaire d’effectuer des campagnes de régulation de ces espèces afin de préserver nos écosystèmes

6 Références bibliographiques :

Anton, V., Hartley, S., & Wittmer, H. (2018). Evaluation of remote cameras for monitoring multiple invasive mammals in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, *42*, 74–79.

Beisel, J.-N., & Lévêque, C. (2010). *Introduction d'espèces dans les milieux aquatiques: Faut-il avoir peur des invasions biologiques ?* Editions Quae.

Bellingham, P. J., Tanner, E. V. J., & Healey, J. R. (2005). Hurricane disturbance accelerates invasion by the alien tree Pittosporum undulatum in Jamaican montane rain forests. *Journal of Vegetation Science*, *16*(6), 675–684.

Bélouard, N. (2018). *Coexistence d'espèces dans des habitats discontinus. Le cas d'espèces natives et invasives dans des réseaux de mares*.

Bermond, G. (2013). *Invasion, démographie et évolution: Le cas de l'hybridation* [Phdthesis, Université Nice Sophia Antipolis].

Bhattarai, G. P., & Cronin, J. T. (2014). Hurricane Activity and the Large-Scale Pattern of Spread of an Invasive Plant Species. *PLOS ONE*, *9*(5), e98478.

BirdLife International. (2020). Patagioenas leucocephala. The IUCN Red List of Threatened Species 2020.

Botts, R. T., Eppert, A. A., Wiegman, T. J., Rodriguez, A., Blankenship, S. R., Asselin, E. M., Garley, W. M., Wagner, A. P., Ullrich, S. E., Allen, G. R., & Mooring, M. S. (2020). Circadian activity patterns of mammalian predators and prey in Costa Rica. *Journal of Mammalogy*, *101*(5), 1313–1331.

Boudjelas, S., Browne, M., De Poorter, M., & Lowe, S. (2007). *100 espèces exotiques envahissantes parmi les plus néfastes au monde: Une sélection de la Global Invasive Species Database*.

Bowkett, A., Rovero, F., & Marshall, A. (2007). The use of camera-trap data to model habitat use by antelope species in the Udzungwa Mountain forests, Tanzania. *African Journal of Ecology*, *46*, 479–487.

Breton, F., Cheylan, M., Lonsdale, M., Maillet, J., Pascal, M., & Vernon, P. (1997). Les invasions biologiques. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, *32*(32), 11–28.

Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., Bayne, E., & Boutin, S. (2015). REVIEW: Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, *52*(3), 675–685.

Cagnacci, F., Cardini, A., Ciucci, P., Ferrari, N., Mortelliti, A., Preatoni, D., Russo, D., Scandura, M., Wauters, L., & Amori, G. (2012). Less is more: A researcher's survival guide in times of economic crisis. *Hystrix*, *23*.

Caravaggi, A., Burton, C., Clark, D., Fisher, J., Grass, A., Green, S., Hobaiter, C., Hofmeester, T., Kalan, A., Rabaiotti, D., & Rivet, D. (2020). A review of factors to consider when using camera traps to study animal behavior to inform wildlife ecology and conservation. *Conservation Science and Practice*, *2*.

Censky, E. J., Hodge, K., & Dudley, J. (1998). Over-water dispersal of lizards due to hurricanes. *Nature*, *395*(6702), 556–556.

Chancel, eva. (2006). *Estimation par piégeage photographique des modalités de frequentations des zones de défecation communes par les chats de ferme*. claude-bernard.

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

Chesson, P. (2000). Mechanisms of Maintenance of Species Diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *31*, 343–366.

Darrigran, G., Vilches, A. M., & Legarralde, T. I. (2008). Desinterés del pasado, decisiones del futuro: Educación para prevenir las invasiones biológicas. *Revista de Educación en Biología, 11, no. 1*.

Delnatte, C., Tepie Potiron, C., & Rateau, F. (2021). Détection précoce et lutte rapide contre la plante aquatique exotique Hydrilla verticillata (L.f.) Royle en Martinique. *Naturae*, *2021*(5), 57–64.

Dessanges, B. (2020). *Mangouste invasive: Un défi de taille à relever | Parc national de la Guadeloupe*.

Goudard, A. (2007). *Fonctionnement des écosystèmes et invasions biologiques: importance de la biodiversité et des interactions interspécifiques* [Theses, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI].

Gourdol, A. (2017). *Etude sur les dégâts agricoles de Raton laveur en Guadeloupe* (p. 76).

Griffith, D. M., Veech, J. A., & Marsh, C. J. (2016). Cooccur: Probabilistic Species Co-Occurrence Analysis in R. *Journal of Statistical Software*, *69*(Code Snippet 2).

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.

Havmøller, R. W., Jacobsen, N. S., Scharff, N., Rovero, F., & Zimmermann, F. (2020). Assessing the activity pattern overlap among leopards (Panthera pardus), potential prey and competitors in a complex landscape in Tanzania. *Journal of Zoology*, *311*(3), 175–182.

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., Le Bel, S., & 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*(12), 2200.

Huberdeau, pierre. (2019). *apport de la photo-identification pour l'etude de la faune sauvage: Enjeux et perspectives pour la conservation des especes*. claude- bernard.

Jacobs, J. (1974). Quantitative measurement of food selection. *Oecologia*, *14*(4), 413–417.

Jean-Pierre, A. (2019). Contribution à l'étude de la Colombe à croissant, Geotrygon mystacea, de la Colombe rouviolette, Geotrygon montana, et de la Tourterelle à queue carrée, Zenaida aurita en Guadeloupe: Estimation de l'abondance relative de leurs populations respectives via l'utilisation de pièges photographiques mémoire soutenu pour le diplôme de master 2 BEE, Université des Antilles, pôle Guadeloupe.

Joly, P. (2000). Invasions biologiques: État de l'art et perspectives. *Revue d'Ecologie*, *55*.

Jumeau, J., Petrod, L., & Handrich, Y. (2017). A comparison of camera trap and permanent recording video camera efficiency in wildlife underpasses. *Ecology and Evolution*, *7*(18), 7399–7407

Karanth, K. U. (1995). Estimating tiger Panthera tigris populations from camera-trap data using capture—Recapture models. *Biological Conservation*, *71*(3), 333–338.

Karanth, K. U., Nichols, J. D., Seidenstricker, J., Dinerstein, E., Smith, J. L. D., McDougal, C., Johnsingh, A. J. T., Chundawat, R. S., & Thapar, V. (2003). Science deficiency in conservation practice: The monitoring of tiger populations in India. *Animal Conservation*, *6*(2), 141–146.

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*(16), 8011–8018.

Linkie, M., & Ridout, M. S. (2011). Assessing tiger–prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology*, *284*(3), 224–229.

Lonsdale, W. M. (1999). Global Patterns of Plant Invasions and the Concept of Invasibility. *Ecology*, *80*(5), 1522–1536.

Lorvelec, Oliver, 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. *Anthropozoologica*, *56*(1), 1–22.

Lorvelec, Olivier, Le Quilliec, P., Fourcy, D., & Pascal, M. (2014). *Invasions biologiques et conservation dans des contextes insulaires*. Aix Marseille Université (AMU). FRA.

Lorvelec, Olivier, Pascal, M., Delloue, X., & Chapuis, J.-L. (2007). Les mammifères terrestres non volants des Antilles françaises et l'introduction récente d'un écureuil. *Revue d Ecologie*, *62*, 295–314.

Lorvelec, Olivier, Pascal, M., & Pavis, claudie. (2001). *Inventaire et statut des Mammifères des Antilles françaises (hors Chiroptères et Cétacés)*. 22.

Louppe, V., Herrel, A., Pisanu, B., Grouard, S., & Veron, G. (2020a). Assessing occupancy and activity of two invasive carnivores in two Caribbean islands: Implications for insular ecosystems. *Journal of Zoology*, jzo.12845.

Louppe, Vivien. (2016). *Dispersion et adaptation de deux carnivores sauvages envahissants aux Caraïbes, le raton-laveur et la petite mangouste Indienne* [These en préparation, Paris, Muséum national d'histoire naturelle].

Louppe, Vivien, Baron, J., Pons, J.-M., & Veron, G. (2020). New insights on the geographical origins of the Caribbean raccoons. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, *58*(4), 1303–1322.

Louppe, Vivien, Lalis, A., Abdelkrim, J., Baron, J., Bed'Hom, B., Becker, A. A. M. J., Catzeflis, F., Lorvelec, O., Zieger, U., & Veron, G. (2021). Dispersal history of a globally introduced carnivore, the small Indian mongoose Urva auropunctata, with an emphasis on the Caribbean region. *Biological Invasions*.

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*(2), 34.

Meek, P., Ballard, G., Fleming, P., & Falzon, G. (2016). Are we getting the full picture? Animal responses to camera traps and implications for predator studies. *Ecology and Evolution*, *6*.

Meek, P. D., Ballard, G.-A., Fleming, P. J. S., Schaefer, M., Williams, W., & Falzon, G. (2014). Camera Traps Can Be Heard and Seen by Animals. *PLoS ONE*, *9*(10).

Mella-Méndez, I., Flores Peredo, R., Bolívar-Cimé, B., & Domínguez, G. (2019). Effect of free-ranging dogs and cats on medium-sized wild mammal assemblages in urban protected areas of a Mexican city. *Wildlife Research*, *46*.

Meredith, M., & Ridout, M. (2020b). *Overview of the overlap package.*

Meredith, M., & Ridout, M. (2020a). *Package 'overlap': Estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns. R package version 0.3.3.*

Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In F. E. Zachos & J. C. Habel (Eds.), *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas* (pp. 3–22).

Monterroso, P., Alves, P. C., & Ferreras, P. (2011). Evaluation of attractants for non-invasive studies of Iberian carnivore communities. *Wildlife Research*, *38*(5), 446–454.

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*(9), 1403–1417.

Mori, E., Bagnato, S., Serroni, P., Sangiuliano, A., Rotondaro, F., Marchianò, V., Cascini, V., Poerio, L., & Ferretti, F. (2020). Spatiotemporal mechanisms of coexistence in an

European mammal community in a protected area of southern Italy. *Journal of Zoology*, *310*(3), 232–245.

Mori, E., Paniccia, C., Munkhtsog, B., Cicero, M., & Augugliaro, C. (2021). Temporal overlap among small- and medium-sized mammals in a grassland and a forest–alpine meadow of Central Asia. *Mammalian Biology*, *101*.

Mueller-Dombois, D. (1992). The Formation of Island Ecosystems. *GeoJournal*, *28*(2), 293–296.

Mueller-Dombois, D., & Loope, L. (1989). Characteristics of Invaded Islands, with Special Reference to Hawaii. In *Biological invasions: A global perspective* (Vol. 37).

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

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*(4), 231–241.

Oberosler, V., Groff, C., Iemma, A., Pedrini, P., & Rovero, F. (2017). The influence of human disturbance on occupancy and activity patterns of mammals in the Italian Alps from systematic camera trapping. *Mammalian Biology*, *87*(1), 50–61.

O'Brien, T. G., & Kinnaird, M. F. (2011). Density estimation of sympatric carnivores using spatially explicit capture–recapture methods and standard trapping grid. *Ecological Applications*, *21*(8), 2908–2916.

O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (2010). *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer Science & Business Media.

ONF. (n.d.). *La forêt xérophile*.

ONF, Conseil départemental de la Guadeloupe, & conservatoire du littoral. (2016). *Réserve biologique dirigée du Nord de la Grande-Terre :Rapport de présentation en vue de la création de la réserve et Premier plan de gestion période d'appllication 2014-2023*.

Owen, M. A., & Lahti, D. C. (2020). Rapid evolution by sexual selection in a wild, invasive mammal. *Evolution*, *74*(4), 740–748.

Pascal, M., Lorvelec, O., Borel, G., & Rosine, A. (2004). *Structures spécifiques des peuplements de rongeurs d'agro-écosystèmes et d'écosystèmes « naturels » de la Guadeloupe et de la Martinique*.

Pascal, M., Lorvelec, O., Vigne, J.-D., Keith, P., & Clergeau, P. (2003). Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France: Invasions et disparitions. Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle. Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages), Paris, France. Version définitive du 10 juillet 2003: 381 pages.

Pettorelli, N., Lobora, A. L., Msuha, M. J., Foley, C., & Durant, S. M. (2010). Carnivore biodiversity in Tanzania: Revealing the distribution patterns of secretive mammals using camera traps. *Animal Conservation*, *13*(2), 131–139.

PNG. (2019). *Espèces exotiques envahissantes | Parc national de la Guadeloupe*.

Pons, J.-M., Volobouev, V., Ducroz, J.-F., Tillier, A., & Reudet, D. (1999). Is the Guadeloupean racoon (Procyon minor) really an endemic species? New insights from molecular and chromosomal analyses. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, *37*(2), 101–108.

Richardson, D. M. (2011). *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*. John Wiley & Sons.

Ridout, M. S., & Linkie, M. (2009). Estimating Overlap of Daily Activity Patterns From Camera Trap Data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, *14*(3), 322–337.

Rovero, F., Tobler, M., & Sanderson, J. (2013). *Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates*. 29.

Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., & Carbone, C. (2008). *Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition—Rowcliffe—2008—Journal of Applied Ecology—Wiley Online Library*.

Russell, J. C., Meyer, J.-Y., Holmes, N. D., & Pagad, S. (2017). Invasive alien species on islands: Impacts, distribution, interactions and management. *Environmental Conservation*, *44*(4), 359–370.

Sanderson, J. G., & Trolle, M. (2005). Monitoring Elusive Mammals: Unattended cameras reveal secrets of some of the world's wildest places. *American Scientist*, *93*(2), 148–155.

Sauvé, C., Rees, E., Gilbert, A., Berentsen, A., Allibert, A., & Leighton, P. (2021). Modeling Mongoose Rabies in the Caribbean: A Model-Guided Fieldwork Approach to Identify Research Priorities. *Viruses*, *13*, 323.

Shiels, A., Lombard, C., Shiels, L., & Hillis-Starr, Z. (2020). Invasive rat establishment and changes in small mammal populations on Caribbean Islands following two hurricanes. *Global Ecology and Conservation*, *22*, e00986.

Shiokawa, K., Llanes, A., Hindoyan, A., Cruz-Martinez, L., Welcome, S., & Rajeev, S. (2019). Peridomestic small Indian mongoose: An invasive species posing as potential zoonotic risk for leptospirosis in the Caribbean. *Acta Tropica*, *190*, 166–170.

Si, X., Kays, R., & Ding, P. (2014). How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ*, *2*, e374.

Sollmann, R. (2018). A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology*, *56*(4), 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*.

Strobel, M., de La Vareille, B., Chevallier, J., Coquard, J. L., Arnaud, J. P., Lacave, J., Daijardin, J. B., & Gabriel, J. M. (1992). La leptospirose en Guadeloupe. Aspects cliniques, biologiques et épidémiologiques. *Médecine et Maladies Infectieuses*, *22*(6), 648–651.

Talaga, S. (2016). *Ecologie, diversité et évolution des moustiques (Diptera Culicidae) de Guyane française: Implications dans l'invasion biologique du moustique Aedes aegypti (L.)* [Phdthesis, Université de Guyane].

Tumram, N. K., Bardale, R. V., Dixit, P. G., & Deshmukh, A. Y. (2012). A fatal mongoose bite. *BMJ Case Reports*, *2012*.

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

Vanderhoeven, S., Branquart, E., Grégoire, J.-C., & Mahy, G. (2007). *Les invasions biologiques*.

Veech, J. A. (2013). A probabilistic model for analysing species co-occurrence. *Global Ecology and Biogeography*, *22*(2), 252–260.

Vermeij, G. (2005). Invasion as expectation: A historical fact of life. *Species Invasions: Insights into Ecology, Evolution, and Biogeography*, 315–339.

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*(2), 562.

Vollot, B. (2019). *Piège-photo comme outil de suivi -2018 utilisation du piège photo pour augmenter les controles d'oiseaux porteurs de marques colorées/ graves*.

Williamson, M. (1996). *Biological Invasions*.

Yen, S.-C., Ju, Y.-T., Shaner, P.-J. L., & Chen, H. L. (2019). Spatial and temporal relationship between native mammals and free-roaming dogs in a protected area surrounded by a metropolis. *Scientific Reports*, *9*(1), 8161.

Znidersic, E. (2017). Camera Traps are an Effective Tool for Monitoring Lewin's Rail (Lewinia pectoralis brachipus). *Waterbirds*, *40*, 417–422.