ECOLOGIE ET IMPACTS D'UN PREDATEUR INTRODUIT AU SEIN D'UN HOT-SPOT MONDIAL DE BIODIVERSITE. LE CHAT HARET FELIS CATUS DANS L'ARCHIPEL NEO-CALEDONIEN

Pauline Palmas

▶ **To cite this version:**

Pauline Palmas. ECOLOGIE ET IMPACTS D'UN PREDATEUR INTRODUIT AU SEIN D'UN HOT-SPOT MONDIAL DE BIODIVERSITE. LE CHAT HARET FELIS CATUS DANS L'ARCHIPEL NEO-CALEDONIEN. Sciences de l'environnement. UNIVERSITE DE LA NOUVELLE-CALEDONIE; ECOLE DOCTORALE DU PACIFIQUE (ED 469), 2017. Français. NNT : . tel-01993554

HAL Id: tel-01993554
https://hal.science/tel-01993554

Submitted on 25 Jan 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

N° attribué par la bibliothèque

UNIVERSITE DE LA NOUVELLE-CALEDONIE

ECOLE DOCTORALE DU PACIFIQUE (ED 469)

Doctorat

Discipline : Biologie des populations et écologie

Pauline PALMAS

ECOLOGIE ET IMPACTS D'UN PREDATEUR INTRODUIT AU SEIN D'UN HOT-SPOT MONDIAL DE BIODIVERSITE.

LE CHAT HARET *FELIS CATUS* DANS L'ARCHIPEL NEO-CALEDONIEN

Thèse dirigée par Eric Vidal et Elsa Bonnaud

Soutenue le 14 décembre 2017

JURY

M. Matthieu Le Corre	Professeur Université de la Réunion	Rapporteur
Mme. Lisa Cali Crampton	Chercheur University of Hawai'i at Manoa	Rapporteur
M. Jean Yves Meyer	Chercheur Gouvernement de la Polynésie française	Examinateur
M. Yves Letourneur	Professeur Université de la Nouvelle-Calédonie	Examinateur
M. Eric Vidal	Directeur de Recherche IRD	Directeur
Mme. Elsa Bonnaud	Maître de Conférences Université Paris Sud XI	Co-Directrice

Comme il est intéressant d'observer la végétation foisonnante qui borde une rivière avec des plantes de toutes sortes, des buissons abritant le chant des oiseaux, une grande variété d'insectes voltigeant de-ci de-là, et des vers rampant sur la terre humide et de de dire que toutes ces formes de vie si parfaitement élaborées, si différentes, mais dépendant les unes des autres de façon complexe, sont le résultat de lois qui agissent autour de nous.

Charles Darwin

La curiosité des enfants est un penchant de la nature qui va comme au-devant de l'instruction ; ne manquez pas d'en profiter.

Fénelon

Tu es responsable pour toujours de ce que tu as apprivoisé.

Antoine de Saint-Exupéry

A toutes les personnes et rencontres qui ont participé de diverses manières au bon déroulement de cette aventure,

A mes familles,

Remerciements

Ce travail de doctorat a été entièrement financé grâce au support de différentes conventions d'étude établies entre le centre IRD de Nouméa/ UMR IMBE et un certain nombre de partenaires publics et privés qu'il nous est particulièrement agréable de remercier ici.

Il s'agit en particulier de la Province Nord, DDEE (conventions No. 12C240, 13C375, 14C330, 15C331), de la Province Sud, DENV (Conventions No. C276-12, C283-12, C588-13), de la Province des îles, de la commission recherche appliquée et développement durable (Convention No. 209/2014), de la SLN - Société Le Nickel (Conventions No. 11-171, DE2015-001), du CNRT Nickel et son Environnement (Convention No. 08NRT.IRD/Rmine) et du Conservatoire des Espaces Naturels de Nouvelle Calédonie (I345/2012/CEN). Dans ce cadre, l'établissement et le suivi de ces conventions n'auraient pas été possibles sans l'intervention et le soutien de Jean-Jérôme Cassan, Dominique Lévy, Caroline Groseil, Emmanuel Couture, Cendrine Méresse, Isabelle Jurquet, Georges Kakué, Lüen Iopue, Charly Zongo, Frédéric Bart, Claire Guenier , France Bailly, Laurence Bariller ou encore Danièle Saintpierre.

Nous sommes également particulièrement redevables aux autorités civiles et coutumières, ainsi qu'aux propriétaires pour nous avoir permis de réaliser ces recherches dans leurs secteurs géographiques respectifs, en particulier le Parc Provincial de la Rivière Bleue , le Parc des Grandes Fougères, la Réserve Botanique de la chute de la Madeleine, la Réserve Naturelle du Mont Panié et l'ONG Dayu Biik (Association pour la Conservation en co-gestion du Mont Panié), le GDPL Bomene Tapu, l'ASBO (Association pour la Sauvegarde de la Biodiversité d'Ouvéa) ou encore la mine de Tiébaghi et la mine de Kopéto. Un grand merci pour cela notamment à Joseph Manauté, Jérôme Geoffroy, Almudena Lorenzo, Philippe Guichard, Massesea Adjougniope, Hilarion Vendegou, Hilaire et Yves Kouaté, Gaël Marlier, Leslie Courtot, Jonas Tein, Léon Razfindrakoto, Jean Jacques Folger, Cyrille Sabran, Romain Franquet, Zaak Adjouhgniope, Fayssen Wea, Auguste Omniwack et Benoit. Enfin, de nombreux collègues, étudiants et partenaires doivent aussi être remerciés pour leur aide inestimable dans la réalisation des opérations de terrain et de laboratoire.

Je tiens tout d'abord à remercier l'Institut de Recherche pour le Développement au travers du Centre IRD de Nouméa et de ses directeurs Georges de Noni et Edouard Hnawia, pour m'avoir accueillie ces trois dernières années, et permis d'effectuer ce travail via les différents services de « supports » à la recherche, les soutiens logistiques techniques et administratifs.

Je remercie également l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE, UMR CNRS 7263 / IRD 237 / AMU / UAPV) et son Directeur Thierry Tatoni pour le soutien et l'appui constants apportés aux recherches conduites par l'antenne de Nouméa sur la biodiversité des îles du Pacifique.

Merci à l'école doctorale du Pacifique et à l'Université de Nouvelle Calédonie. Les moyens importants et le cadre dont bénéficient les doctorants sont, je crois, peu communs. Un merci particulier pour l'organisation de formations et d'évènements enrichissants et formateurs comme les doctoriales et MT180.

J'aimerais vivement remercier mon directeur de thèse Eric Vidal, pour m'avoir fait confiance et guidée dans la conduite de ces travaux. Merci de m'avoir permis de travailler sur un sujet qui me passionnait et de surcroît dans un des endroits du monde où les enjeux de conservation sont les plus forts. Merci pour les nombreuses réunions qui ont été le siège de réflexions scientifiques, de discussions sur la recherche et sur mon futur dans ce milieu. Merci pour ton pragmatisme, ta disponibilité 7 jours sur 7 et presque 24 heures sur 24, et enfin merci pour tes insomnies qui ont permis des retours quasi instantanés sur mon travail. Merci pour ta détermination dans la recherche de fonds, sans laquelle ce travail n'aurait jamais pu avoir eu lieu. Ce système D n'a pas été de tout repos, ni pour toi ni pour moi, mais m'a formée à d'autres aspects du travail de chercheur, et je suis sûre que cela me sera très utile et t'en remercie. Merci également de m'avoir permis de participer à de nombreux colloques durant lesquels j'ai assisté à des présentations passionnantes, pu donner de la visibilité à mon travail, eu des échanges enrichissants et mis des visages sur ces fameuses références. Peu d'étudiants ont la chance de profiter d'un tel cadre, tant en termes de moyens, d'encadrement et d'échanges. Pour tout ça, j'espère pouvoir te rendre la pareille du mieux possible dans nos collaborations futures.

Je voudrai remercier ma co-directrice de thèse, Elsa Bonnaud, pour m'avoir portée jusqu'à cette thèse et pour son soutien constant dans la réalisation de ce travail. Ta réactivité, ton enthousiasme et tes corrections durant mes nuits m'ont permis d'avancer toujours motivée. Merci pour ta gentillesse, ton pragmatisme et ton aide, même dans tes débuts de vie de maman. Merci pour les moyens logistiques et financiers que tu as pu mettre à ma disposition lors de missions en France ou en congrès.

Je tenais à remercier Hervé Jourdan qui a pris une place tout à fait inattendue dans la conduite de ce travail de thèse. Grand merci à toi pour les « cafés studieux » qui ont continué d'éveiller ma curiosité, ont permis de faire avancer ma réflexion et renforcé ma passion pour ce boulot, tant la tienne est contagieuse.

Ce travail a été un réel travail d'équipe, particulièrement dans les phases de terrain et au laboratoire. Les échantillons biologiques, les clichés photos et les points GPS ont été nombreux ; et ce travail n'aurait jamais abouti sans tous ses participants et ce, à tous les niveaux de l'aventure.

Un grand merci à tous ces enquêteurs experts ou en herbe (Hélène, Léo, Matthieu, Yves et les autres), qui n'ont jamais failli devant les nombreuses fèces, notre graal pour les résolutions d'énigmes sur les patrons de prédation du chat haret et les espèces locales concernées. Nous avons eu un sacré lot d'indices à analyser, et avons été toujours plus gourmands dans la précision de nos diagnostics, ce qui a demandé un énorme travail et une grande motivation. Merci à tous pour vos coups de main indispensables, pour l'appropriation que vous vous êtes faites de ce sujet et pour votre bonne humeur sans laquelle cette aventure n'aurait été si agréable.

Merci au enquêteurs-physionomistes (Raphaël, Antoine, Malik et Matthias) pour les portraits types et albums photos dressés après de longues heures de tri et re-tri de milliers de photos de chats. Grâce à votre travail, votre patience, et votre ténacité nous comprenons un peu mieux à combien d'intrus nous avons à faire.

Merci aux traqueurs de l'extrême (Matthieu, Fred, Malik, Corentin) qui ont patrouillé dans les dusty road de Pindaï. Nos courses-poursuites, stratégies de tracking, évaluations des comportements de chaque individu, mises en place pour récupérer un maximum de données GPS par VHF, nous ont permis d'avoir un beau jeu de points GPS et de grands moments mémorables. L'antenne toujours plus lourde n'aurait pu être utilisée à si bon escient si nous ne nous étions pas relayés dans cette tâche.

Un merci à Frédéric Rigault, dit Uncle Fred qui m'a accompagnée et relayée sur l'intégralité de ces terrains de thèse. Tu m'as enseigné la conduite de 4x4, des trucs et astuces de terrain, mais aussi aidée une fois de retour au labo. Je voudrais te remercier d'avoir travaillé avec moi sur toutes ces manips chiantes, avec cette météo chiante, ce 4x4 chiant, et enfin ces données GPS pourries. Tu me dois toujours 3200 CFP pour l'emploi abusif du terme chiant, à savoir 32 en 2 jours. Nous avons passé de grands moments dans des endroits magnifiques avec ces mémorables défis 4x4, festins au camp et rigolades en tous genres.

Merci à tous les agents et personnels de l'IRD (Jenny, Marie-Denise, Jean, Marcel, Jean-Paul, John, Soraya, Nicaise, Frédéric Delathière, Ludo, les Catherine, Marie Noëlle, Stéphanie, Reine, Jenny) qui font de ce centre un lieu de travail idéal et un lieu de vie incroyable. Vos sourires, votre gentillesse, ces moments de partage quotidiens ou lors de repas, marqueront à jamais cet épisode de ma vie.

Merci aux agents des équipes d'informatique et d'électronique (Julien, Michel, Yann, François, Peter et David) pour le support exceptionnel qu'ils nous offrent. Vous m'avez sauvée plus d'une fois en résolvant des problèmes techniques et matériels parfois obscurs durant ces années.

Merci aux chercheurs et équipes présents sur le centre avec qui j'ai aimé échanger sur les sciences et la recherche, au détour d'un couloir, d'un café ou d'une bière. Merci aux différents agents et chercheurs de l'ESE avec qui j'ai aimé échanger et discuter au laboratoire ou au fameux CESFO. Merci aux différents chercheurs avec qui j'ai pu collaborer ou simplement échanger (Alexandre Millon, Jean Noël Bacro).

Merci à Jean-Yves Meyer que j'ai croisé aux quatre coins du monde à l'occasion de différents colloques. J'ai tant aimé échanger sur différents concepts en écologie, sur le fonctionnement de la recherche et la publication. J'espère sincèrement que nous travaillerons ensemble dans le futur.

Merci aux différentes équipes, et notamment aux membres de l'équipe d'Ecologie Comportementale au CEFE-CNRS, qui, très tôt dans mon cursus, m'ont confié une part de leur travail de recherche et m'ont fait confiance dans sa réalisation.

Un merci particulier à Marc de Dinechin qui m'a « jetée » dans le monde de la recherche juste avant de s'en retirer. Nos discussions et tes contacts m'ont permis d'approcher le monde de la recherche dès la L3 et je tiens à te remercier d'avoir pris le temps de me guider dans mes tous premiers pas « péri-scolaires ».

Merci à Mme Bailly, prof de SVT qui m'a donné le goût pour cette discipline dès la 4ème en étant dévouée, passionnante dans ses enseignements, et en montant de petits TPs amusants qui ont facilité notre apprentissage.

Merci à ma petite Soso qui a pris le temps de discuter avec passion de sciences, de m'aiguiller, me décoincer et valider mes analyses, alors qu'elle même était dans le rush et en plein tracking intense de baleines à bosses. Je te souhaite une belle fin de thèse, qui je n'en doute pas, sera un succès.

Ces trois années ont été tellement riches et agréables que j'aimerais les vivre à nouveau. J'espère que les prochaines seront tout aussi instructives et ludiques et que les différents collègues avec qui j'ai tant aimé échanger et travailler, en feront partie. Par votre diversité et votre complémentarité, famille, amis, collègues, connaissances, vous m'avez construite ces dernières années.

Merci à Sarah Bernard pour ces beaux échanges, ces beaux moments et tout simplement pour cette amitié. Nos disciplines sont éloignées et pourtant nos échanges si constructifs. J'espère que nous saurons monter un beau projet de recherche interdisciplinaire quand nous serons grandes.

Merci à Antoine BS, botaniste, bryologue, modélisateur à ses heures, naturaliste à d'autres, prof de stats, organisateur de workshops… je diverge… en forêts tempérées et boréales. J'espère réellement qu'un jour tu exerces tes talents obscurs, tant scientifiques que poétiques, dans des contrées tropicales et insulaires. Si cela te convient, je choisis le lieu et te laisse le choix dans la date.

Merci à la sœur Kapan pour ses petits et grands coups de main dans les bidouillages graphiques, merci pour la formation individuelle sur AI, l'accueil à Paris, les petites virées lors de mes missions en métropole, ta venue en Nouvelle Calédonie.

Merci à la famille Nganyane (Christian, Jeanne, Tori, Kapan et Mawé) pour tout ce que nous avons pu partager et tout ce que nous partagerons encore. Merci à Marcel et la vieille Néné pour l'accueil plus que chaleureux.

Merci à mes copains de java, les anciens, les fidèles, les nouveaux. Merci pour ces divertissements, ces beaux moments et voyages (le déménageur breton, Matthieu, John, Lucette, Flo, Maty, Antoine, Le Couz', le Cat, Caco, Maxou Kanakouz, Soso, Scratou, les Toulousains, la team Air Cal', Meryl, Jeanne, Marie, Denise).

Merci aux investigateurs de la cabane qui a été un lieu de travail et de vie m'ayant permis de rédiger ce manuscrit dans un vrai cocon. Merci à Kanakouz', fraîchement copain, et contre toute attente famille. Hâte de partager de divers grands moments, un peu moins de débrousser les terres. Merci au couz' Jean φ, arrivé comme une fleur mais tombé à point nommé ; grand merci pour ta joie de vivre, ton humour, ta curiosité. De grands moments sont à venir, commence vite la cure de Mg+, thym, hibiscus, pollen et autres potions que la mère Mimi saura te concocter.

Merci à mes amis dont certains sont devenus bien plus. Merci d'être dans ma vie, merci d'être vous. Je pense à ceux qui ont partagé mon quotidien ainsi qu'à ceux qui sont loin et avec qui tout est encore si facile. Votre curiosité, vos yeux d'enfants votre avis « naïf » et vos questions m'ont réellement nourrie. Merci pour l'assurance que vous avez su me donner.

Merci à mes (vieux) copains dartistes et hobiecatistes (Franck, Noël, Francis, Philippe, Sébastien, Christian) ! Jamais je n'aurais pu être si heureuse sans vous ces dernières années. Merci de m'avoir permis de découvrir ce sport, emmenée dans ces virées folles. Merci pour votre ouverture d'esprit, pour tous ces inoubliables moments partagés. Votre diversité m'a énormément enrichie et vos partages d'expérience tant appris.

Merci à mes parents pour leur soutien sans faille, leur écoute et la curiosité qu'ils ont éveillée en moi et si souvent satisfaite. Merci pour la liberté que vous m'avez laissée dans mes choix de vie. Merci d'avoir compris mon choix de l'éloignement et d'être venu passer quelques semaines ici, où j'ai encore eu l'occasion de voir combien vous étiez extraordinaires et ouverts. Vous êtes formidables, famille de sang et maintenant amis de choix.

Merci à toute personne qui s'égarerait à la lecture de ce manuscrit, et qui je l'espère, ira plus loin que cette page de remerciements.

Je remercie les membres de mon jury d'avoir accepté d'évaluer ces travaux de thèse et pris du temps sur leurs fonctions pour se rendre jusqu'en Nouvelle Calédonie.

SOMMAIRE

1. Introduction générale 7

1.1. Crise mondiale de biodiversité, facteurs majeurs à l'œuvre et importance des invasions biologiques au niveau des écosystèmes insulaires 7

1.1.1. Vers une 6ème extinction massive d'espèces 7

1.1.2. La biodiversité terrestre des îles : vulnérable aux invasions biologiques 14

1.1.3. Les invasions biologiques : de multiples effets négatifs 16

1.2. Le chat, impacts d'un prédateur introduit en écosystème insulaire 19

1.2.1. Eléments de biologie et d'écologie du chat haret, histoire d'invasion et capacité d'intégration des réseaux trophiques 19

1.2.2. Ecologie trophique des chats harets en écosystème insulaire 21

1.2.3. Evaluation de l'impact des chats harets en écosystème insulaire ; illustration mondiale et par l'exemple australien 21

1.2.4. Le chat haret en système multi-envahi : interactions superprédateur – mésoprédateur – proie 25

1.2.5. Eradication et contrôle des populations invasives de chats harets 26

1.3. Objectifs et plan de thèse 34

2. Contexte de l'étude 37

2.1. Nouvelle-Calédonie 41

2.1. Contexte financier et réalisation de l'étude 46

3. Ecologie du chat haret et espèces impactées au sein d'un hotspot mondial de biodiversité 49

3.1. Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot 50

3.1.1. Introduction 51

3.1.2. Materials and Methods 52

3.1.2.1 Study sites and sampled habitats 52

3.1.2.2. Cat diet study 53

3.1.2.3. Statistical analyses 55

3.1.3. Results 55

3.1.3.1. Overall patterns of feral cat diet in the New Caledonian biodiversity hotspot 55

3.1.3.2. Patterns of predation on different prey types 57

3.1.3.3. Threatened species found in feral cat diet 59

3.1.4. Discussion 61

3.1.4.1. Overall cat diet 61

3.1.4.2. Unprecedented numbers of threatened species in cat diet 64

3.1.4.3 Conservation and management implications 64

3.1.5. Appendices 66

3.2. A conservation paradox: endangered and iconic flightless Kagu (*Rhynochetos jubatus*) apparently escape feral cat predation 73

3.2.1. Introduction 75

3.2.2. Materials and Methods 76

3.2.2.1 Study site 76

3.2.2.2 Feral cat scat sampling and prey identification 77

3.2.2.3 Data analyses 78

2.1.1.4. Statistical analyses 78

3.2.3. Results 79

3.2.4. Discussion 81

3.2.4.1. Pattern of feral cat diet 81

3.2.4.2. Kagu traits: vulnerability and management implications 82

3.2.5. Supporting Information 83

4. Utilisation de l'espace par les populations de chat haret 87

4.1. Etude des déplacements de chats harets dans le contexte d'une ressource alimentaire abondante mais localisée 88

4.1.1. Introduction 89

4.1.2. Matériel et méthodes 91

4.1.2.1. Site d'étude 91

4.1.2.2. Etude des patrons de prédation du chat haret sur les puffins fouquets par analyse de régime alimentaire 92

4.1.2.3. Capture et équipement des chats harets de colliers GPS 94
4.1.2.4. Dispositifs GPS et programmation 95
4.1.2.5. Définition des différentes étapes clefs du cycle des puffins sur la période d'équipement des chats harets 96
4.1.2.6. Analyse des données GPS 96
4.1.2.7. Traitements statistiques des données 98
4.1.3. Résultats 99
4.1.3.1. Patrons de prédation du chat haret sur les puffins fouquets par analyse de régime alimentaire 99
4.1.3.2. Capture et équipement des chats harets 101
4.1.3.3. Territoires des chats harets 104
4.1.3.4. Estimations des domaines vitaux par la méthode des kernels de densités (KDE 50% et KDE95%) 107
4.1.3.5. Distances parcourues au cours de la journée et sur la durée d'équipement par les chats harets suivis 108
4.1.3.6. Etude des déplacements des chats équipés en fonction de la période du cycle de reproduction des puffins fouquets (avant, pendant et après la période d'envol) 118
4.1.4. Discussion 125
4.1.4.1. Compréhension des patrons de prédation saisonnier du chat haret sur les puffins fouquets par analyse du régime alimentaire 125
4.1.4.2. Compréhension des patrons de prédation spatiaux du chat haret sur les puffins fouquets par analyse du régime alimentaire et étude des déplacements 126
5. Effets d'une opération expérimentale de contrôle d'une population de chats harets 133
5.1. Introduction 135
5.2. Materials and Methods 136
5.2.1. Study site 136
5.2.2. Feral cat trapping and culling 138
5.2.3. Camera trapping design / Photographic sampling 138
5.2.4. Analyses 139

5.2.4.1. Trapping effort and capture per unit effort for both live and camera traps. 139
5.2.4.2. General index ... 140
5.2.4.3. Individual identification of feral cats for camera traps survey and live trap individuals ... 140
5.2.4.4. MTKBA (Minimum Number of feral cats Known to Be Alive) for camera trap survey 141
5.2.4.5. SECR (Spacially Explicit Capture Recapture) estimations ... 141
5.2.4.6. Home range statistics pre- and post-culling ... 142
5.3. Results ... 142
5.3.1. Feral cat trapping ... 142
5.3.2. Camera trapping ... 142
5.3.2.1. Estimations of feral cat population size ... 145
5.4. Discussion ... 147
5.4.1. Feral cat trapping success ... 147
5.4.2. Camera trapping ... 148
5.4.2.1. Camera trapping success ... 148
5.4.2.2. Estimations of population densities ... 148
5.4.2.3. Detecting changes in cat population after feral cat control effort ... 149
5.5. Conservation implications ... 150
5.5.1. Insights from our lethal control effort ... 150
5.5.2. Alternative measures for more efficient lethal control ... 151
6. Synthèse, Discussion générale et Perspectives de recherche ... 153
6.1. Synthèse et discussion générale ... 153
6.1.1. Vers une meilleure connaissance de l'écologie trophique du chat haret, des espèces affectées et des habitats prioritaires en terme de gestion pour la conservation de la biodiversité native de Nouvelle-Calédonie ... 154
6.1.2. Suivi de l'effet à moyen terme d'une opération de contrôle sur la population de chats harets ... 157
6.1.3. Utilisation de l'espace par les populations de chat haret ... 160
6.2. Perspectives de recherche ... 165

6.2.1. Augmenter le pouvoir de discrimination et de détection des espèces prédatées dans le régime alimentaire des chats harets 165

6.2.2. Utilisation de barcoding ADN pour distinguer la prédation exercée sur les pétrels de Gould et pétrels de Tahiti 166

6.2.3. Utilisation de barcoding ADN pour préciser la prédation du chat haret sur les geckos 168

6.2.4. Le chat haret comme « espèce échantillonneuse » de biodiversité 170

6.3. Mieux comprendre l'impact de la prédation sur la dynamique et la viabilité des populations d'espèces proies 174

6.3.1. Application aux puffins du Pacifique, pétrel de Gould et pétrel de Tahiti 174

6.4. Combler les manques de données concernant le régime alimentaire du chat haret en intégrant en priorité les zones à fort enjeux de conservation 175

Annexes 199

Annexe 1- Portfolio 200

Annexe 2 – Article publié dans Biological Conservation 205

Annexe 3 – Trois des posters présentés à des conférences internationales (CF Annexe 1) 217

Chapitre 1.

1. Introduction générale

1.1. Crise mondiale de biodiversité, facteurs majeurs à l'œuvre et importance des invasions biologiques au niveau des écosystèmes insulaires

1.1.1. Vers une 6ème extinction massive d'espèces

A l'heure où une accélération forte des extinctions d'espèces est observée, la biodiversité devient une des préoccupations centrales des enjeux environnementaux. En juin 1992 a lieu à Rio un sommet dont un des principaux objectifs était de stopper l'érosion de la biodiversité. En 2002, à Rio + 10ans, la Convention de Johannesburg a reconnu publiquement, mondialement et politiquement la valeur intrinsèque de la biodiversité et la nécessité absolue de limiter cette érosion en réduisant le rythme de l'appauvrissement de la biodiversité d'ici à 2010 (Balmford et al., 2005 ; Ricketts et al., 2005). Le protocole de Kyoto, entré en vigueur le 16 février 2005, qui vise à réduire les émissions de gaz à effet de serre, est également une avancée majeure même s'il agit indirectement sur la conservation de la biodiversité en luttant contre la déforestation, notamment de zones tropicales très riches en diversité biologique. L'année de la biodiversité en 2010 a marqué un regain d'intérêt du public pour la conservation de la biodiversité notamment parce qu'elle offre des services écosystémiques (biodiversité comme garante du bon fonctionnement des écosystèmes et des différents apports bénéfiques à l'humanité) : productifs (alimentaires, matières premières de construction, etc.), médicamenteux, économiques, sociétaux, éthiques. En 2010 également, se déroule le sommet de la biodiversité à Nagoya au Japon, qui rassemble 193 pays signataires de la convention sur la biodiversité dont les préoccupations majeures sont la déforestation, l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre et la surexploitation des ressources ; ces diverses menaces pouvant agir en synergie et amener progressivement à un épuisement des ressources naturelles. A cette occasion, un plan stratégique pour la diversité biologique est adopté pour la période 2011-2020 (United Nations Environment Programme 2010). Vingt objectifs dit « objectifs d'Aichi » sont alors identifiés afin de proposer un cadre favorable à la mise en place de mesures de lutte contre l'érosion de la biodiversité planétaire. Ils incluent notamment la réduction de la perte des habitats naturels à hauteur de 50%, la protection d'à minima 17% des surfaces terrestres et 10% des surfaces marines et côtières dans le but d'améliorer l'état de conservation des espèces menacées et de

leurs habitats. Ce nouveau plan est d'autant plus crucial que l'érosion de la biodiversité n'était toujours pas freinée voire s'accélérait encore durant la 1ère décennie du 21ème siècle suggérant ainsi l'échec des précédentes conférences et conventions. Au sommet de la Terre à Rio de Janeiro en juin 2012 (Rio + 20 ans), les 194 états présents réaffirmaient explicitement l'importance d'accroître les moyens et actions en faveur de la biodiversité, réitéraient leur engagement en faveur de la réalisation des objectifs liés à la Convention de la Diversité Biologique, et demandaient des actions urgentes pour réduire la perte de la biodiversité.

A ce jour, 25 ans après le sommet mondial fondateur de Rio, à trois ans de l'issue de la convention de Nagoya et malgré la prise de conscience générale, les progrès scientifiques et les collaborations plus étroites entre les gestionnaires de l'environnement, l'accélération du déclin de la biodiversité se poursuit à un rythme grandissant (Leadley et al. 2010, Ceballos et al. 2015). Il apparaît même que les pressions causant l'érosion de la biodiversité mondiale semblent s'intensifier plutôt que diminuer (Barbault 2010, IPBES). Au total, selon la dernière édition de la liste rouge des espèces menacées de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN 2013), ce sont au moins 11 000 espèces qui pourraient disparaître dans les décennies à venir. Ce scénario mondial de perte de biodiversité est étroitement lié aux différentes activités humaines et à l'accroissement de la population mondiale (Pimm et al. 1995; Vitousek 1997; Loehle & Eschenbach 2012).

Ainsi, il est maintenant largement admis que nous traversons une importante crise de biodiversité qui se distingue des précédentes par sa vitesse d'érosion et le fait que cette crise soit principalement due à l'effet des activités et de la démographie humaines. En effet les taux d'extinction d'espèces enregistrés sont entre 10 et 1000 fois plus importants que ceux estimées pour les extinctions passées, ayant eu lieu en l'absence d'effet anthropique (Pereira et al. 2010). Les cinq précédentes crises d'extinction à savoir l'Odovicien, le Dévonien, le Permien, le Trias et le Crétacé, se sont traduites par des taux d'extinction compris entre 10 et 10000 E/MSY (nombre d'espèces par millions d'espèces, par an) (Barnosky et al. 2011 ; Ceballos et al. 2015).

Les taux d'extinctions modernes ont brusquement augmenté durant les 200 dernières années, ce qui correspond étroitement à l'essor de la société industrielle, de la démographie humaine et à l'accélération des déplacements humains à la surface du globe. Néanmoins, les taux d'extinctions dans certaines îles du Pacifique et plus particulièrement dans la région biogéographique de Polynésie ont été très forts dès l'arrivée des premiers occupants sur ces îles (i.e. Steadman et al. 2006, 2000 espèces d'oiseaux éteintes avant l'arrivée des Européens il y a 250 ans). Au niveau des différents groupes de vertébrés, les taux d'extinction sont variables mais tous en augmentation notable (Fig. 1.1).

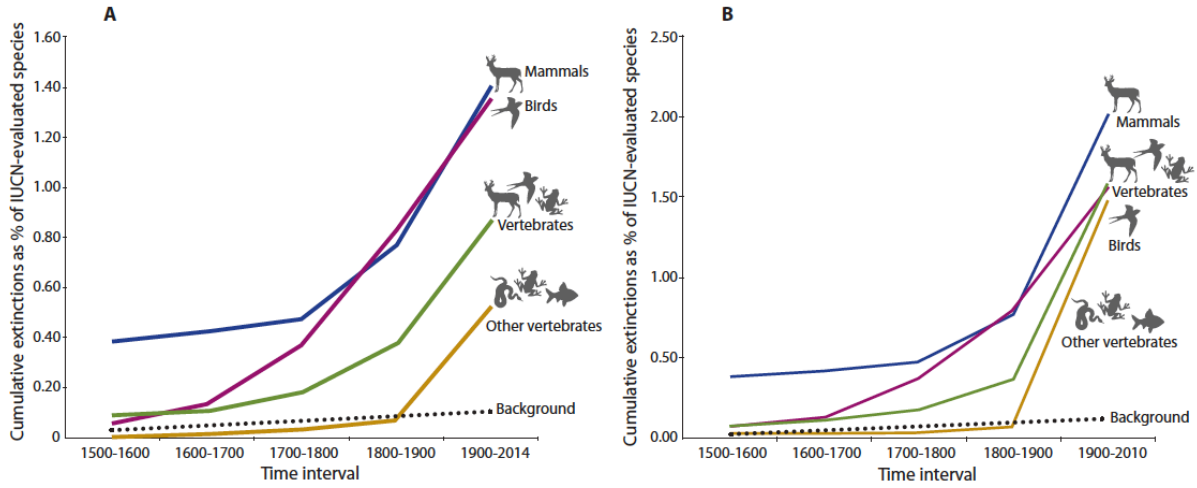


Figure 1.1. Figure adaptée de Ceballos et al. 2015, Courbe cumulative des espèces de vertébrés classées éteintes ou éteintes en milieu naturel par l'IUCN (2012). Le taux d'extinction indiqué en ordonnée est établi par rapport au nombre d'espèces évaluées par l'IUCN chez ; les mammifères (5513; 100% des espèces décrites), les oiseaux (10 425; 100%), les reptiles (4414; 44%), les amphibiens (6414; 88%), les poissons (12 457; 38%), tous les vertébrés confondus (39 223; 59%). (A) Estimation hautement conservative (espèces éteintes ; « EX ») (B) Estimation conservative (Espèces éteintes, éteintes en milieu naturel et probablement éteinte ; « EX », « EW », « PE »). La courbe en pointillé représente le nombre d'extinctions attendues dans des conditions de taux d'extinction passé et constant de 2 E/MSY.

Si l'on prend l'exemple des amphibiens qui comprennent environ 7300 espèces, le taux d'extinction enregistré chez ce groupe montre une claire accélération puisque seulement 34 extinctions ont été documentées avec un certitude élevée entre 1500 et 1980 contre plus de 100 espèces probablement éteintes depuis 1980 (IUCN 2014, Stuart et al. 2014, Ceballos et al. 2015). Ces éléments ne reflètent pas seulement les tendances réelles très préoccupantes mais aussi le manque de données pour les groupes pour lesquels la majorité des espèces n'ont à ce jour pas fait l'objet d'une évaluation comme les reptiles et les poissons (Burkhead et al. 2012, Böhm et al. 2013).

Dans une étude plus récente, Ceballos et al. (2017) parlent d'anéantissement biologique (« biological annihilation ») pour décrire l'ampleur de l'actuelle sixième crise d'extinction. Les taux de pertes de vertébrés terrestres en termes de taille de populations sont très élevés même pour des espèces classées comme peu concernées (« LC ») sur la liste rouge de l'UICN. Dans leur échantillonnage qui inclut presque la moitié des vertébrés connus, 32% soit 8 851 espèces sur 27 600 voient leurs populations diminuer non seulement en effectifs mais également en aire de répartition (Fig. 1.2). Parmi un échantillon de 177 espèces de mammifères pour lesquels des données détaillées sont disponibles, toutes ont perdu au moins 30% de leur aire de répartition et plus de 40 % de ces espèces ont connu un déclin sévère de leurs populations (> 80% de diminution) (Fig. 1.3).

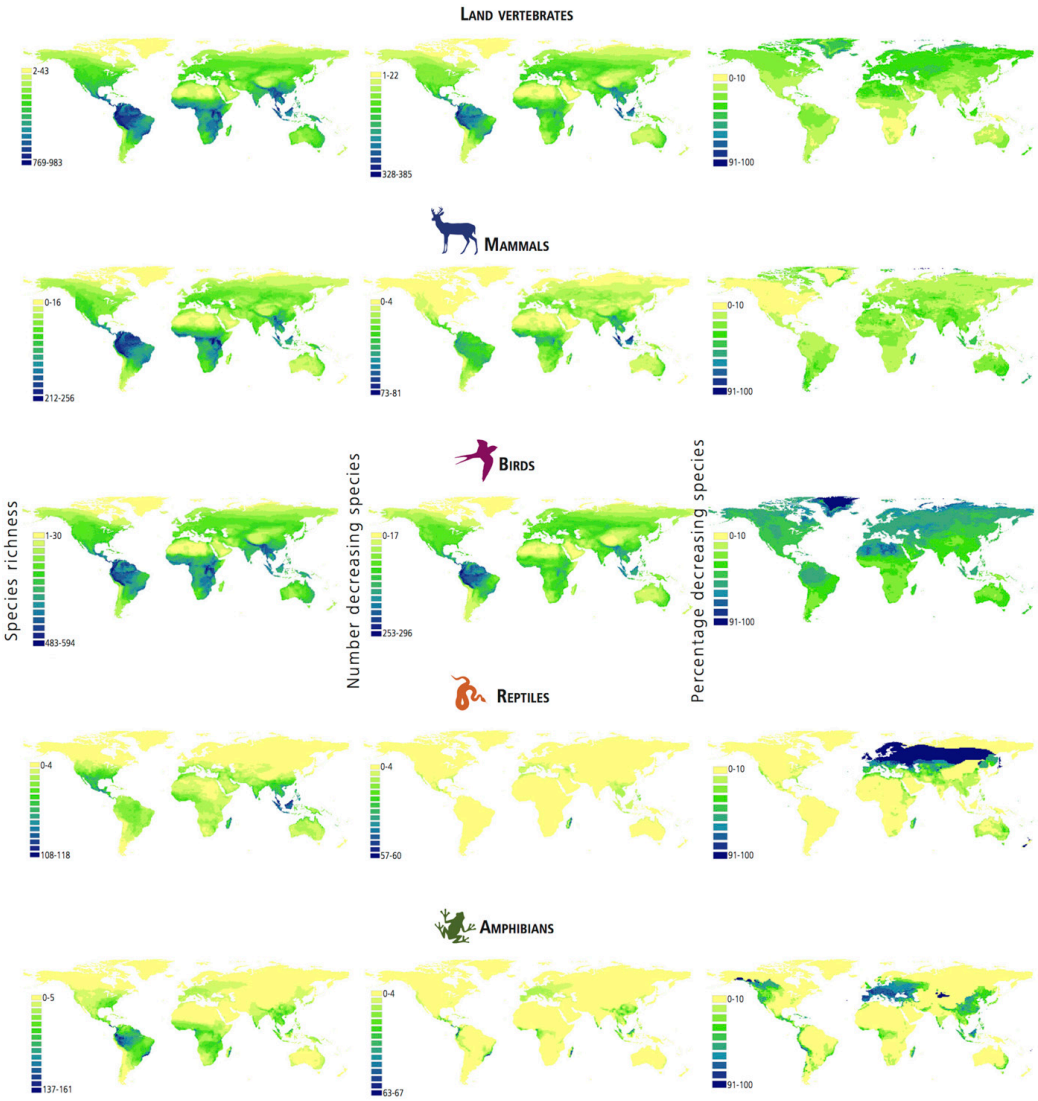


Figure 1.2. Distribution des espèces de vertébrés terrestres selon les données UICN, à travers le monde ; à gauche, distribution de la richesse spécifique représentée par le nombre d'espèces par quadra (10 000km^2) ; au centre, nombre absolue d'espèces dont les populations décroissent par quadrat ; à droite, pourcentage d'espèces qui voient leur population diminuer en relation avec la richesse spécifique totale par quadrat. Adapté de Ceballos et al. 2017.

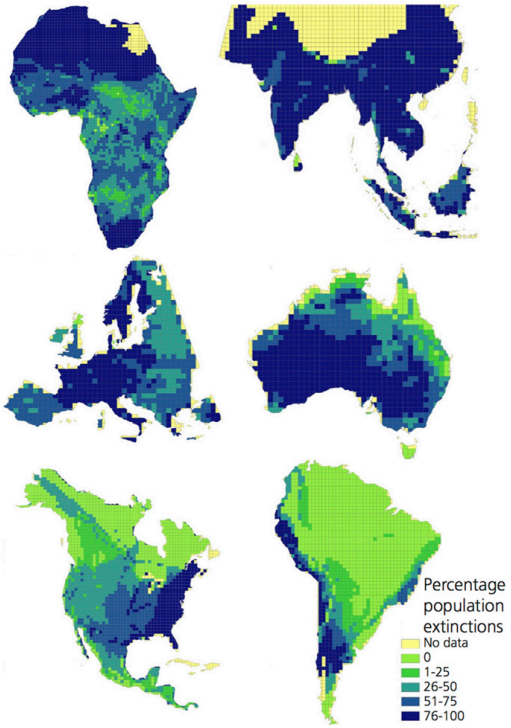


Figure 1.3. Pourcentage d'extinction locale pour 177 espèces de mammifères sur des quadrats de 1° x 1°, indicateur de la sévérité de la crise d'extinction massive. Sur chacun des continents, de larges régions ont perdu 50% ou plus des populations des espèces de mammifères évaluées. NB : L'échantillonnage étant biaisé par les grandes espèces de mammifères, cette figure permet seulement de visualiser les tendances de diminution de populations. Cette carte a été générée en comparant les répartitions. Adapté de Ceballos et al. 2017.

La première cause de perte de biodiversité planétaire est la destruction et la dégradation des milieux naturels (fragmentation, déforestation, sur-utilisation des terres) (Chapin et al. 2000; Burney & Flannery 2005). Les invasions biologiques et les changements climatiques en sont deux autres causes majeures (Didham et al. 2007; Walther et al. 2009). La surexploitation d'espèces, les pollutions et biocontaminations et les maladies (pathogènes, virus) sont également des facteurs déterminants dans l'érosion de la biodiversité. Ces différentes composantes du changement global peuvent agir en synergie et amener à une accélération du processus d'extinctions d'espèces (Didham et al. 2007, Brook et al. 2008). La perte de biodiversité est un phénomène mondial touchant toutes les latitudes et biomes, tous les écosystèmes terrestres comme marins y compris les plus isolés (Ceballos et al. 2015, McCauley et al. 2015). Des zones de « priorité » de conservation appelées « hotspots » ou points chauds de biodiversité, ont été définies à partir de 1988 (Myers et al. 2000) afin d'alerter les communautés scientifique et les décideurs politiques sur la nécessité de préserver ces zones et d'y favoriser des actions de conservation (Mittermeier et al. 2004, 2011). L'identification de ces hauts lieux de biodiversité a été conduite dans l'intérêt d'une protection globale. Pour être caractérisée de

hotspot, une région doit présenter plus de 1500 espèces de plantes endémiques (Brooks et al. 2002) et doit avoir subi une perte de 70 % de son habitat d'origine (Myers et al. 2000). Ainsi 36 hotspots ont été définis (Fig. 1.4), et bien qu'ils ne représentent que 2,3% de la surface terrestre de la planète, leur conservation permettrait de sauvegarder au moins 27% de toute la biodiversité végétale et 75% des vertébrés terrestres (poissons exclus) (Myers et al. 2000; Mittermeier et al. 2011), ainsi que 56% des mammifères, 78% des oiseaux et 85% des amphibiens considérés comme hautement menacés (en danger et en danger critique d'extinction) par l'UICN.

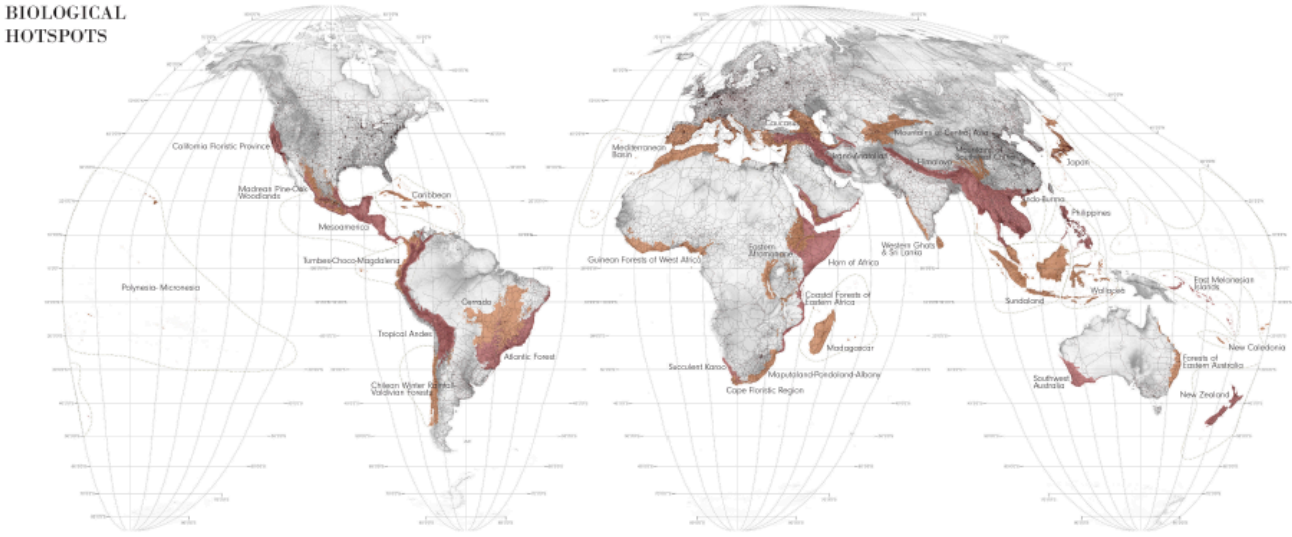


Figure 1.4. Carte des 36 actuels hotspots de biodiversité (carte modifiée depuis la version originale Mittermeir et al. 2011, Source Atlas for the End of the World). Le 36ème hotspot (voir liste ci dessous) n'est pas représenté sur cette carte puisqu'il a été défini en 2016. (1) Andes tropicales, (2) Amérique centrale, (3) Caraïbes, (4) Forêt atlantique, (5) Tumbes-Chocó-Magdalena, (6) Cerrado, (7) Forêts pluviales tempérées valdiviennes (Chili), (8) Province floristique de Californie, (9) Madagascar et îles de l'Océan Indien, (10) Forêts côtières d'Afrique orientale, (11) Forêt guinéenne de l'Ouest africain, (12) Région floristique du Cap, (13) Karoo succulent, (14) Bassin méditerranéen, (15) Caucase, (16) Sundaland, (17) Wallacea, (18) Philippines, (19) Indo- Burma, (20) Montagnes de la Chine Occidentale, (21) Ghâts occidentaux, (22) Sud-Ouest de l'Australie, (23) Nouvelle-Calédonie, (24) Nouvelle-Zélande, (25) Polynésie et Micronésie, (26) Région de Madrean, (27) Maputaland-Pondoland- Albany, (28) Afromontane orientale, (29) Corne africaine (Éthiopie, Somalie, Kenya, Érythrée, Djibouti, Yémen et Oman), (30) Désert irano-anatolien (Arménie, Azerbaïdjan, Turquie, Géorgie, Turkménistan, Iran et Irak), (31) Montagnes d'Asie centrale, (32) Himalaya, (33) Japon, (34) Mélanésie orientale (Archipel Bismarck, îles Salomon et Vanuatu), (35) Forêts de l'Est Australien, (36) Plaine atlantique nord-américaine

Parmi ces hotspots, 10 sont principalement ou entièrement constitués d'îles (Bellard et al. 2013). Du fait du fort taux d'endémisme rencontré sur les îles, la protection de ce type d'écosystème serait un moyen de protéger une part importante de la biodiversité à une échelle globale. Au niveau planétaire, les écosystèmes insulaires représentent 5.3% de la superficie des terres émergées mais abritent environ 17% des espèces de plantes à fleur, 19% des espèces d'oiseaux et 17% des espèces de rongeurs (Tershy et al., 2015). La richesse endémique insulaire

(corrigée par la surface) est respectivement 3,6 fois supérieure à la richesse endémique continentale pour les plantes oiseaux et rongeurs (Tershy et al. 2015). Sur certaines zones du monde, ce constat est encore plus exacerbé avec par exemple une richesse endémique insulaire respectivement 9,5 fois et 8,1 fois supérieure à la richesse endémique continentale pour les plantes et les vertébrés de Malaisie (Kier et al., 2009). Enfin, il s'avère que 61% des espèces éteintes durant les 500 dernières années et 37% des espèces classées en danger critique d'extinction sur la liste rouge UICN, sont des espèces exclusivement insulaires (Tershy et al., 2015, Fig. 1.5). La biodiversité insulaire est par conséquent disproportionnellement plus riche en espèces endémiques et plus menacée que celle des écosystèmes continentaux. Les systèmes insulaires sont ainsi hautement prioritaires en termes de conservation des espèces et des milieux.

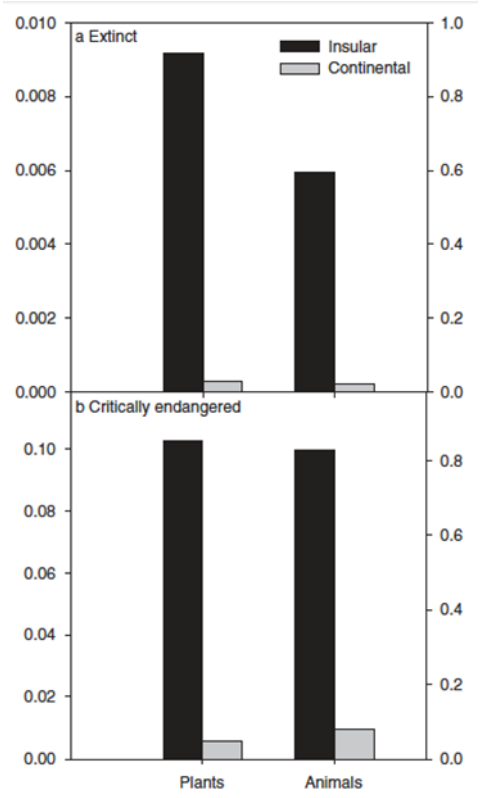


Figure 1.5. Nombre d'espèces animales et végétales éteintes (a) et en danger critique d'extinction (b) restreintes à des territoires insulaires (noir) ou principalement présentes sur des territoires continentaux (mais pas exclusivement) (gris). En ordonnées, ces nombres d'extinctions sont rapportés par 10^3 km^2 pour les plantes (à gauche) tandis qu'ils sont rapportés à 10^4 km^2 pour les animaux. Les données utilisées proviennent de l'UICN (2010). Adapté de Tershy et al. 2015

Par ailleurs, si l'on considère la perte de biodiversité dans les grands groupes de vertébrés depuis le 16ème siècle, plus de 65% des extinctions de mammifères, 70% des extinctions des reptiles et amphibiens et 90% des extinctions d'oiseaux actuellement recensées se sont déroulées au niveau des écosystèmes insulaires (Brook & Smith, 2001; Courchamp et al., 2003; Ricketts et al., 2005).

1.1.2. La biodiversité terrestre des îles : vulnérable aux invasions biologiques

Au niveau des systèmes insulaires, les invasions biologiques se placent à la première place parmi les différentes causes d'extinction d'espèces natives (Clavero & Garcia-Berthou, 2005; Donlan & Wilcox, 2008 ; Sax et Gaines, 2008 ; Lockwood et al. 2013). Elles provoquent de profonds changements et perturbations au sein de ces écosystèmes (Courchamp et al. 2003, Sax et Gaines 2008) et sont notamment responsables d'un grand nombre d'extinctions de mammifères, oiseaux et reptiles (Bellard et al. 2016).

Une invasion biologique peut être définie comme une apparition brutale d'une nouvelle espèce dans une aire donnée alors que cette espèce est connue dans une aire géographique généralement lointaine (Williamson, 1996). On parle d'espèces exotiques quand elles sont introduites, au contraire des espèces locales souvent qualifiées de « natives » ou d'indigènes. Dans ce manuscrit nous parlerons « d'espèces invasives », terme qui exprime à la fois le caractère introduit et envahissant de l'espèce.

Le processus d'invasion biologique couvre l'ensemble des mécanismes depuis l'introduction d'une espèce à son invasion sur le territoire d'introduction et peut être découpé en différentes étapes ; transport, introduction, établissement et expansion (Fig. 1.6, Blackburn et al. 2011).

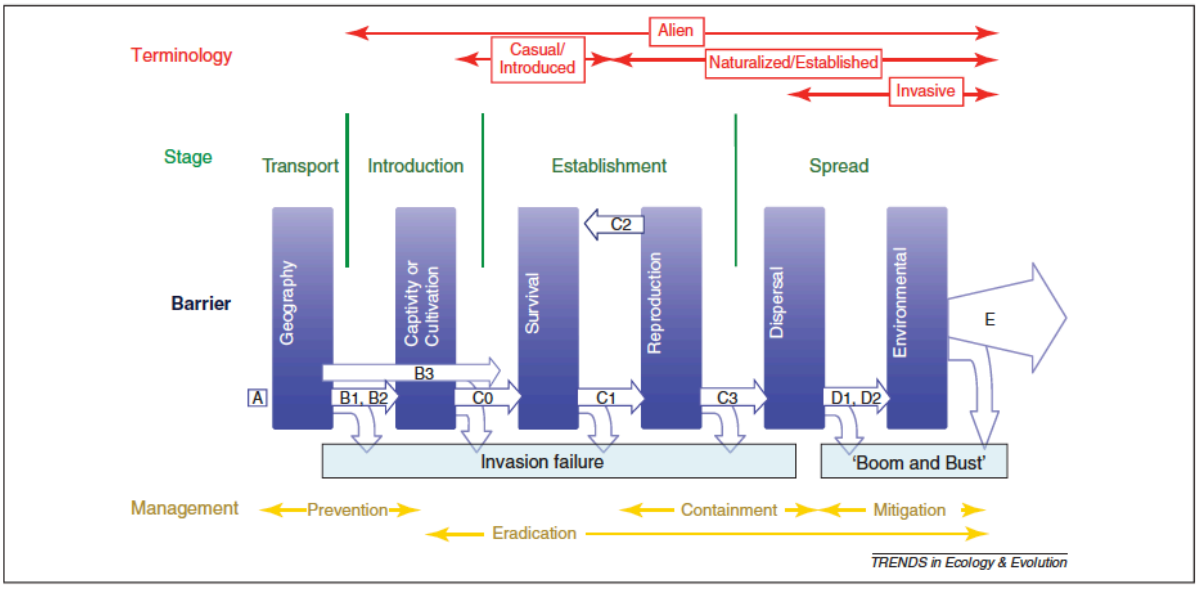


Figure 1.6. Schéma du processus d'invasion pour une introduction involontaire. Le processus d'invasion comporte une série de plusieurs étapes successives (transport, introduction, établissement, multiplication). Chaque étape comporte un ou plusieurs filtres, qui doivent être franchis par l'espèce introduite pour parler d'invasion. Les flèches indiquent la progression des individus tout au long du processus d'introduction (Blackburn et al. 2011).

Le succès d'installation d'une espèce dans une nouvelle communauté est lié aux conditions abiotiques du milieu d'origine, aux caractéristiques intrinsèques de l'espèce, ainsi qu'aux capacités d'accueil de la communauté en place sur l'aire d'introduction. Les caractéristiques de l'aire d'origine définissent une grande partie du potentiel d'adaptation d'une espèce à son aire d'introduction. L'introduction d'une espèce depuis son aire de répartition d'origine vers son aire d'introduction nécessite logiquement une phase de transport et est caractérisée par un taux de propagule importée (fréquence des introductions et nombre d'individus introduits à chaque introduction) Bien que la majorité des espèces introduites n'arrive pas à s'implanter durablement dans l'écosystème d'accueil, certaines arrivent à perdurer et deviennent partie intégrante de l'écosystème pouvant ainsi induire des perturbations des interactions biotiques, comme par exemple une désorganisation des réseaux trophiques. De plus, parmi les espèces introduites certaines possèdent des traits biologiques et écologiques qui favorisent leur implantation et leur expansion dans le milieu d'introduction. Leur fort potentiel invasif est généralement basé sur une stratégie de reproduction de type r (forte productivité), des faibles exigences vis-à-vis du milieu (ressources, climat, habitat), une plasticité écologique élevée (notamment trophique) et une variabilité génétique élevée, favorisant les capacités d'adaptation aux nouveaux environnements (Williamson 1996; Whittaker 2007).

Dès lors que l'espèce s'établit et se développe/se multiplie de façon importante sur l'aire géographique d'accueil (e.g. végétation recouvrant la végétation indigène, espèce à fort pouvoir reproducteur et à capacité de dispersion rapide entrant en compétition ou consommant les espèces natives), on peut parler d'invasion (Blackburn et al. 2011).

La majeure partie des introductions ont été et sont encore actuellement réalisées de façon délibérée (e.g. agriculture, horticulture, élevage, usage récréatif) ou accidentelle (e.g. eaux de ballast, transport non intentionnel par les échanges commerciaux, touristiques etc.), lors des déplacements humains (Brown et Sax, 2004). Les introductions insulaires ont été notamment favorisées lors de la colonisation de la plupart des îles, notamment à partir du 16ème siècle (mais parfois bien plus tôt avec l'exemple de la colonisation des îles du Pacifique il y a 3000 ans), d'abord par les explorateurs et les pêcheurs, qui s'est ensuite intensifiée au 19ème et 20ème siècle par la présence de militaires, de scientifiques et par les activités touristiques et commerciales (Vitousek, 1997; Brown & Sax, 2004; Whittaker, 2007). Lors de ces colonisations, certaines espèces ont été introduites involontairement comme des graines pour les plantes, des invertébrés ou vertébrés commensaux (Everett 2000; Lowe & Browne, 2000). Mais l'homme a également introduit certaines espèces sur ces écosystèmes pour subvenir à ses besoins et recréer un environnement familier en pratiquant l'agriculture, l'élevage ou la domestication animale (Rose & Polis 2000; Gaston et al. 2003). De nos jours, l'augmentation exponentielle des

transports humains du fait de l'accélération de la mondialisation ont favorisé, également de façon exponentielle, la circulation d'espèces en effaçant les barrières géographiques naturelles, favorisant une certaine homogénéisation écologique (McKinney & Lockwood, 1999; Courchamp et al. 2003; Didham et al. 2005; Pimentel 2010; Young & Larson 2011).

Les écosystèmes insulaires sont hautement vulnérables aux perturbations de l'environnement (Chapuis et al., 1994 ; Cronk, 1997 ; Denslow, 2001) et particulièrement aux invasions biologiques. En effet en système insulaire, les invasions biologiques constituent la première cause d'extinction d'espèces natives (Clavero & Garcia-Berthou, 2005; Donlan & Wilcox, 2008 ; Sax et Gaines, 2008) et notamment d'un grand nombre de mammifères, d'oiseaux et de reptiles. La vulnérabilité de ces écosystèmes et des espèces qu'ils abritent est due à un certain nombre de caractéristiques particulières telles que (i) la présence de cortèges d'espèces animales et végétales peu diversifiés et de réseaux trophiques simplifiés, (ii) la présence de niches écologiques vacantes (telle que celle des prédateurs supérieurs), (iii) les traits biologiques des « espèces insulaires » aux comportements de fuite ou de défense nettement atténués (espèces dites « naïves ») en grande partie dus à l'absence de co-évolution avec des prédateurs natifs (Cronk 1997; Denslow et al. 2001 ; Pascal et al. 2010 ; Carthey & Banks, 2014). Les espèces introduites rencontrent ainsi moins de résistance à leur implantation et à leur développement démographique qu'en milieu continental (Atkinson, 1989 ; O'Dowd et al. 2003 ; Donlan et Wilcox, 2008). Cette spécificité des caractéristiques insulaires amène Carlquist (1965) et Blondel (1995) à parler de «syndrome d'insularité», phénomène qui s'accentue d'autant plus que les îles sont petites et isolées (Elgar & Clode 2001).

1.1.3. Les invasions biologiques : de multiples effets négatifs

L'impact des espèces invasives peut avoir des conséquences à différentes échelles (individuelle, populationnelle, des communautés, ou encore de l'écosystème) et à différent niveaux (génétique, fonctionnel, taxonomique) (Blackburn et al. 2014). Les effets de la présence des espèces invasives sur les espèces indigènes peuvent être directs (e.g. prédation directe sur l'espèce indigène, compétition pour les ressources ou l'habitat) ou indirects et/ou plus complexes (e.g. synergie entre plusieurs espèces invasives, effets en cascade dans la chaîne trophique, compétition apparente). D'autres effets peu étudiés à l'heure actuelle pourraient être responsables d'impacts jusqu'alors largement sous-estimés (e.g. transmission de maladie à la faune indigène ou aux populations humaines, hybridation avec des espèces indigènes proches) (Lockwood et al. 2013). Les invasions biologiques ont aussi de lourds impacts économiques lorsque celles-ci interagissent avec les activités agricoles et industrielles (Genovesi et al. 2015,

Bradshaw et al. 2016). Pour autant, l'impact des invasions biologiques est souvent difficile à évaluer (Simberloff et al. 2013, Jeschke et al. 2014) notamment du fait du manque de données sur les communautés permettant de comparer les états avant et après l'invasion (Courchamp et al. 2003). Pour parer à ce problème, une comparaison entre deux écosystèmes comparables, l'un ayant subi une invasion biologique et l'autre en étant indemne (i.e. deux îles d'un même archipel) à un instant « T » peut permettre de comprendre les effets de l'espèce introduite (Courchamp et al. 2003, Wardle et al. 2009). Une autre manière d'approcher les effets engendrés par une espèce sur les communautés natives, peut être réalisée par un suivi des communautés natives avant et après éradication ou contrôle des espèces introduites (Courchamp et al. 2003, Jones et al. 2016). Néanmoins ces suivis sont très rarement mis en place du fait de leur complexité, des moyens humains et financiers importants à déployer, bien qu'ils demeurent indispensables à la quantification précise des impacts sur les populations proies. En outre, ces bénéfices sont mieux documentés pour les populations d'oiseaux marins, notamment dans les îles du Pacifique et de l'Atlantique. Par exemple, suite à l'éradication de 13 espèces de vertébrés invasifs sur 89 îles de Nouvelle-Zélande, une augmentation de l'aire de distribution de 16 espèces d'oiseaux marins a été observée (Bellingham et al. 2010).

Comprendre les mécanismes interspécifiques (entre espèces introduites, entre espèces indigènes et entre elles) s'avère également essentiel pour permettre de mieux évaluer voire prédire les conséquences des invasions biologiques afin de mettre en place des opérations de conservation et de lutte efficaces.

Une des interactions biotiques la plus étudiée est celle de la prédation exercée par un prédateur introduit sur une proie indigène car cela engendre la perte directe de l'individu et selon la pression de prédation (nombre d'individus consommés par prédateur, nombre de prédateurs) cela peut engendrer la disparition locale voire totale de l'espèce indigène. Quelques exemples notables peuvent montrer l'ampleur du phénomène ; l'extinction de 15 espèces et sous espèces d'oiseaux forestiers sur l'île de Guam après l'introduction du serpent brun arboricole *Boiga irregularis* (Lockwood et al. 2007), ou encore l'extinction de 5 espèces d'oiseaux forestiers en cinq ans suite à l'introduction du rat noir (par échouage d'un paquebot en 1918) sur l'île de Lord Howe Island à l'est de l'Australie (Atkinson 1985).

Les mammifères sont parmi les espèces qui ont été le plus largement introduites par l'homme sur les différentes îles de la planète. Elles l'ont été à des fins alimentaires (e.g. porcs, cervidés), de contrôle d'autres espèces envahissantes (e.g. chats, mangoustes), récréatives pour la chasse (cervidés, lapins) et comme animal de compagnie (e.g. chats, chiens). Les prédateurs introduits rencontrent peu d'obstacles et de résistance à leur implantation dans de tels écosystèmes, si

dépourvus de mammifères, et ont un fort impact sur les espèces natives (Atkinson 1989; Williamson 1996; O'Dowd et al. 2003 ; Donlan & Wilcox 2008). L'exemple d'introduction volontaire de quelques (2 à 5 selon les sources) chats sur l'archipel des îles Kerguelen en est une bonne illustration puisque qu'en trente ans ces quelques chats ont conduit à une population de 3500 individus entraînant une perte estimée à de 1,2 millions d'oiseaux par an (Pascal 1980). De récentes études confirment l'impact démesuré que peuvent avoir les prédateurs introduits en démontrant l'implication des mammifères introduits dans l'extinction de nombreuses espèces appartenant à des taxons variés. En effet, dans une méta-analyse, Doherty et al. (2016) montrent que les mammifères prédateurs invasifs (30 espèces) seraient responsables de 58% des extinctions récentes (depuis 200 ans) ayant eu lieu à l'échelle mondiale avec 87 espèces d'oiseaux, 45 mammifères, 10 reptiles (Fig. 1.7). Par ailleurs, les prédateurs invasifs continuent de menacer 596 espèces à risque d'extinction ; 217 espèces classées « vulnérables », 223 espèces classées « en danger », 156 espèces classées « en danger critique ». Parmi les prédateurs invasifs les plus menaçants en termes de nombre d'espèces concernées, les chats, rongeurs, chiens et cochons arrivent en tête.

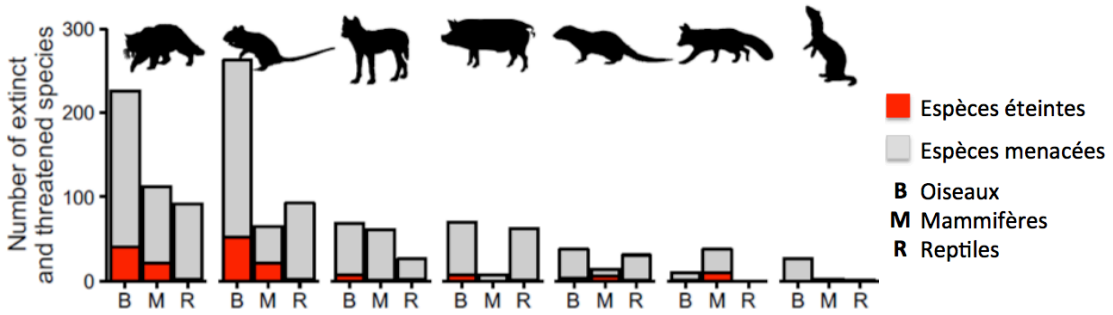


Figure 1.7. Nombre d'espèces d'oiseaux (B), mammifères (M) et Reptiles (R) affectées négativement par les prédateurs mammifères invasifs. Les barres grises symbolises le nombre total d'espèces éteintes et menacées et les barres rouges le nombres d'espèces éteintes (en incluant la catégorie éteinte dans la nature). Les prédateurs qui affectent moins de 15 espèces ne sont pas représentés sur ce graphique. Les prédateurs (de gauche à droite) sont le chat, les rongeurs, le chien, le cochon, la mangouste, le renard roux et l'hermine. Adaptée de Doherty et al. 2016.

Du fait de leur forte prédation sur les espèces insulaires natives, les chats et rats figurent sur la liste des 100 espèces invasives parmi les plus préoccupantes (Lowe & Browne 2000). Ce point est largement accrédité par de plus récentes études (Medina et al., 2011 ; Doherty et al. 2016, Bellard et al. 2017). De plus ces prédateurs ont été largement introduits sur les îles de la planète avec par exemple plus de 80% des systèmes insulaires envahis par au moins une espèce commensale de rat ou encore le chat domestique retrouvé sur plus de 75% des îles (Long 2003; Medina et al. 2011).

1.2. Le chat, impacts d'un prédateur introduit en écosystème insulaire

1.2.1. Eléments de biologie et d'écologie du chat haret, histoire d'invasion et capacité d'intégration dans les réseaux trophiques

Le chat domestique est un mammifère carnivore appartenant à la famille des félidés et au genre *Felis.* Bien que le statut d'espèce ait été controversé (Artois et al. 2002), nous utiliserons la dénomination scientifique la plus communément acceptée et employée dans la littérature à savoir *Felis catus* (Linnaeus, 1758). Les plus vieilles traces de domestication du chat, ont été datées d'environ 9500 ans B.P. sur l'île de Chypre (Vigne et al., 2004). L'aptitude de ce félin à chasser les rongeurs commensaux (rats, souris) a été une des principales raisons de sa domestication. Ses capacités de chasse et son effet dissuasif envers les rongeurs, lui conférant un statut d'animal « utile », ont fortement participé à son introduction globalisée. Le statut d'animal de compagnie a lui aussi fortement contribué à la dispersion de cette espèce (e.g. Derenne, 1976 ; Pascal, 1983). Dans la majorité des cas, une partie ou la bien la totalité de la population introduite est retournée à l'état sauvage et ces individus ont pu constituer des populations de chats harets. Malgré l'ancienneté de sa domestication, le chat domestique a conservé une forte capacité à « revenir à l'état sauvage » en établissant des populations férales capables de vivre indépendamment de l'homme, notamment sur le plan trophique (on parle alors de chats « harets » ou « marrons »). Ainsi, le chat haret est un chat domestique retourné à l'état sauvage et vivant indépendamment de l'homme sur le plan trophique (Courchamp et al., 2003). Ce prédateur constitue l'une des espèces les plus largement dispersées par l'homme à la surface du globe, en particulier sur de très nombreuses îles distribuées dans l'ensemble des océans de la planète et dans des contextes biogéographiques et bioclimatiques très variés. On le trouve introduit sur la quasi-totalité des archipels du monde, soit 118 archipels sur 131 (Pontier et al. 2002). Ces chats harets jouent souvent le rôle de super-prédateurs au sein des écosystèmes insulaires (Nogales et al., 2013).

Les chats harets sont généralement des animaux aux mœurs nocturnes (Turner & Bateson 2014). Ses populations comprennent des animaux d'un poids moyen très variable selon les latitudes (e.g. entre 2,4 kg et 4 kg selon Burbidge & McKenzie 1989 ; Moseby et al. 2006; Goltz et al. 2008). Les mâles montrent un poids moyen généralement supérieur à celui des femelles (e.g 3,9 kg pour les mâles et 2,9 kg pour les femelles, Kerguelen, Derenne 1976 ; 4,7 kg pour les mâles et 3,2 kg pour les femelles, Australie, McGregor et al. 2017) Le sex-ratio des populations est difficile à estimer ; les données provenant de méthodologie pouvant fortement biaiser cette mesure. En effet le piégeage peut être plus efficace sur l'un des deux sexes (e.g. attractivité différentielle des appâts, distances de déplacements très différentes entre les deux sexes ; les

mâles étant généralement plus mobiles et ayant de plus grands territoires (e.g. Bengsen et al. 2012 ; Bridges et al. 2015 ; Mc Gregor et al. 2015). L'observation directe peut elle aussi être biaisée du fait à nouveau de la différence de mobilité marquée entre les deux sexes (Derenne, 1976).

De nombreux travaux scientifiques, essentiellement en région sub-antactique (e.g. van Aard, 1979 ; Furet, 1989 ; Pontier et al, 2002), en région tempérée (e.g. Apps, 1983 ; Clevenger, 1995 ; Yamane et al, 1994), en région tropicale et sub-tropicales (e.g. Nogales et al, 1992 ; Keitt et al, 2002 ; Martinez-Gomez et Jacobsen, 2004), ont permis d'étudier les capacités de prolifération de dispersion et d'adaptation de différentes populations. La réussite des chats comme espèce invasive en situation insulaire a été largement facilitée par un ensemble de caractéristiques biologiques favorables, notamment sa capacité de l'espèce à survivre sans source d'eau douce permanente, sa stratégie de reproduction ainsi que sa forte plasticité comportementale et alimentaire (Turner et Bateson, 2014).

Les femelles sont polyoestriennes et multipares, et chaque femelle donne naissance à plusieurs jeunes par portée avec en moyenne deux portées par an (Liberg et al., 2000 ; Artois et al., 2002). La polygynie et polyandrie, qui peuvent avoir lieu au cours d'une même saison de reproduction, augmentent le mixage génétique chez cette espèce (Say et al., 2002). Néanmoins, les modalités d'accouplement sont dépendantes de la structure sociale et spatiale de la population et des relations de dominance entre individus. La maturité sexuelle est atteinte aux alentours des sept mois et l'espérance de vie est de sept à huit ans (Pascal, 1980). Les caractéristiques de sa reproduction confèrent à cette espèce une bonne capacité à développer une population à partir de quelques individus.

Cette espèce à part ailleurs une bonne capacité de dispersion. Sa colonisation dépend essentiellement de la répartition des ressources et de la capacité d'accueil du milieu (e.g. Derenne, 1976 ; van Aard, 1979 ; Alterio et Moller, 1997). Une population de chat va coloniser en premier lieu des zones offrant un habitat sec, sur laquelle les déplacements sont facilités et surtout où l'abondance de proie est la plus forte (Edwards *et al.*, 2002).

Ainsi, le succès d'invasion de ce prédateur a sans doute été favorisé par l'introduction plus ancienne de rongeurs et de lagomorphes sur les îles qui constituent une ressource alimentaire abondante et relativement stable. Dans la mesure où les chats harets présents sur les îles consomment de petits mammifères en forte proportion (souvent supérieure à 50% en fréquences d'occurrences), eux-mêmes introduits et abondants (rongeurs notamment), il aurait été possible que l'impact de ce prédateur sur la faune indigène soit finalement assez réduit. Cependant la consommation de vertébrés indigènes, bien que généralement secondaire sur le

plan trophique, peut se traduire par des impacts sévères notamment en termes de réduction de taille de population voire de disparition d'espèces. En fait, selon un processus qualifié « d'hyperprédation », les populations de chats semblent parvenir à se maintenir plus facilement ou à plus haute densité, grâce aux ressources abondantes et stables que représentent les mammifères introduits, augmentant ainsi, par ricochet, l'intensité de leur impact sur la faune indigène (e.g. Zavaleta et al., 2001 ; Courchamp et al., 2003 ; Ringler et al. 2015) (CF Partie 1.2.3).

1.2.2. Ecologie trophique des chats harets en écosystème insulaire

Le régime alimentaire du chat haret dans les îles a fait l'objet de nombreuses études et publications, essentiellement par l'analyse macroscopique de fèces récoltées sur le terrain ou de contenus stomacaux d'individus tués lors d'opérations de régulation (Bonnaud et al. 2011 ; Doherty et al., 2015a). Son régime alimentaire se compose de proies natives et introduites, principalement des vertébrés (de nombreux mammifères, oiseaux et reptiles) mais également d'invertébrés (majoritairement des insectes) avec des variations pouvant être en partie expliquées par la disponibilité des proies (Fitzgerald &Turner, 2000 ; Nogales & Medina 2009; Medina et al. 2011). Sur la base des études de régime alimentaire, les chats harets présents sur les îles de la planète consomment au moins 248 espèces de vertébrés (oiseaux, mammifères et reptiles) sur les îles du monde (Australie et ses îles exclues) (Bonnaud et al. 2011) et pas moins de 430 espèces de vertébrés uniquement en Australie (Doherty et al., 2015a).

Le rôle majeur des chats harets dans le déclin et l'extinction d'espèces de vertébrés sur les îles ne cesse d'être précisé, toujours à la hausse et constitue aujourd'hui un sujet majeur en sciences de la conservation des espèces et de la préservation de la biodiversité (e.g. Woinarski et al. 2015, Woinarski et al. 2017).

1.2.3. Evaluation de l'impact des chats harets en écosystème insulaire ; illustration mondiale et par l'exemple australien

Une récente revue conduite sur 120 îles et archipels (Australie et ses îles exclues) a montré que le chat est responsable d'au moins 13.9% des 238 extinctions de vertébrés (2 reptiles, 22 oiseaux et 9 mammifères) et qu'il compromet toujours a minima la survie de 8.2 % des 464 espèces (25 reptiles, 123 oiseaux et 27 mammifères) menacées d'extinction, sensu UICN (Medina et al. 2011). Une récente étude renforce encore ce schéma puisqu'elle montre que le chat est au moins en partie responsable de 26% des extinctions modernes de vertébrés (oiseaux,

mammifères et reptiles) sur les îles et compromet encore la survie de 367 espèces de vertébrés dans le monde, la plupart sur les îles (Doherty et al. 2016). Toutefois un des moyens les plus utilisés et les plus incontestables pour acquérir des éléments de connaissances sur les espèces menacées par le chat haret et l'ampleur de la menace exercée est l'analyse trophique sur les échantillons de fèces ou d'estomac de ce prédateur. Deux synthèses récentes, Bonnaud et al. (2011) et Doherty et al. (2015a), menées respectivement (i) sur toutes les îles du monde (exceptée l'Australie) et (ii) sur l'archipel australien, listent respectivement 29 et 16 espèces consommées par le chat haret comme étant listées comme menacées dans la liste rouge UICN (classées vulnérables, en danger et en danger critique d'extinction). Cependant les études portant sur le régime alimentaire du chat haret en milieu insulaire sont biaisées géographiquement. En effet, de nombreuses régions insulaires de la planète ont été peu étudiées, alors même que les chats harets y sont communs et en partie responsables d'extinctions de vertébrés, notamment sur des îles tropicales dans les Caraïbes et le Pacifique (Medina et al., 2011).

Au-delà des études de régime alimentaire qui permettent de préciser et quantifier les relations prédateurs-proies, la connaissance de la densité des populations de chats harets dans les différents milieux constitue une étape de connaissance importante permettant de mieux évaluer l'intensité des prélèvements et impacts occasionnés envers la faune endémique. La connaissance des tailles de populations de chats harets permet également de fournir des éléments déterminants pour définir et dimensionner les opérations de lutte par les gestionnaires et/ou d'en mesurer les effets (Denny and Dickman 2010 ; Lazenby et al. 2015). Les densités de chats harets évaluées à travers le monde sont extrêmement variables d'une zone géographique à l'autre, et d'un habitat à l'autre. Elles sont le plus souvent évaluées par l'usage de pièges photographiques du fait du comportement élusif de ces animaux et de la difficulté de les capturer plusieurs fois (Edwards et al. 2001; Short et al. 2003). Différents indices d'abondance peuvent être calculés, mais les densités calculées à partir d'analyses de capture marquage recapture (CMR) spatialisées semblent être les plus répandues, les plus fiables et les plus comparables. Ainsi ces densités sont aujourd'hui connues pour être comprises entre moins d'un chat au km^2 et jusqu'à plus de 10 chats par km^2. Bengsen et al. (2011) et Mc Gregor et al. (2015) estiment des densités respectives de chats harets de 0.7 $chats.km^{-2}$ et 0.18 $chats.km^{-2}$ en Australie tandis que les densités de chats harets sont comprises entre 2.3–10.1 $cats.km^{-2}$ en Grande Bretagne, Europe, Nouvelle Zélande, Etats Unis (Langham and Porter, 1990; Liberg, 1980; Macdonald et al., 1987; Warner, 1985).

Afin de tenter de quantifier les impacts occasionnés par les populations de chats harets en Australie, leurs densités ont été évaluées dans les différents principaux habitats et ont

récemment permis une synthèse de 91 études réparties sur l'île principale et ses îles périphériques (Legge et al. 2017 ; Fig. 1.8) qui indique une densité moyenne de chats harets en milieu naturel en Australie autour de 0,27 chats.km^2.

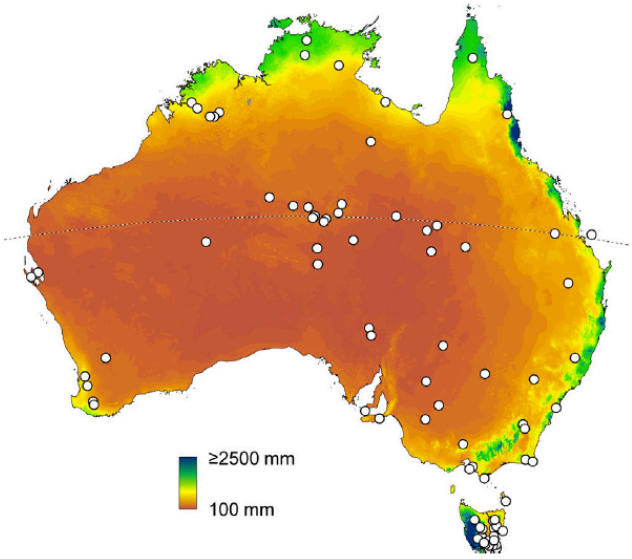


Figure 1.8. Localisation des données de densités de chat haret ; 78 sites sur l'île principale d'Australie et de Tasmanie, en milieu naturel, et 13 sites sur des îles plus petites que la Tasmanie (avec l'île Macquarie qui n'est pas représentée sur cette carte). L'arrière plan coloré indique la pluviométrie moyenne annuelle (Australian Bureau of Meteorology, 2016b). La ligne en pointillé indique la position du tropique du capricorne (Legge et al. 2017)

Cette densité moyenne est fortement conditionnée par les épisodes de sécheresse et de pluie ayant lieu en milieu aride / semi-aride ce qui peut amener à des impacts différentiels selon la période considérée. En effet après une sécheresse sur ces milieux, la densité moyenne de chats harets sur le territoire australien est estimée à 0,18 chats.km^{-2}, tandis qu'elle est de 0,73 chats.km^{-2} après des épisodes intenses de pluie (Fig. 1.9).

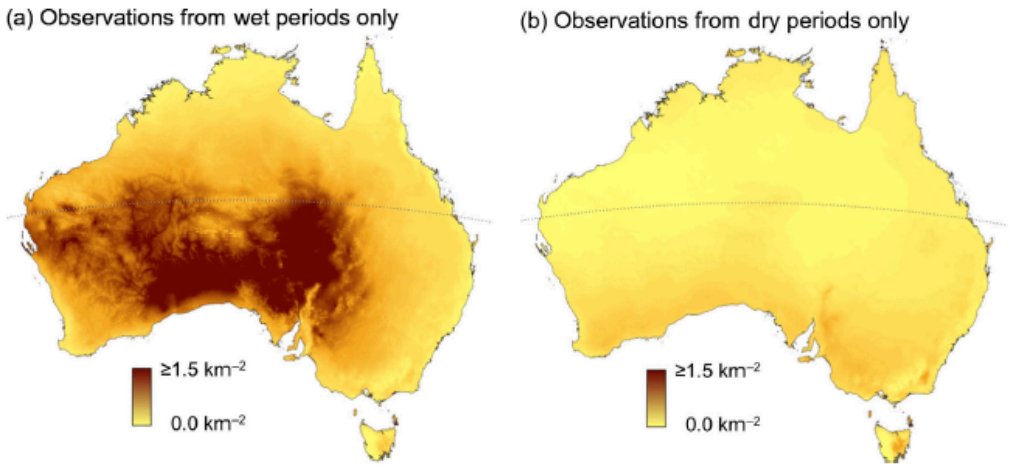


Figure 1.9. Densités de chats harets modélisés à partir d'observations pour (a) les périodes humides, et (b) les périodes sèches. La ligne en pointillé indique la position du tropique du capricorne. Adapté de Woinarski et al. 2017.

En milieu naturel, la population totale de chats harets en Australie est ainsi estimée à un minimum de 1,4 million d'individus (intervalle de confiance à 95% ; 1.0–2.3 millions) après les épisodes de sécheresse continentale et un maximum de 5,6 millions d'individus (intervalle de confiance à 95% ; 2.5–11 millions) après une intensive période humide (Legge et al. 2017). Ces données de densités, croisées avec les données provenant des études de régime alimentaire (fréquence d'occurrence des différentes proies) ont permis d'évaluer le prélèvement annuel moyens d'oiseaux à 272 millions d'individus (intervalle de confiance à 95% ; 169–508 millions) par les chats harets en milieu naturel sur l'ensemble du territoire australien (Fig. 1.10).

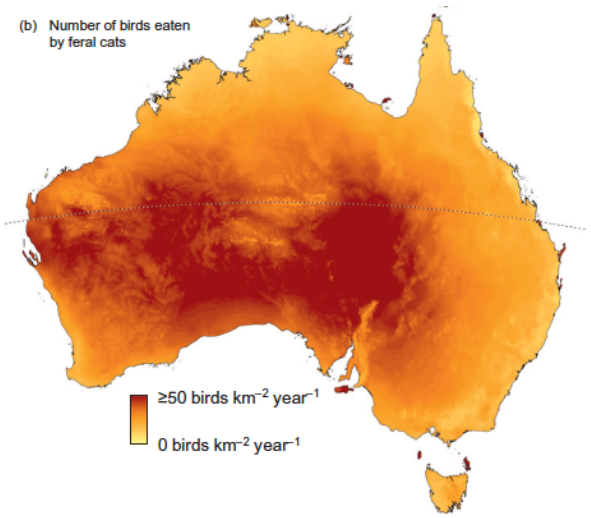


Figure 1.10. Modélisation du nombre d'oiseaux consommés par les chats harets chaque année dans les habitats naturels d'Australie. La ligne en pointillé indique la position du tropique du capricorne. Adapté de Woinarski et al. 2017

Ces chiffres illustrent la menace que représentent les populations de chats harets pour la biodiversité australienne au travers d'un exemple concret qu'est celui de la mortalité induite sur le groupe des oiseaux. Ces éléments sont également des arguments de poids pour la mise en place d'un plan de gestion de ces populations invasives à l'échelle du territoire national et pour la priorisation des zones sur lesquelles du contrôle de populations de chat haret est à mettre en place.

L'acquisition d'informations sur le comportement de déplacement des chats harets et leur utilisation de l'espace et des habitats peut permettre de mieux préciser la nature et les lieux des impacts occasionnés (au travers d'interactions prédateurs-proies, de compétition interspécifique pour l'espace, ou par la transmission de maladie) et informer sur les stratégies de contrôle à mettre en place (Alterio et al., 1998 ; Wilson et al., 2010 ; Sparkes et al., 2014).

L'utilisation de collier GPS et l'acquisition de données spatialisées permettent d'obtenir des informations précises sur les capacités de dispersion, de rencontre de partenaires, d'amplitude de recherche alimentaire, d'utilisation de l'espace (sélection de l'habitat, les déplacements, la taille et forme des territoires). Tous ces éléments peuvent être déterminants dans l'orientation des opérations de contrôle envisagées pour réduire l'impact des populations de chats harets (i.e. détermination de l'emprise spatiale, de la localisation et de l'intensité des mesures de contrôle et de suivi à mettre en place) (Goltz et al., 2008 ; Moseby et al., 2009 ; Koch et al., 2014 ; Bengsen et al., 2011 ; 2016 ; Doherty et al., 2015). Les composantes d'utilisation du territoire par les chats harets semblent être très variables selon le contexte écosystémique et dépendantes de nombreux paramètres tel que l'habitat considéré (e.g. ouverture du milieu), la disponibilité des ressources, les densités d'individus et leur distribution, la présence d'autres espèces (e.g. prédatrices) (Goltz et al. 2008 ; Recio et al. 2010 ; Bridges et al. 2015 ; Mc Gregor et al. 2015, 2017).

Ainsi, différentes études mettent en évidence des utilisations préférentielles de certains habitats par les chats harets équipés. Dans étude menée sur une île des Etats-Unis (San Clemente Island, USA), Bridges et al. (2015) suggèrent un évitement des routes par les chats harets équipés et une préférence pour les prairies ouvertes. Mc Gregor et al. (2015) montrent une préférence des chats harets pour les zones sur lesquelles ont eu lieu d'intenses feux ou du pâturage intensif par des herbivores introduits. Selon cette étude, confirmée par une plus récente sur un autre site en Australie (McGregor et al. 2017), ces comportements pourraient être liés à un meilleur succès de chasse des chats harets dans des milieux ouverts et pourraient être explicatifs de l'augmentation de l'impact des chats harets sur les populations de petits mammifères au nord de l'Australie.

1.2.4. Le chat haret en système multi-envahi : interactions superprédateur – mésoprédateur – proie

Le fort impact des chats harets sur la biodiversité insulaire a souvent été attribué à la naïveté des espèces natives vis-à-vis des prédateurs et particulièrement des mammifères du fait de l'absence ou de la rareté des prédateurs natifs en milieu insulaire (e.g. Carthey & Banks, 2014). Par ailleurs, la présence de mammifères introduits, tels que les rats (*Rattus* spp.) ou des lapins, semble avoir favorisé le succès de développement démographique des chats harets sur les îles. En effet, Medina et al. (2011) ont constaté que l'impact des chats sur les espèces insulaires était plus important lorsque des proies introduites, comme les rats, étaient présentes (c'est le cas dans beaucoup d'îles du Pacifique). Ce mécanisme, appelé « processus d'hyperprédation » correspond au fait que l'abondance de rats (ressource stable et abondante dans le temps)

permet aux populations de chats harets de s'accroître et de se maintenir à des densités élevées provoquant en cascade une prédation accrue sur les espèces natives (e.g. Courchamp et al., 1999 ; Russel et al. 2009 ; Ringler et al., 2015 ; CF plus bas Fig. 1.14).

1.2.5. Eradication et contrôle des populations invasives de chats harets

Face à l'ampleur des impacts des populations de chats harets en système insulaire, à partir des années 70 des mesures de gestion ont été mises en place afin d'en limiter les effets dans un but de conservation ou rétablissement des populations de proies natives (essai de contrôle en 1975 à Gabo Island, Australie, Twyford et al. 2000 ; éradication à Little Barrier Island, Nouvelle Zélande en 1980, Veitch et al. 1982). Du fait de son introduction souvent ancienne (i.e. colonisation par les Européens, Turner et Bateson 2014), la gestion des populations de chats harets est bien souvent difficile à réaliser et coûteuse (Simberloff et al. 2013, Fig. 1.11).

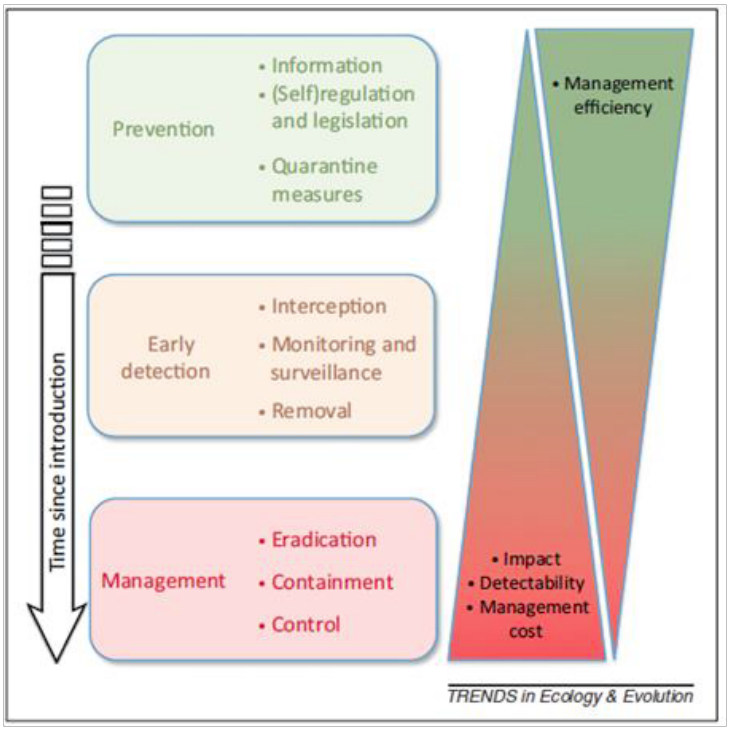


Figure 1.11. Stratégies de gestion des espèces invasives. La stratégie de gestion est différente selon l'ancienneté de l'introduction. L'efficacité de la gestion diminue avec le temps écoulé depuis l'introduction tandis que le coût de la gestion augmente (extrait de Simberloff et al. 2013).

En effet dès lors que l'introduction d'une espèce est ancienne, celle-ci est souvent déjà bien établie, occupe de façon pérenne une niche écologique dans l'écosystème d'accueil et est souvent largement répandue (Strayer et al. 2006). Ainsi prévenir les nouvelles introductions par des mesures de biosécurité est le premier levier d'action et le plus efficace dans la lutte contre les espèces invasives (i.e. information des résidents et voyageurs, contrôle des bateaux et

quarantaine, Fig. 1.6 et 1.11, Pysek et Richardson 2010). Une détection précoce de l'introduction permet bien souvent d'en limiter l'installation. Celle-ci peut se faire par la mise en place de mesures et dispositifs de surveillance (e.g. zones portuaires, aéroportuaires mais aussi aérogares). Ainsi dans le cas d'espèces établies, différents types de lutte peuvent être envisagés pour en limiter les impacts sur l'écosystème d'accueil. Pour ce faire, les méthodologies employées vont du confinement de l'espèce invasive (limitation de son expansion), au contrôle (diminution de la taille de la population de l'espèce invasive afin d'en limiter les impacts) ou à l'éradication (suppression complète de l'espèce invasive de l'écosystème d'accueil) (Simberloff et al. 2013).

Dans le cas des chats harets en situation insulaire, afin de limiter les impacts des populations établies, des opérations d'éradication et de contrôle de ses populations sont aujourd'hui fréquemment réalisées (Robertson, 2008 ; Campbell et al. 2011) et ont généralement des effets bénéfiques sur la biodiversité native (Doherty & Ritchie, 2016; Jones et al., 2016). Ainsi, des actions d'éradications du chat haret ont été lancées sur 129 îles (146 opérations d'éradications menées sur 129 îles différentes pour 102 réussies soit 69,8% de réussite). Pour 119 des opérations d'éradication menées, une date de fin est connue (DIISE database 2017, Tableau 1.1, Fig. 1.12 et 1.13).

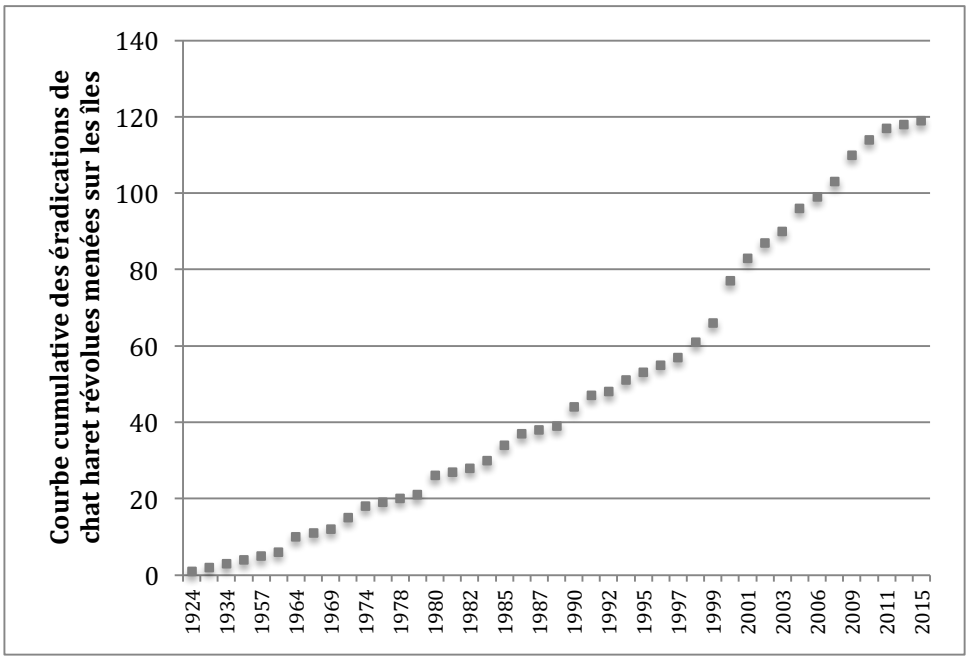


Figure 1.12. Courbe cumulative des éradications de chats harets menées sur les îles et pour lesquelles la date de fin d'éradication est connue (n= 119) (Source données DIISE database 2017)

Tableau 1.1. Récapitulatif des éradications de chats harets menées à ce jour sur les îles du monde (source DIISE database 2017)

Statut éradication	Nombre d'opérations d'éradications
Réussie	102*
Echouée	17*
En cours	6
Incomplète	5
Planifiée	7
A confirmer	1
Essai ou à objectif de recherche	5
Inconnu	3

* correpond aux 119 éradications pour lesquelles la date de fin est connue

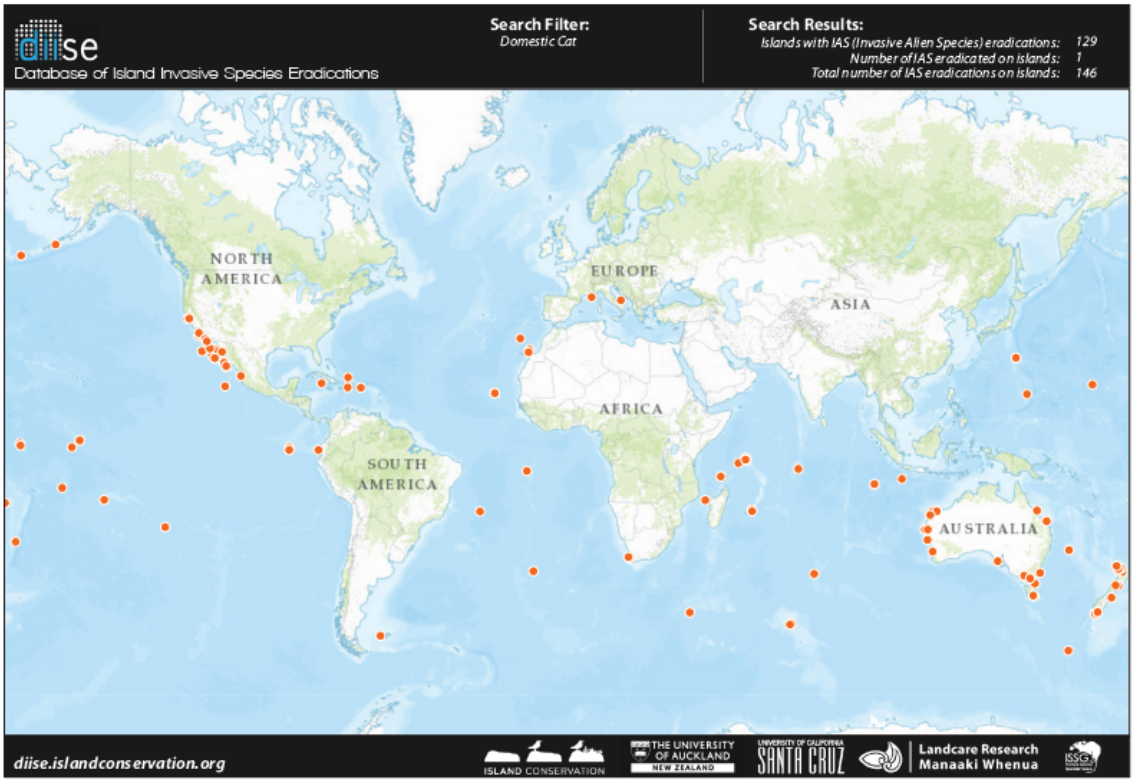


Figure 1.13. Carte des éradications de chat haret menées sur les îles (source ; base de données DIISE 2017)

La taille de l'île est un des éléments majeurs conditionnant la faisabilité d'une éradication de population de chats harets. La première campagne d'éradication réussie a été menée sur l'île de Stephens en Nouvelle Zélande en 1924 (1,5 km², DIISE 2017). La majorité des éradications de chats harets ont été réalisées sur des îles de petite taille (<5km²). Néanmoins la plus grande île ayant fait l'objet d'une éradication de chats harets réussie atteint les 290 km² (Marion Island) (Nogales et al., 2004, base de données DIISE 2017). La majorité de ces éradications a nécessité l'utilisation de plusieurs méthodes complémentaires parmi lesquelles l'utilisation de pièges à

lacets, la chasse, l'empoisonnement, le piégeage non létal (i.e. piège cage) ou encore l'utilisation de chiens spécialement dressés (Campbell et al., 2011).

Les éradications sont généralement préférées aux opérations de contrôle car elles permettent d'éliminer durablement les espèces invasives concernées et évitent les coûts récurrents aux opérations de contrôle (Bomford & O'brien, 1995). Cependant le succès de ces éradications est dépendant de la taille de l'île, de la capacité de détecter l'espèce et d'éliminer tous les individus reproducteurs à faible densité (Bomford & O'brien, 1995 ; Mack et al., 2000) ainsi que de facteurs sociaux humains et économiques (Baxter et al., 2005 ; Sharp et al., 2011). Par conséquent, sur les îles habitées et de grande superficie, les éradications sont souvent encore inenvisageables et des opérations de contrôle létal visant à réduire la taille des populations invasives à des densités soutenables pour les espèces natives peuvent alors être mises en place. Les méthodes de contrôle létal et non létal sont aujourd'hui bien documentées (Robertson, 2008 ; Denny & Dickman, 2010 ; Doherty et al. 2016). Le contrôle létal est la méthode la plus employée particulièrement par l'utilisation de composés toxiques (appâts empoisonnés). Le tir et le piégeage sont des méthodes qui nécessitent des moyens humains importants et elles ne sont généralement appropriées que lorsque les zones à contrôler sont relativement petites ou quand il est question de supprimer des individus ayant un impact important sur la faune locale (e.g. les individus connus pour consommer des espèces menacées, e.g. Moseby et al. 2015) et pour les derniers stades d'un programme d'éradication (e.g. supprimer les derniers individus récalcitrants aux autres méthodes de contrôle employées, Algar et al. 2002). Compte-tenu des coûts élevés qu'impliquent ces méthodes de contrôle sur du long terme, des méthodes alternatives de contrôle non létal ont été développées pour réduire l'impact des chats harets. Ces méthodes peuvent inclure la gestion de l'habitat, des ressources et cascades trophiques, ainsi que l'utilisation de chiens dressés (Doherty et al. 2016). La gestion de l'habitat peut notamment consister à gérer le pâturage intensif et les feux, qui sont des éléments qui peuvent rendre les espèces proies plus vulnérable à la prédation (Mc Gregor et al. 2014, 2015). La gestion des ressources d'origine anthropogénique peut permettre de réduire l'accès à une ressource qui peut, de manière occasionnelle, favoriser des densités de chats élevés (Newsome et al. 2015b). Dans les cas où un prédateur apical, supérieur au chat haret est présent, sa gestion et la mise en place d'actions de conservation en sa faveur peuvent permetre de diminuer les abondances de chats (cas du dingo en Australie, qui peut réduire l'activité des chats et leurs abondances en les tuant ; Moseby et al. 2012). Enfin, l'utilisation de chiens dressés ont permis de protéger des colonies d'oiseaux marins et de supprimer la prédation d'autres prédateurs introduits (e.g. suppression de la prédation des renards sur les colonies de reproduction d'une petite espèce de manchot, *Eudyptula minor* et d'une espèce de fou, *Morus serrator,* en Australie au sud ouest de

Victoria) (van Bommel 2010). Cet outil pourrait être utiliser pour protéger une variété d'espèce de la prédation du chat haret (Doherty et al. 2016).

Les opérations de contrôle létal ont démontré leur efficacité pour diminuer l'abondance de populations de chats harets (Bengsen et al., 2011 ; Doherty & Algar, 2015). Néanmoins, elles peuvent également induire une immigration compensatoire (e.g. Lazenby et al. 2014) qui peut amener à une augmentation temporaire de la taille de la population contrôlée durant l'épisode de contrôle, comme l'ont montré Lazenby et al. (2014) lors d'opérations de contrôle de populations de chats harets sur deux sites en Australie (Mount Field et Tasman Peninsula). En effet, les chats harets sont des animaux territoriaux (Jones & Coman, 1982) et la structuration spatiale de leurs populations est principalement déterminée par l'habitat (Bengsen et al., 2012), l'accès aux femelles (Recio et al., 2010) et la distribution des ressources (Recio & Seddon, 2013). Par conséquent la suppression de certains individus, particulièrement si ceux-ci sont dominants, peut perturber la structuration spatiale de ces populations, entraîner une recolonisation rapide ou favoriser le recrutement de jeunes individus (e.g. Lazenby et al., 2014). Dans le cadre d'une opération de lutte, il est par conséquent nécessaire de s'assurer que la suppression d'individus permet une réduction effective de la population de chats harets par un suivi durant et après l'action menée. Les ressources limitées et coûts élevés associés aux opérations de contrôle rendent les suivis des populations contrôlées bien trop rares et de fait les résultats de ces opérations sont peu évalués (Reddiex & Forsyth, 2006 ; Walsh et al., 2012a).

Les éradications comme les mesures de contrôle peuvent perturber les relations trophiques au sein des écosystèmes traités et entraîner des effets indésirables (Bergstrom et al., 2009 ; Doherty & Ritchie, 2016). L'exemple le plus probant dans le cas de régulation d'un prédateur introduit est celui de la relâche du méso-prédateur (Fig. 1.14).

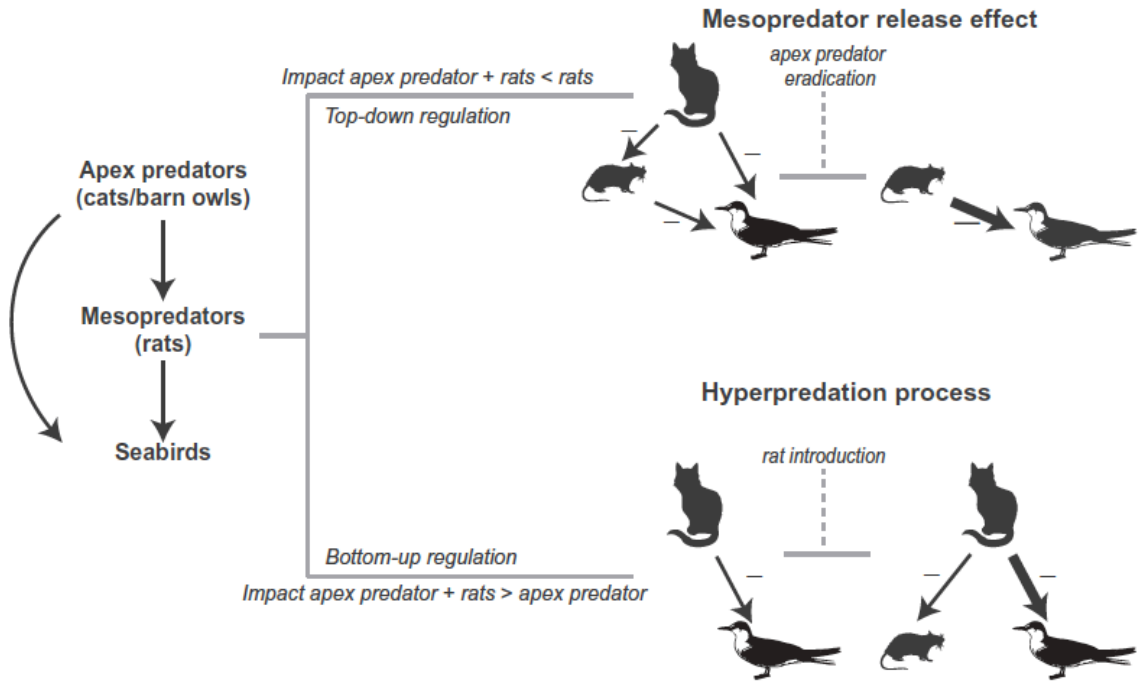


Figure 1.14. Représentation schématique (adaptée de Ringler et al. 2015) du processus de relâche du mésoprédateur « mesopredator release effect » et du processus d'hyperprédation « hyperpredation process ». Dans un système conditionné principalement par les ressources disponibles « bottom-up driven system » et dans un système régulé par la prédaction, « top-down driven system »

Il consiste en une forte augmentation démographique des populations de méso-prédateurs suite à la suppression ou au contrôle du super-prédateur. Dans un système multi-envahi abritant des proies autochtones (souvent endémiques), des méso-prédateurs invasifs (e.g. rongeurs), et un super-prédateur invasif (e.g. chat haret), agir sur les populations de chat haret peut amener à des effets négatifs ou « effets surprises » (Courchamp et al. 1999, Courchamp et al. 2003 ; Caut et al. 2009). En effet le super-prédateur est susceptible de jouer un rôle de régulation (régulation « top-down ») sur les populations de méso-prédateurs invasifs qui ont elles même des effets négatifs sur les populations de proies autochtones (e.g. Zavaleta et al. 2001, Ringler et al. 2015, Fig. 1.15).

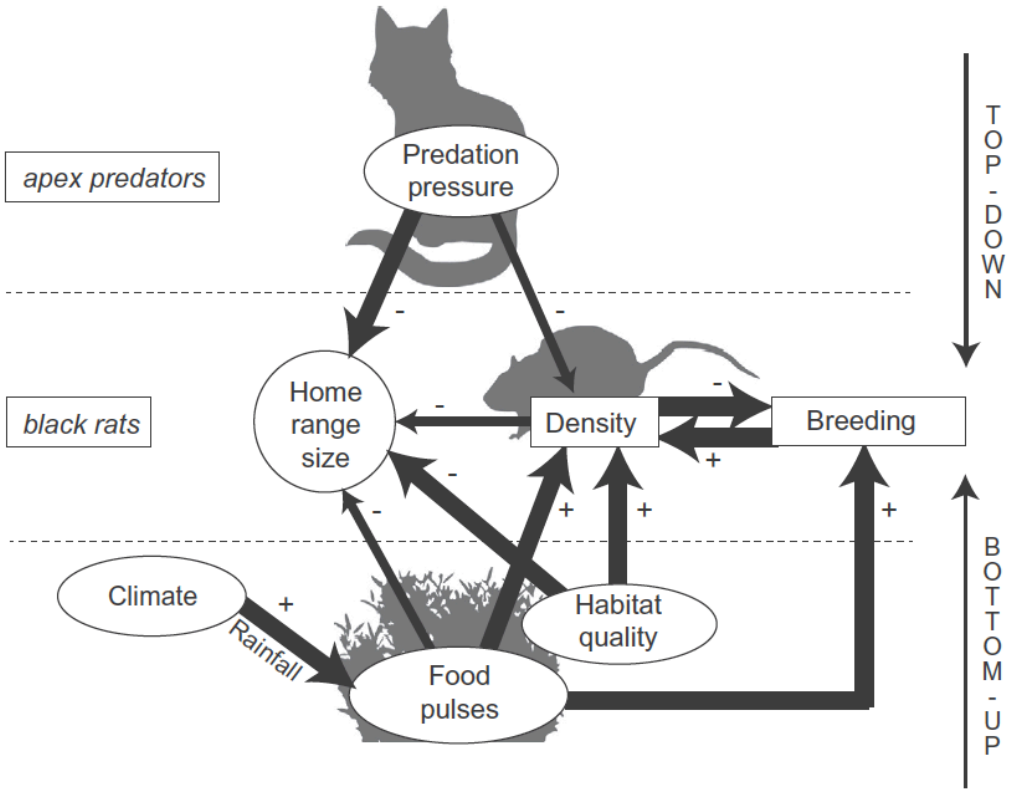


Figure 1.15. Représentation schématique des principaux facteurs de régulation de population de rats noirs (densité, reproduction), de leurs traits comportementaux (taille de territoire) et des processus de régulation «bottom up» et «top-down» pour les rats noirs (*R. rattus*) sur les îles Europa et Juan de Nova (Ringler et al. 2015). La largeur des flèches indique l'intensité de la régulation.

En partie pour ces raisons, les programmes d'éradication font parfois débat au sein de la communauté scientifique compte-tenu des impacts de ces actions à l'échelle de l'écosystème et des autres populations natives ou introduites (Simberloff, 2001 ; Bergstrom et al., 2009a,b ; Dowding et al., 2009).

Pour que le processus de relâche du méso-prédateur soit avéré, deux conditions doivent être réalisées ; i) l'effet négatif des rongeurs sur la dynamique de la population de proies après le contrôle effectué sur les populations de chats doit être plus grand que l'effet cumulé des populations de chats sur les populations de proies autochtones ; ii) la dynamique de population du méso-prédateur doit être régulée par le super prédateur et de fait connaître une dynamique expansive suite à la suppression ou au contrôle du super-prédateur (i.e. régulation « top down ») (Courchamp et al., 1999, Fig. 1.14, Fig. 1.15).

Bien que l'effet de relâche du méso-prédateur ait souvent fait débat au sein de la communauté scientifique et vis-à-vis des acteurs de la biologie de la conservation, quelques exemples illustrant ce phénomène ont parfois été documentés (e.g. Rayner et al., 2007 ; Nishijima et al., 2014). Russel et al. (2009) qui utilisent des modèles sur des données d'îles océaniques montrent que le phénomène de relâche du méso-prédateur peut en particulier avoir lieu, mais dans les

systèmes où les ressources sont abondantes. Aussi les auteurs concluent que même dans des cas où une relâche de méso-prédateur se produit, l'impact négatif d'une augmentation des populations de méso-prédateurs est inférieur aux bénéfices de suppression du super-prédateur qui amène à un rétablissement des populations proies.

D'autres exemples suggèrent que cet effet n'ait pas eu lieu dans le cadre de mesure de contrôle sur les populations de chat haret prises dans l'intérêt de conservation d'oiseaux marins (e.g. Ringler et al. 2015, île Ascension). En effet pour les espèces proies longévives comme c'est le cas pour la plupart des espèces d'oiseaux marins, la croissance des populations est plus sensible aux perturbations occasionnées à la survie des adultes qu'à celle occasionnées au succès reproducteur (Russel et al., 2009 ; Dumont et al. 2010). En effet, suite à l'éradication des populations de chats harets sur l'île Ascension (Atlantique sud), la survie de sternes fuligineuses a augmenté et même si l'impact direct des rats sur les poussins a légèrement augmenté, la population de sternes fuligineuses a maintenu un taux d'accroissement positif (Hughes et al. 2008). De plus, différentes études montrent que les populations de rongeurs sont majoritairement et plus rapidement régulées par les ressources disponibles (effet « bottom up ») (e.g. Dickman et al. 2010, Thibaut et al. 2010, Lightfoot et al. 2012, Ringler et al. 2014, Russel et al. 2011, Ringler et al. 2015, Fig. 1.15).

Néanmoins, dans le contexte d'îles multi-envahies, il est recommandé que les actions de lutte contre les espèces invasives soient multi spécifiques. Dans le cas idéal où les fonds alloués aux actions de conservation et de limitation des populations d'espèces invasives seraient illimités, les gestionnaires pourraient éradiquer toutes les espèces invasives de toutes les îles en simultané (Glen et al. 2013). Quand des compromis sont à faire, la priorisation des actions permet d'allouer les fonds disponibles aux éradications les plus rentables sur un plan financier et en ciblant les espèces invasives occasionnant les dommages les plus forts et représentant une menace écologique immédiate (Helmstedt et al. 2015). Il a été démontré que même si toutes les espèces invasives ne peuvent pas être éradiquées avec succès, du fait des contraintes budgétaires, technologiques ou sociales (e.g. opposition des habitants, conflits d'intérêt), des compromis peuvent être faits et ce avec des bénéfices avérés vis à vis de la biodiversité insulaire. Par exemple, si les chats de l'île de Macquarie n'avaient pas été éradiqués avant l'éradication onéreuse et technologiquement difficile de lapins et rongeurs, plusieurs espèces d'oiseaux marins à fort intérêt de conservation auraient certainement disparu (Robinson et Copson, 2014).

Dans la mesure où les espèces proies introduites font partie d'un réseau trophique complexe (bien que simplifié en écosystème insulaire), elles sont impliquées dans des processus directs ou

indirects ayant des répercussions aux différents niveaux de la chaîne trophique. Elles ont par exemple des effets sur les structures des communautés végétales (e.g. par prédation ou dispersion primaire ou secondaire des graines de plantes autochtones et invasives) ou sur le sol par des effets physiques (e.g. terriers de lapins, destruction de l'habitat d'oiseaux marins) ou chimiques (e.g. prédation d'oiseaux marins) (Fukami et al. 2006, Traveset et al. 2006, Kaiser-Bunbury et al. 2010). Ces communautés d'espèces animales introduites peuvent avoir également des effets sur les taxons supérieurs. Par exemple, une pression de prédation exercée sur des populations d'oiseaux marins, par des rongeurs par exemple, peut amener à des modifications des apports en nutriments dans le sol, lesquels ont un effet sur la végétation et la faune du sol qui ont à leur tour des effets sur les taxons supérieurs (Mulder et al. 2009).

Ainsi éradication et contrôle doivent s'accompagner d'un suivi des populations proies (i.e. autochtones et introduites) et si possible des principaux maillons de l'écosystème d'étude dans le but de s'assurer du bénéfice d'une telle opération pour la biodiversité autochtone.

1.3. Objectifs et plan de thèse

Dans le contexte actuel d'accélération des extinctions d'espèces au niveau mondial, les systèmes insulaires sont des lieux à étudier et sur lesquels agir en priorité puisqu'ils hébergent un fort taux d'espèces endémiques. Le chat, prédateur introduit ayant une répartition à large échelle et responsable d'impacts importants sur la faune de vertébrés des îles, est l'une des espèces les plus dommageables pour la biodiversité insulaire. Ses impacts sur la biodiversité sont variables (plus ou moins sévères et plus ou moins rapides) selon les conditions biogéographiques et les cortèges de proies présents dans l'écosystème d'introduction. Néanmoins, sur certaines zones à forts enjeux de conservation, peu ou pas d'études ont été menées alors même que le contexte préfigure des conséquences lourdes de la présence du chat haret sur la faune insulaire. Le Pacifique Sud a en particulier été pointé comme une zone prioritaire pour l'étude de cette problématique car déficitaire en données, et c'est dans ce cadre que ce travail de recherche conduit en Nouvelle-Calédonievient non seulement combler un manque de connaissances et de données, mais répond également à une urgence avérée d'agir pour la préservation de ces écosystèmes insulaires. Ce travail de thèse a été mené dans le but d'améliorer les connaissances sur la biologie et l'écologie des chats harets en Nouvelle-Calédonie, la compréhension des interactions avec les autres espèces notamment les espèces natives impactées par la prédation, et l'identification des zones et habitats sur lesquels les impacts semblent les plus dommageables. Ces nouvelles données devraient in fine permettre d'alimenter l'élaboration d'un plan de gestion le plus adapté et le plus efficace possible à l'échelle de l'archipel de Nouvelle-Calédonie. L'éradication de ce prédateur introduit étant à ce jour inenvisageable sur les îles de très grande

taille et habitées, des mesures de contrôle (limitation des population et abaissement des densités) peuvent être proposées et mises en œuvre mais requièrent autant que possible, de disposer d'éléments de connaissances poussés sur (i) la distribution, l'abondance et les caractéristiques des populations de chats harets, (ii) les espèces-proies affectées et l'intensité des prélèvements réalisés et (iii) une priorisation des zones à enjeux de conservation, afin que ces actions de contrôle soient les plus efficaces possible.

Dans une première partie de résultats (chapitre 3), une étude de régime alimentaire de ce prédateur introduit à l'échelle de l'ensemble de l'archipel de Nouvelle-Calédonie a été menée au travers de l'analyse de fèces (n>5000). Cette étude de régime alimentaire a permis (i) d'étudier la composition du régime alimentaire dans les quatre différents habitats principaux de Nouvelle-Calédonie et selon la saison (n=2), (ii) de dresser une liste d'espèces consommées par ce prédateur introduit, avec un focus particulier sur les espèces menacées (listées sur la liste UICN comme vulnérables, en danger, en danger critique d'extinction) et sur le groupe des scinques, s'agissant d'un groupe à haut intérêt de conservation du fait de son originalité et de l'exceptionnel taux d'endémisme. Ces résultats pourront permettre de prioriser des habitats en termes de statégie de lutte contre le chat haret.

Dans une seconde partie (chapitre 4), les déplacements et l'organisation des territoires des chats harets ont été étudiés au niveau d'un site à enjeu en terme de conservation (présence d'une importante colonie d'oiseaux marins). L'acquisition de ces éléments d'écologie comportementale concernant les déplacements est un point important pour mieux comprendre (i) de nombreuses fonctions écologiques ainsi que (ii) les impacts qu'occasionnent des populations d'une espèce invasive. L'acquisition d'éléments de connaissances fiables sur l'utilisation de l'espace (i.e. la sélection de l'habitat, les déplacements, la taille et forme des territoires) peut permettre de mieux déterminer l'emprise spatiale, la localisation et l'intensité des mesures de contrôle et de suivi à mettre en place dans le but de réduire l'impact de l'espèce invasive cible.

Dans une troisième partie (chapitre 5), la méthodologie d'estimation des abondances et densités de chat haret a été développée et appliquée à un cas concret de contrôle de population de chat haret sur une zone à forts enjeux de conservation. Il a été question (i) d'acquérir des éléments d'informations concernant les tailles de populations de chat haret dans un habitat de Nouvelle Calédonie, (ii) de préciser l'ampleur de l'opération de gestion à mener (densité ou abondance initiale de chats) et (iii) d'en mesurer l'efficacité (densité de chat post contrôle).

Chapitre 2.

2. Contexte de l'étude

Le Pacifique est aujourd'hui un épicentre des extinctions récentes d'espèces et de fait un épicentre également des enjeux de conservation pour les vertébrés (Fig. 2.1, 2.2) et invertébrés insulaires, notamment ceux consommés par les espèces invasives (Ceballos et al., 2017 ; Spatz et al., 2017).

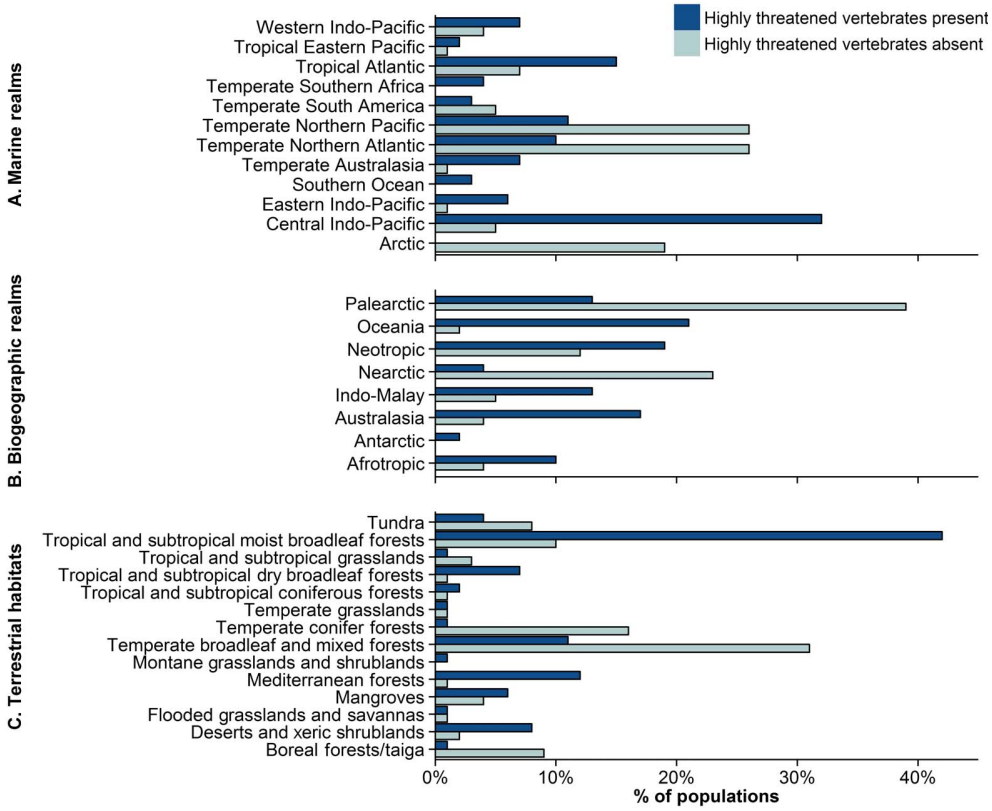


Figure 2.1 Classement des différentes îles du monde (Australie incluse) selon quelles abritent des espèces de vertébrés hautement vulnérables ou pas (« CR » et « EN »). Comparaison entre les différents domaines (a) domaine maritime, (b) domaine biogéographique, (c) domaine terrestre. Adapté de Spatz et al., 2017.

En effet les îles abritant des espèces de vertébrés hautement menacés (i.e. « CR » et « EN ») sont principalement situées dans les zones Indo-Pacifique centre, l'Océanie et Neotropicale et dans des habitats tropicaux et sub-tropicaux de forêt dense humide de feuillus. De nombreuses îles de la région Pacifique abritent des populations d'espèces hautement menacées et particulièrement d'oiseaux suivis de mammifères et reptiles (Fig. 2.2).

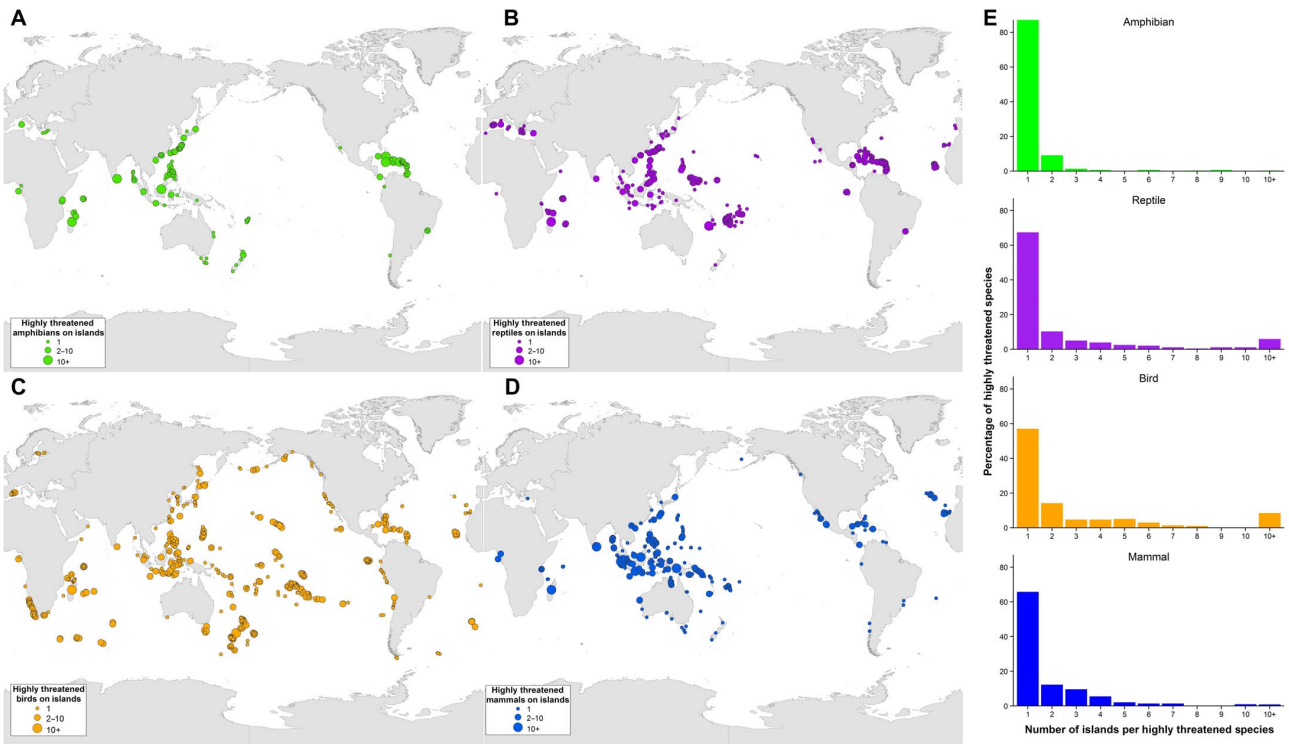


Figure 2.2. Distribution des vertébrés hautement menacés sur les îles du monde (Australie incluse). Localisation des îles qui abritent des populations d'espèces hautement menacées de (A) amphibiens, (B) reptiles, (C) oiseaux, (D) mammifères. Les graphiques (E) représentent le nombre d'îles abritant des populations reproductrices pour les espèces hautement menacées de ces groupes. Adapté de Spatz et al., 2017.

Malheureusement, la majorité de ces îles abritent des populations de vertébrés invasifs (Fig. 2.3.) qui sont connus pour avoir des impacts démesurés sur les espèces de vertébrés autochtones (Doherty et al. 2016).

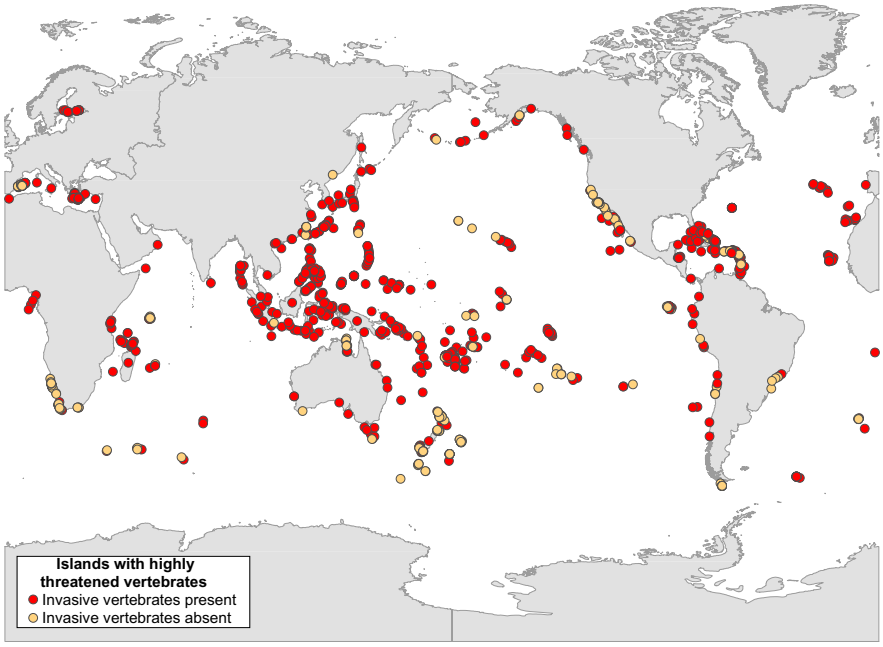


Figure 2.3. Localisation des 1030 îles qui abritent des espèces de vertébrés autochtones hautement menacées (« CR », « EN ») et pour lesquelles des informations sur l'occurrence (présence ou absence) d'espèces de vertébrés invasifs sont disponibles. Adapté de Spatz et al., 2017.

Sur les 1030 îles qui abritent des espèces de vertébrés autochtones hautement menacées (« CR », « EN ») et pour lesquelles des informations sur l'occurrence (présence ou absence) d'espèces de vertébrés invasifs sont disponibles, 779 soit 76%, abritent au moins une espèce de vertébrés invasifs. Si des mesures de gestion contre les vertébrés introduits étaient prises sur les 76% des îles connues pour abriter à la fois des espèces de vertébrés menacées et invasives, cela bénéficierait à la sauvegarde de 39% des espèces de vertébrés mondiaux hautement menacés. Sur les îles indemnes à ce jour de vertébrés envahissants (24%), les mesures de biosécurité demeurent un levier essentiel pour la sauvegarde de la biodiversité native (Spatz et al., 2017). Ces résultats offrent des éléments importants permettant d'identifier les îles sur lesquelles l'éradication d'espèces invasives et les mesures de conservation peuvent constituer des actions pour réduire la perte de biodiversité.

Les mammifères sont les vertébrés invasifs les plus communs et les plus délétères sur ces espaces insulaires (présence sur 753 îles, soit 97% des îles qui abritent des espèces de vertébrés hautement menacées). Bien qu'aucune donnée synthétique n'existe, des populations de chats harets semblent présentes sur la majorité des îles de la planète, y compris sur certaines îles inhabitées et de petite superficie (Ebenhard 1988, Courchamp et al. 2003, Hilton and Cuthbert 2010).

Pour autant, les connaissances concernant les impacts des populations de chats harets, et notamment les études de son régime alimentaire permettant de connaître les espèces proies impactées, sont loin d'être réparties de manière homogène sur les îles de la planète (Fig. 2.4.)

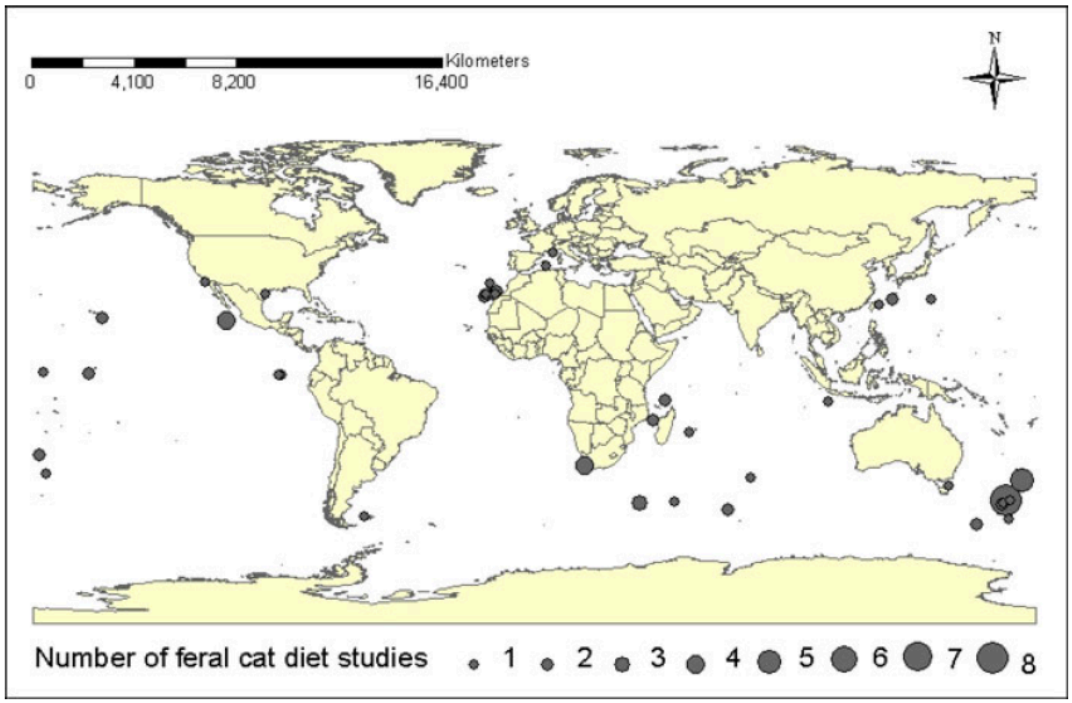


Figure 2.4. Localisation des études de régime alimentaire menées sur les îles du monde. Adapté de Bonnaud et al., 2011.

Certaines zones géographiques de la planète, particulièrement au niveau des régions insulaires du Pacifique tropical avaient déjà été pointées comme particulièrement déficitaires en données et travaux consacrés à l'écologie et aux impacts occasionnés par les populations de chats harets, à l'exception notable de l'Australie, de la Nouvelle Zélande et de l'archipel hawaiien (Bonnaud et al. 2011).

Des travaux récents menés en Australie ces dernières années ont permis de mettre en lumière, caractériser et quantifier par des synthèses poussées et très complètes, l'impact du chat haret sur la biodiversité des vertébrés natifs. La synthèse de données de régime alimentaire (Doherty et al. 2015, Woinarski et al. 2015), l'estimation de densités de chats harets sur des milieux contrastés (Legge et al. 2017), l'estimation des prélèvements occasionnés sur la faune autochtone (i.e. nombre d'oiseaux tués annuellement) (Woinarski et al. 2017), et l'acquisition d'éléments de connaissances sur l'utilisation de l'espace par les populations de chat harets (Mc Gregor et al. 2014, Mc Gregor et al. 2015, Hohnen et al. 2016) apportent des éléments de connaissances d'ampleur sur l'impact des populations de ce prédateur introduit dans des écosystèmes divers et nouveaux. Ces éléments viennent éclairer et orienter les stratégies de gestion à mettre en place pour limiter les effets indésirables des populations de chats harets sur

la faune australienne. Ainsi Doherty et al. (2017) fournissent des éléments d'information complets sur les impacts différentiels des populations de chats harets ainsi que des recommandations de gestion précises et adaptées aux différents contextes écologiques, sociaux économiques. Ces travaux ont permis l'élaboration d'un plan de gestion des populations de chats harets à l'échelle de l'Australie, avec pour principal objectif d'ici 2020 de retirer 2 millions de chats harets du territoire (Department of the Environment 2015).

Bien que ces études apportent de nouveaux éléments dans la région Pacifique, un important manque de données persiste dans cette région du monde. En effet les îles du Pacifique hébergent de nombreuses espèces de vertébrés uniques et endémiques, et des espèces de vertébrés introduits dont le chat haret (Fig. précédente). Les contextes écosystémiques de ces îles et les cortèges d'espèces présentes sont très différents notamment au niveau des maillons trophiques qui y sont représentés. Dans ce cadre, la Nouvelle-Calédonie s'inscrit comme un site expérimental original et idéal pour l'étude de cette problématique. Ce projet vient combler un manque important de données dans cette région du monde au niveau d'un exceptionnel hotspot de biodiversité mondiale.

2.1. Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie est un archipel de l'océan du Pacifique sud situé à 1210 km à l'est de l'Australie (Fig. 2.5). Cet archipel s'étend sur 1380 km de longitude et 500 km de latitude, pour une superficie terrestre de 18 576 km^2.

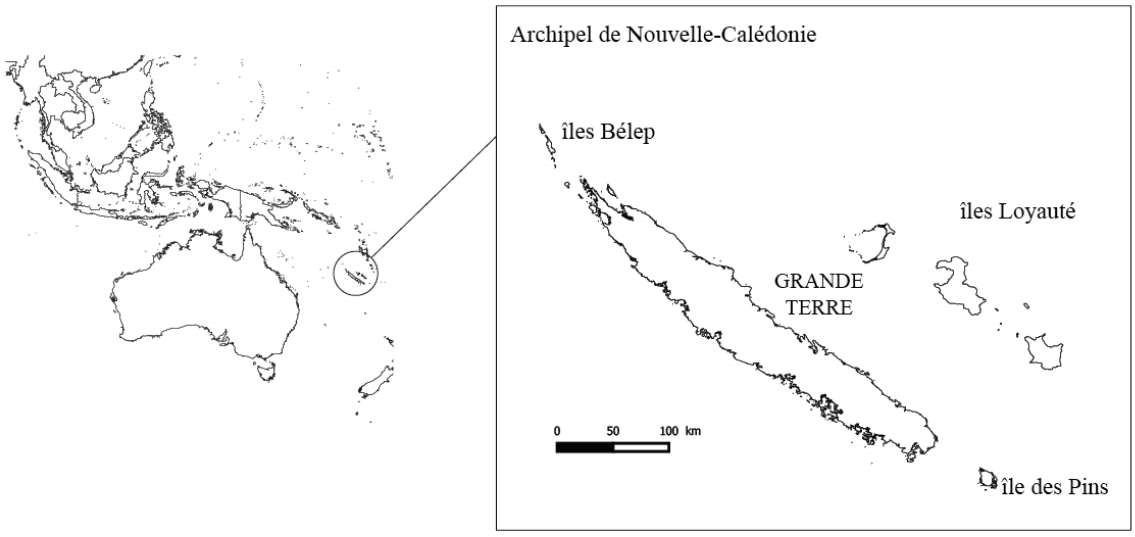


Figure 2.5. Localisation de l'archipel de Nouvelle-Calédonie

Cet archipel se compose d'une île principale, de différentes îles périphériques et de nombreux îlots ayant des origines géologiques différentes. En effet, la Grande Terre (16 900 km^2), l'Île des Pins située à son sud, et les Îles Bélep au nord, ont une origine continentale ancienne. Au large de la côte Est de la Grande Terre se répartissent les quatre îles Loyauté (Maré, Tiga, Lifou et Ouvéa) qui sont des îles basses d'origine corallienne ayant ainsi une origine océanique plus récente que le reste du territoire (Dubois et al., 1973).

L'histoire géologique très particulière et complexe de la Nouvelle-Calédonie a été marquée par une longue série de processus tectoniques, sédimentaires, volcaniques et d'accrétions. Ces évènements ont donné naissance à une grande diversité de roches composant le sous-sol (Pelletier, 2006; Cluzel et al., 2012). Plusieurs grandes phases peuvent résumer l'histoire géologique de la Nouvelle-Calédonie: avec un début de formation au niveau de la marge active du Gondwana (Cluzel et al. 2012), le détachement du fragment australien nommé Zealandia (-83Ma) (Neall et Trewick, 2008), puis sa submersion en eaux profondes (entre -65 et -55Ma), suivi d'un phénomène d'obduction entre la plaque océanique et continentale (entre -38 et -33 Ma) à l'origine des sols ultramaphiques actuels, d'une réémergence de la partie nord de Zealandia correspondant à l'actuelle Nouvelle-Calédonie (autour de -37Ma) (Cluzel et al. 1998), et enfin beaucoup plus récemment un phénomène d'orogénèse (-5 et -2,5Ma). Ces différentes phases ont donné naissance à une grande diversité d'unités géologiques actuelles.

La topographie actuelle de cet archipel est très hétérogène, allant de quelques mètres (pour de nombreux îlots) à 1 628 mètres d'altitude (Mont Panié, Grande Terre). Cette topographie associée aux vents dominants concourent à des conditions climatiques locales très contrastées (Bonvallot et al., 2012). Ainsi, l'archipel de Nouvelle-Calédonie est caractérisé par la présence d'une large gamme d'habitats avec une topographie montagneuse, des contrastes climatiques et géologiques marqués (Isnard et al., 2016).

Le climat est subtropical avec des températures moyennes annuelles qui varient entre 21,9°C et 24.1 °C selon les stations météorologiques concernées. Du fait des vents dominants de sud-est, la côte est arbore un climat humide avec une pluviométrie moyenne annuelle de 2 500-4 000 mm, alors que la côte ouest est plus sèche avec une pluviométrie moyenne de 1 200 mm par an. L'année peut être découpée en deux principales saisons avec une saison chaude et humide qui s'établit de novembre à avril, et une saison fraîche et sèche qui s'étale entre mai et octobre (humide > 120 mm/mois ; sèche < 120 mm/mois). Les températures moyennes ont été mesurées sur cinq stations météorologiques entre 1980 et 2010 (chaude > 23 °C ; fraîche < 23 °C). Par ailleurs, de novembre à avril, des dépressions tropicales et cyclones peuvent être observés (Météo France). Ces contrastes climatiques mènent à différents types d'habitats,

chacun caractérisé par des types de végétation particuliers et chaque habitat abrite des assemblages d'espèces très particuliers avec des taux d'endémisme floristiques et faunistiques généralement très forts (Grandcolas et al., 2008 ; Isnard et al., 2016). Quatre principaux habitats naturels strictement terrestres peuvent être définis et seront ciblés dans le cadre de ce travail de thèse (Isnard et al., 2016) : la forêt sèche, la forêt humide, la mosaïque maquis / forêt humide et la forêt sur calcaire (Fig. 2.6).

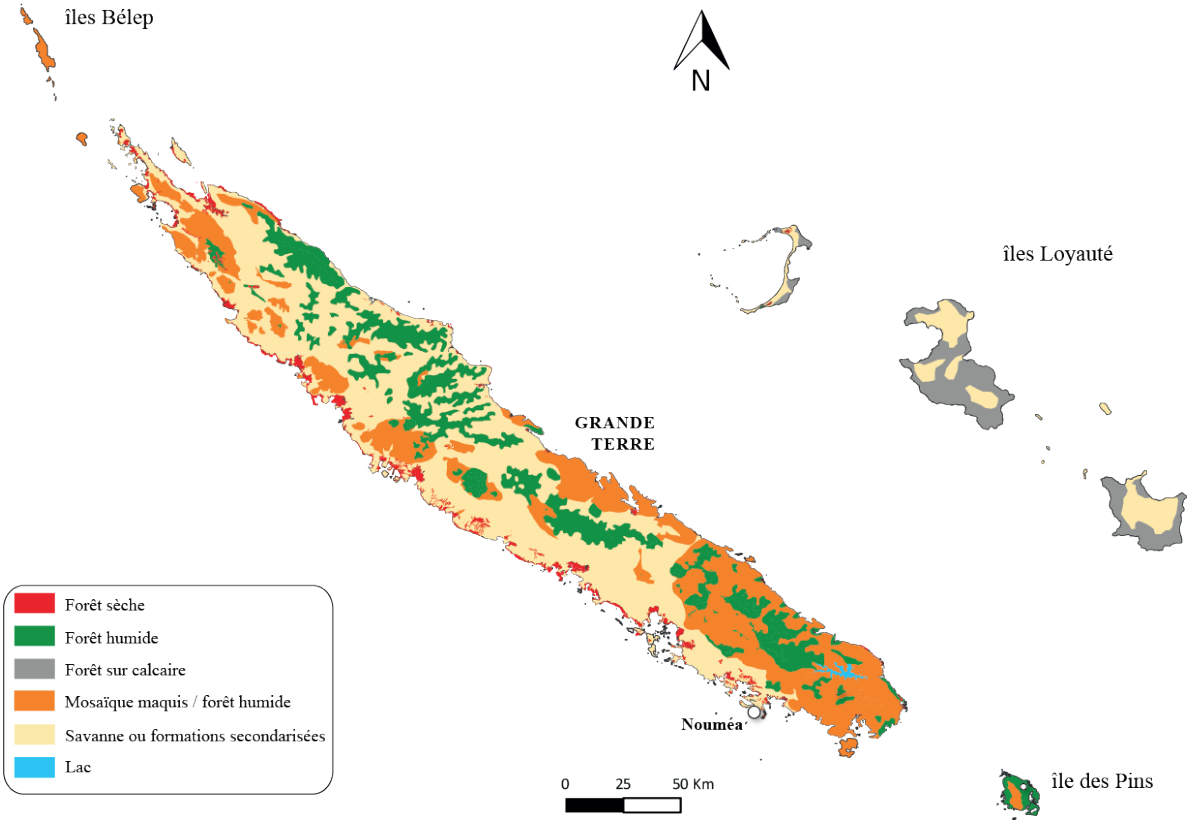


Figure 2.6. Carte des habitats principaux de l'archipel de Nouvelle-Calédonie

La forêt sèche est composée d'une mosaïque de forêt sclérophylle et mésophile et de végétation arbustive de formation primaire ou secondaire, sur substrat sédimentaire. Ces forêts ont une canopée basse (<15 m), sont dominées par les espèces végétales *Acacia spirorbis* (indigène) et *Leucaena leucocephala* (introduit et envahissant) et les précipitations moyennes annuelles y sont inférieures à 1100 mm (Jaffré et al., 1993 ; Jaffré et al., 2012). Le taux d'endémisme au niveau de la flore est de 59,2%, et ce type de végétation est le plus menacé en Nouvelle-Calédonie (Gillespie and Jaffré, 2003). En effet les fragments de forêt restants sont relictuels puisqu'ils ne représentent qu'1-2% des superficies d'origine, sont principalement situés sur la côte ouest (< 300m en altitude) et ne couvrent plus que 450 km² au total (Bouchet et al., 1995 ; Isnard et al., 2016).

La forêt humide est présente sur deux types de substrats ; métamorphique et ultramaphique. Celle sur substrat ultramaphique est aujourd'hui principalement représentée sous forme de fragments dans une mosaïque mixant forêt humide et maquis minier. Nous parlerons d'habitat forêt humide lorsqu'il s'agira de forêt humide sur substrats métamorphiques et de maquis mosaïque / forêt humide pour désigner l'assemblage de forêt humide et maquis minier sur substrat ultramaphique. L'habitat de forêt humide présente une canopée haute (20-30 m) et la végétation ligneuse qui y domine appartient aux Arecaceae, Sapindaceae, Meliaceae, Monimiaceae. Ce type d'habitat correspond à des précipitations moyennes annuelles comprises entre 1 300 et 3 500 mm (Jaffré et al., 2012). Le taux d'endémisme au niveau de la flore est de 83% (Morat et al., 2012). Cet habitat couvre aujourd'hui environ 1 800 km^2 de la Nouvelle-Calédonie.

La mosaïque maquis / forêt humide est composée de maquis minier et de forêt humide sur substrat ultramaphique. Le maquis présente une végétation rase ou arbustive avec une strate arborée basse (50 cm-7 m) alors que la forêt humide sur ce substrat atteint les 20-30m. Les Myrtaceae, Cunoniaceae, Clusiaceae et Sapotaceae sont majoritairement représentées sur ce type d'habitat. Les précipitations moyennes annuelles sont comprises 1 300 et 3 500 mm (Jaffré et al., 2012). Le maquis et la forêt humide sur ce type de substrat présentent respectivement des taux d'endémisme floristique de 96.9% et 96.4% (Isnard et al., 2016). Cet habitat en mosaïque couvre 5 600-5 700 km^2 en Nouvelle-Calédonie.

La forêt sur calcaire est composée de forêt humide sur roche calcaire. Ces forêts ont une canopée haute (20-30m) (Morat et al., 2001), les familles les plus représentées sont les Euphorbiaceae, Leguminosae, Myrtaceae and Sapindaceae et les précipitations moyennes annuelles y sont comprises entre 1 300 and 1 800 mm. (Jaffré et al., 2012). Le taux d'endémisme au niveau de la flore est d'environ 52% (Morat et al., 2001). Cet habitat couvre 900 km^2 de la Nouvelle Calédonie, principalement sur les Îles Loyautés et secondairement sur l'île des Pins.

Du fait des forts taux d'endémisme qu'arbore l'archipel de Nouvelle-Calédonieet des menaces qui pèsent sur sa biodiversité -notamment les conséquences des activités anthropiques (modification des habitats par l'exploitation des ressources minérales, principalement le nickel, rythme croissant des feux de forêts et invasions biologiques) (Beauvais et al. 2006 ; Pascal et al., 2008 ; Grandcolas et al., 2008 ; Mittermeier et al., 2011), cet archipel a été classé parmi les 36 hotspots de biodiversité mondiaux (Myer, 2000 ; Mittermeier et al., 2011). Il s'agit en outre du plus petit hotspot en termes de superficie et il est le seul à n'être constitué que d'un seul archipel (Mittermeier et al., 2011). Les richesses spécifiques et les taux d'endémisme y atteignent des niveaux particulièrement remarquables. Au niveau floristique, la Nouvelle-Calédonie compte

cinq familles de plantes endémiques, comprenant au moins 108 genres et 2500 espèces endémiques ce qui équivaut à un taux d'endémisme de 76% (Wulff et al., 2013). Chez les vertébrés, le groupe des squamates est représenté par 108 espèces dont 90,7% sont endémiques (Whitaker and Sadlier, 2011 ; Bauer et al., 2012a ; Sadlier et al., 2012 ; Bauer et al., 2012b ; Sadlier et al., 2013 ; Sadlier et al., 2014a ; Sadlier et al., 2014b ; Sadlier et al., 2014c ; Sadlier et al., 2014d). Le groupe des invertébrés regroupe près de 6000 espèces décrites (Chazeau, 1993), avec des taux d'endémisme exceptionnels, atteignant parfois 100% ; par exemple l'intégralité des espèces de cigales sont endémiques du territoire (Boulard, 1992, 1993, 1997 ; Delorme et al., 2015). Les chiroptères en sont aussi une bonne illustration puisque ce groupe est représenté par 9 espèces dont 67% sont endémiques (Hand and Grant-mackie, 2011). L'avifaune est représentée par 111 espèces nicheuses dont 21.6% sont endémiques (Barré et al., 2009).

Du fait de l'endémisme de nombreuses de ces espèces, de leurs aires de répartition souvent réduites (i.e. fort taux de micro-endémisme) et des menaces qui pèsent sur elles (notamment la destruction de l'habitat et les espèces envahissantes), nombreuses ont été classées comme menacées sur la liste rouge UICN. Le groupe des squamates illustre particulièrement bien ce point puisque plus de 62% des espèces décrites et endémiques ont un statut menacé sur la liste rouge UICN. Chez les oiseaux terrestres, une espèce endémique et emblématique de l'archipel le cagou, (*Rhynochetos jubatus*) est classée en danger d'extinction (Ekstrom et al., 2002). Pour ces deux derniers exemples au même titre que de nombreux autres vertébrés, les espèces invasives figurent parmi les menaces pesant sur cette biodiversité (UICN, 2016).

L'histoire des invasions biologiques en Nouvelle-Calédonie peut être résumée par quelques principales vagues d'introduction. Les premières introductions d'espèces par l'homme ont eu lieu à l'arrivée des austronésiens sur l'archipel il y a environ 3000 ans, qui ont emporté avec eux des espèces végétales et animales dans des buts alimentaires, médicinaux, rituels, spirituels, religieux (Gargominy et al. 1996). Les espèces végétales introduites (e.g. ignames, bananes, hibiscus) n'étaient à priori pas des espèces à caractère invasif. Le coq de Bankiva, *Gallus gallus* et le rat du Pacifique *Rattus exulans* ont été eux aussi introduits avec cette première vague de colonisation humaine, vraisemblablement pour des raisons alimentaires (Matisoo-Smith 1994). En 1774, à sa découverte de la Nouvelle-Calédonie, le navigateur James Cook introduit le cochon *Sus scrofa* et le chien *Canis lupus familiaris* (Gargominy et al. 1996). C'est ensuite lors de l'implantation des européens vers 1840-1850 qu'ont lieu un grand nombre d'introductions volontaires et involontaires. Différentes espèces sont alors introduites de manière volontaire ; des plantes pour l'agriculture, des espèces animales pour la chasse (ex. le cerf rusa, *Cervus timorensis*), des espèces domestiques (bovins, chevaux, ânes, chèvres, moutons, chats) et commensales de l'homme comme le rat noir (*Rattus rattus*), le rat surmulot (*Rattus norvegicus*),

et la souris domestique (*Mus musculus*). Des introductions involontaires de plantes et invertébrés invasifs ont aussi lieues à cette période (Gargominy et al. 1996). Les troupes américaines, au moment de la Seconde guerre mondiale, introduisent un important lot supplémentaire d'espèces animales et végétales. Enfin, durant la seconde moitié du 20ème siècle, de nouvelles espèces sont introduites pour des motifs récréatifs (e.g. végétaux, oiseaux d'ornementaux ou poissons pour la pêche) (Gargominy et al. 1996).

En 2006, 16% des vertébrés recensés en Nouvelle-Calédonie étaient exotiques (Pascal et al. 2006). Sur les 42 espèces de vertébrés exotiques, 12 sont des espèces listées comme responsables des plus grandes perturbations des écosystèmes originels par l'UICN (i.e. liste des 100 « pires » espèces invasives réalisée par l'IUCN) (Lowe et al. 2000). Néanmoins l'absence d'une espèce invasive dans cette liste n'est pas garante d'un faible impact, cette liste étant essentiellement un outil de communication (Luque et al. 2014).

L'équipe de recherche dans laquelle ce travail a été réalisé, travaille plus particulièrement sur la dynamique de la biodiversité des îles françaises du Pacifique et développe en particulier des travaux consacrés aux espèces animales terrestres invasives et à la conservation d'espèces animales menacées. Cette équipe est implantée depuis fin 2010 au centre IRD de Nouméa. Un important programme de recherche a débuté en 2011, visant à combler une lacune importante d'étude sur la biologie et l'écologie des espèces invasives terrestres implantées en Nouvelle Calédonie. C'est dans ce cadre qu'a débuté en 2012 un projet de recherche visant à réaliser une évaluation complète de l'écologie trophique et de l'impact des populations de chats harets à l'échelle de l'ensemble du hotspot de biodiversité calédonien. Ce projet et le travail de thèse qui a suivi ont été rendus possibles grâce au soutien financier de nombreuses institutions et bailleurs publics et privés durant ces différentes années (cf ci-dessous et chapitre de remerciements).

2.1. Contexte financier et réalisation de l'étude

Ce travail n'a pas bénéficié d'une bourse de thèse « classique » à proprement parler, mais l'ensemble des coûts associés à ce travail de doctorat (frais de mission, matériel, salaires des contractuels et de la doctorante, indemnités de stage etc…) a été couvert via un ensemble de subventions et financements particuliers et parfois très ciblés, obtenus progressivement au cours du projet auprès d'institutions néo-calédoniennes en charge des problématiques environnementales et de biodiversité (les trois Provinces ainsi que le Conservatoire des Espaces naturels de Nouvelle-Calédonie), ou bien de la part des services « environnement » d' opérateurs

privés d'exploitation minière (Société Le Nickel en particulier), ou encore du consortium CNRT "Nickel et son environnement" (CF Partie Remerciements).

Cette particularité dans l'origine « environnementale » plutôt que « recherche » des financements a fortement orienté les investigations qui ont été conduites dans le cadre de ce travail vers des questions appliquées en lien avec des finalités de gestion des populations de chats harets et de préservation de la biodiversité, qu'il s'agisse (i) d'établir un diagnostic aussi complet et précis que possible, des impacts occasionnés à la faune native et des espèces de vertébrés affectées par la prédation sur l'ensemble de l'archipel, de façon à disposer d'arguments tangibles pour prioriser l'importance de la menace sur la faune calédonienne représentée par les chats harets et à hiérarchiser les interventions possibles (ii) d'évaluer les abondances et densités des individus au niveau d'un site à forte valeur patrimoniale, (iii) de comprendre les patrons de déplacement et d'utilisation de l'espace et donc l'emprise spatiale à laquelle devra être pensée la gestion et le contrôle des populations et (iv) de conduire et évaluer une opération expérimentale de limitation des populations de chats harets sur une superficie de 1000ha environ. D'autres thématiques de recherche initialement envisagées, voire ébauchées n'ont au final pas été poursuivies plus avant, notamment l'utilisation de l'outil moléculaire génotypage sur fèces pour (i) évaluer le degré de spécialisation et l'hétérogénéité des stratégies alimentaires des individus au sein de la population de chats harets, ou encore (ii) estimer les abondances des populations de chats harets. Certains éléments de ces volets initiaux ont cependant été transmis en annexe du manuscrit de thèse pour simple information.

Chapitre 3.

3. Ecologie du chat haret et espèces impactées au sein d'un hotspot mondial de biodiversité

Illustrations :

a. et b. Chemins et pistes empruntés pour la collecte de fèces de chat haret
c. Fèces de chat haret trouvée sur le terrain
d. Fèces de chat haret collectée, géoréférencée et étiquettée
e. Restes de roussettes trouvés dans une fèces de chat haret

3.1. Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot

Résumé :

Le chat haret *Felis catus* est un des prédateurs introduits parmi les plus envahissants et les mieux établis à travers le globe. Sa présence a provoqué une perte de biodiversité sur l'ensemble des sites sur lesquels il est établi. Cette partie vise à étudier la prédation du chat haret sur un hotspot majeur de biodiversité, l'archipel de Nouvelle Calédonie. Nous nous sommes attachés à étudier les conséquences de cette prédation pour la faune endémique présente sur les différents habitats naturels de Nouvelle Calédonie. Le régime alimentaire du chat haret a été analysé via la collecte de plus de 5300 fèces provenant de 14 sites d'étude représentatifs des 4 habitats majeurs, avec 4 à 6 sessions d'échantillonnage par an et plus de quatre ans pour chacun des habitats étudiés. Ce travail met premièrement en évidence des patrons de prédation non reportés à la fois sur des espèces introduites mais surtout sur des espèces proies natives. A l'échelle de l'archipel, les chats exercent une forte prédation sur le groupe des scinques, les roussettes et pétrels. Au moins 44 espèces de vertébrés sont concernées par la prédation du chat haret, et 20 d'entre elles sont listées comme menacées sur la liste rouge UICN. Cette étude ajoute 44,4% au nombre d'espèces menacées avérées comme consommées par le chat haret sur l'ensemble des îles du monde. La Nouvelle Calédonie, bien qu'elle ne représente que 0.12% de la surface des îles du monde (en incluant l'Australie), abrite 30.8% des espèces menacées avérées consommées par le chat haret. Cette étude recommande une priorisation des habitats en termes de stratégies de gestion et de conservation en ciblant les habitats de maquis et de forêt humide comme prioritaire, où les chats harets représentent la plus grande menace pour la faune de vertébrés. Pour limiter l'impact des chats harets ; des actions doivent être menées sur des sites clefs pour la conservation d'espèces menacées sur la Grande Terre, l'arrivée de chats harets sur de nouvelles aires (i.e. certaines îles) doit être évitée, et l'éradication sur les petites îles envisagée.

Cette partie correspond à l'article publié suivant :

Palmas P., Jourdan H., Rigault F., Debar L., De Meringo H., Bourguet E., Mathivet M., Lee M., Adjouhgniope R., Papillon Y., Bonnaud E. & Vidal E (2017). Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot. Biological Conservation, 214 : 250-259.

3.1.1. Introduction

Biological invasions are one of the main threats to world biodiversity, especially on islands. Invasive species are considered the primary cause of island biodiversity loss (Clavero and Garcia-Berthou, 2005; Sax and Gaines, 2008; Tershy et al., 2015). Alien mammal predators have been responsible for most species extinctions on islands worldwide (Blackburn et al., 2004; Doherty et al., 2016b). The domestic cat (*Felis silvestris catus*), is one of the most widespread introduced predators on islands (Courchamp et al., 2003; Medina et al., 2011). Its life history traits, early domestication with companion animal status, and value as a rodent catcher have promoted its extensive, human-mediated dispersal on islands (e.g. Driscoll et al., 2007; Hu et al., 2014). In addition, introduced cats' high reproductive success, rapid geographical spread and generalist predator behavior particularly threaten native fauna, especially in their feral form (e.g. Medina et al., 2011; Turner and Bateson, 2014). Of invasive mammalian predators, feral cats have proven to be the most damaging species for insular fauna. They currently threaten 430 different species (birds, mammals and reptiles) with extinction and are implicated in the recent extinction of 63 species (40 bird, 21 mammal and 2 reptile species), i.e. 26% of recent extinctions (Doherty et al., 2016b). Furthermore, Doherty et al. (2015a) for Australia and adjacent islands and Bonnaud et al. (2011) for the rest of the world's islands, listed 16 and 29 IUCN Red-listed threatened vertebrate species respectively, in the diets of feral cats. Strong variations exist in the feral cat diet, mainly explained by biogeographic and bioclimatic factors, along with prey availability (Bonnaud et al., 2011; Doherty et al., 2015a; Medina et al., 2011). Bonnaud et al. (2011) and Doherty et al. (2015a) showed that feral cats on islands feed on a wide range of prey, including medium-sized and small vertebrates and invertebrates (birds, reptiles, marsupials, rodents, bats, frogs, fish, and both medium-sized and large exotic mammals) (Bonnaud et al., 2015; Hilmer et al., 2010; Turner and Bateson, 2014). Introduced mammals (rodents and lagomorphs) generally constitute staple prey that can facilitate the establishment and expansion of abundant feral cat populations, indirectly increasing predation risk for native species through a so-called "hyper-predation" mechanism (e.g. Courchamp et al., 1999; Ringler et al., 2015).

Located in the southwest Pacific Ocean, the New Caledonian archipelago is typical of sites that facilitate invasion. Originally, native apex predators only included squamate and bird taxa. The early introduction of the Polynesian rat (*Rattus exulans*) by the first Austronesian settlers, followed in around 1860 by the European introduction of other commensal rodents (particularly the Black rat *Rattus rattus*), provided ideal conditions for the establishment and rapid spread of feral cat populations (e.g. Doherty et al., 2015b). In the biodiversity hotspot of New Caledonia, terrestrial species richness and endemism rates reach outstanding levels (Mittermeier et al., 2011; Myers et al., 2000). It is notable that 98 of the 108 terrestrial squamates, 6 of the 9 native

mammals (bats) and 24 of the 111 nesting birds are strictly endemic, some of them micro-endemic (Barré et al., 2009; Bauer et al., 2012a,b; Hand and Grant-mackie, 2011; Sadlier et al., 2012, 2013, 2014a,b,c,d; Whitaker and Sadlier, 2011).

Cats were introduced around 1860 (Pascal et al. 2006) and can now regularly be observed in a wide range of habitats throughout the archipelago, even in its most remote and elevated areas. However, several papers have pointed out the complete absence of feral cat studies in this hotspot, stressing the urgent need to investigate this potentially important conservation topic (Bonnaud et al., 2011; Nogales et al., 2013). This paper addresses a number of issues pertaining to the feeding ecology of feral cats and their impacts on the exceptional terrestrial fauna of the New Caledonian biodiversity hotspot. To assess feral cat diets, we conducted intensive 6-year feral cat scat sampling at the scale of the archipelago. This enabled us to explore the composition of the feral cat diet and to determine the relative importance of different prey items according to habitat type (4 main habitat categories) and season (2 categories). Particular attention was paid to identifying prey taxa, so as to better understand the nature and the extent of feral cat impact at the different study sites and in the different habitats. We especially focused on IUCN Red-listed threatened species that are prey to the feral cat, in order to provide suitable evidence-based management and conservation recommendations concerning this invasive alien top-level predator.

3.1.2. Materials and Methods

3.1.2.1 Study sites and sampled habitats

Of the 36 biodiversity hotspots, New Caledonia is the smallest formed of a single archipelago (Mittermeier et al., 2011). This hotspot (21° 30' S, 165° 30' E) with 269 000 inhabitants, located in the southwest Pacific Ocean 1 210 km east of Australia, covers 18 576 km^2 and is composed of a main island (16 664 km^2) and various satellite islands (Lifou, Maré, Ouvéa, Isles of Pines, Art, Pott, Tiga) (Dubois et al., 1973). The New Caledonia archipelago is, characterized by a large variety of habitats with a mountainous topography and marked climatic and geological contrasts (Isnard et al., 2016). Each habitat harbors very unique species assemblages, and rates of endemism for flora and fauna are especially high because of its geographical isolation and particular ultramaphic soils (Grandcolas et al., 2008; Isnard et al., 2016).

The climate is subtropical with average annual temperature varying between 21.9 °C and 24.1 °C. Due to dominant winds from the southeast, the eastern coast is wet, with 2 500-4 000 mm of rain per annum, while the western coast is drier, with 1 200 mm of rain per annum. There are two main seasons: a hot, wet season (November-April), a cold, dry season (May-October), defined by calculating the average of monthly precipitations recorded by 50 stations between 1971 and 2000 (Wet > 120 mm/month; Dry < 120 mm/month) and the average of monthly

temperatures at 5 stations between 1980 and 2010 (Hot > 23 °C; Cold < 23 °C) (Meteo France). Due to its mountainous topography, the archipelago has a wide range of ecosystems (ranging in altitude from 1 m a.s.l. to 1625 m a.s.l.).

These climatic contrasts lead to markedly different habitats, each characterized by typical vegetation types. We thus considered 4 major habitats representing a wide range of climatic conditions and vegetation. The "Dry forest" is composed of sclerophylous and mesic forest on sedimentary rocks. The "Humid forest" is composed of rain forest on metamorphic rocks. The "Maquis mosaic" is composed of maquis shrubland and rainforest on serpentine soils (A.1). The "Limestone forest" is composed of rainforest on calcareous soils (Isnard et al., 2016).

3.1.2.2. Cat diet study

Sampling design and sampling effort

Feral cat diet was studied through scat analysis (e.g. Bonnaud et al., 2007). We collected feral cat scats from 14 different areas in the 4 main types of habitat listed above, between 2011 and 2016 (Fig. 3.1, Table 3.1).

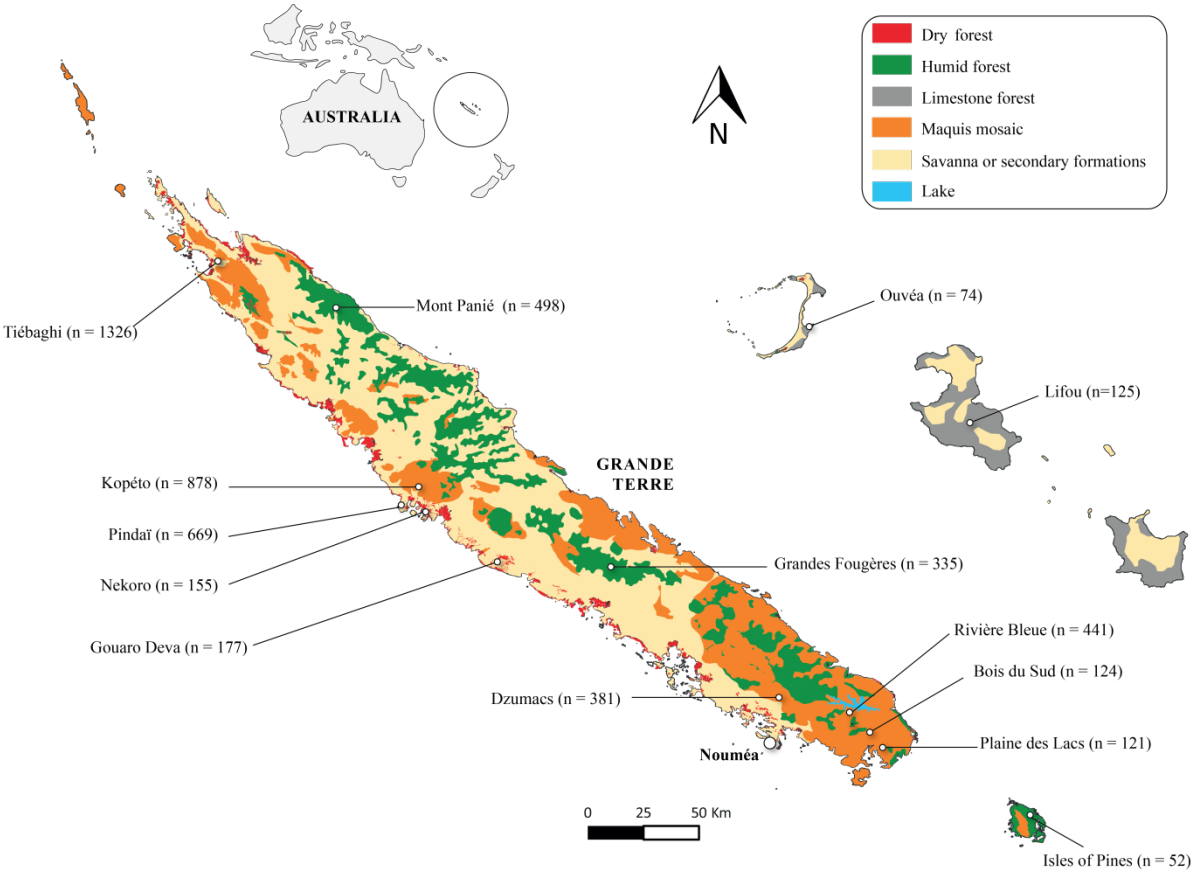


Figure 3.1. Location of the feral cat diet study sites within the New Caledonia archipelago (n= number of scats collected and analyzed)

Table 3.1. Sampling details

Habitat types	Study sites	Altitude range (m)	N cat scats / habitat	Path length / habitat (km)	Sampling effort (km-session)	N scats / km / session	Number of sessions
Dry forest	Gouaro Deva	1-35	1 001	45.7	300.3	3.77	3
	Nekoro	1-120					4
	Pindaï	1-70					10
Humid forest	Grandes Fougères	340-680	833	20.9	205.8	4.10	9
	Mont Panié	560-1 625					11
Limestone forest	Iles of Pines	1-260	251	37.7	196.0	1.40	4
	Lifou	3-55					5
	Ouvéa	1-30					6
Maquis mosaic	Bois du Sud	150-200	3 271	162.5	1 733.0	2.27	7
	Dzumac	200-980					11
	Kopéto	440-1 000					13
	Plaine des lacs	200-600					7
	Rivière Bleue	145-220					9
	Tiébaghi	8-550					14
Total		**1-1 625**	**5 356**	**267**	**2 435**	**2.88**	**113**

Scats were collected along paths and rural roads used by cats (Turner and Bateson, 2014; Recio et al., 2015). Scats from each study site (Fig. 3.1) were collected along the same selected paths in all sampling sessions (3-6 sampling sessions per year; 3-14 sampling sessions per site). Because all scats found were collected, it was assumed that each sampling set reliably represented the feral cats' diet between two successive sampling sessions. During the 6-year sampling period, 5 356 feral cat scats were collected across all the habitats and study sites. Cumulatively, this represents a total of 2 435 km-sessions (mean effort ± Standard Deviation: 608.8 ± 751.0 km-sessions per habitat), with a total sampling length of 267 km (mean sampling length 66.7 ± 64.7 km per habitat). An average of 1 339 ± 1 327 scat samples were collected from the different habitats, with a mean of 2.7 ± 1.3 scats found per km per session. Thus, despite the uneven sampling effort in the different habitats and sites, our sampling can be considered robust and significant ($n > 100$ for all habitats and $n > 100$ for most sites) (Bonnaud et al., 2011). Each cat scat was georeferenced, stored in individual Ziploc bags, and frozen until it was analyzed.

Determination of prey remains

Scats were washed under water over a 0.5-mm sieve to sort prey items (hair, bone fragments, teeth, squamate jaws and scales, bird feathers, bat claws, and arthropod chitin fragments). The prey items were examined under binocular microscope, compared to reference material and

assigned to one of the eight following prey categories: (1) introduced rodents, (2) bats, (3) birds, (4) squamates, (5) arthropods, (6) fishes, (7) plant materials and (8) anthropogenic refuse (Bonnaud et al., 2007). Differential degradation of prey remains during the digestion process can cause the loss of some diagnostic characteristics (i.e. shape, size, color), leading to differing levels of prey group identification (Zarzoso-Lacoste et al., 2016). To deal with these identification difficulties, we systematically used a large reference collection that proved particularly useful for squamates (scale patterns, jaws, head bones), flying foxes (hair, claws, teeth) and seabirds (feathers, claws, beaks) (A.2).

Based on scat analysis, two different diet indexes were used: (i) Frequency of Occurrence (%FO), the occurrence of each type of prey per scat (Bonnaud et al., 2007); and (ii) Minimum number of individual prey for squamates. To determine feral cat predation on each prey group, we examined each group's occurrence in the cat diet according to habitat and season, assessing their conservation status with reference to the IUCN 2016-3 Red List of Threatened Species (IUCN 2016).

3.1.2.3. Statistical analyses

All statistical analyses were conducted with R 3.0.3 software (R core Team 2014) using "pROC" (Fawcett, 2006). Generalized Linear Models (GLM) were run to test the effect of habitats and seasons on i) presence of each prey in cat diet (ii) presence of threatened species in cat diet. We used individual scats as the experimental unit. A binomial distribution was used for (i) and (ii) [in R: glm (response ~ habitats * seasons), family = binomial (link= "cloglog")]. Significant relationships were inferred at $\alpha = 0.05$. The area under the ROC-curve plot (AUC) was used to assess the accuracy of model predictions (Fielding and Bell, 1997). AUC values usually range from 0.5 (random) to 1.0 (perfect) prediction. We did not include site and sessions as factors in the GLMs since our aim was to understand how cat diet varies according to habitat type and season, rather than between years or within habitat types.

3.1.3. Results

3.1.3.1. Overall patterns of feral cat diet in the New Caledonian biodiversity hotspot

Trophic analysis of the 5356 scats showed that feral cats preyed most strongly upon introduced rodents (FO = 78.2%) (Table 3.2), followed by squamates (42.8%) and arthropods (35.2%, mainly insects).

Table 3.2. Overall diet composition of *Felis silvestris catus* on New Caledonia archipelago, expressed in frequency of occurrence (%FO) of prey categories found in cat scats from all study habitats.

	Study sites														Habitat / Season												
	Gouaro Deva	Nékoro	Pindaï	Grandes Fougères	Mont Panié	Ile des Pins	Lifou	Ouvéa	Bois du Sud	Dzumacs	Kopéto	Plaine des Lacs	Rivière Bleue	Tiebaghi	Dry forest			Humid forest			Limestone forest			Maquis mosaic			Archipelago		
															Total	Dry	Wet	Total	Dry	Wet	Total	Dry	Wet	Total	Dry	Wet	Total	Dry	
Rodents (introduced mammals)	69.49	91.61	86.10	91.64	83.53	84.62	91.20	79.73	72.58	56.96	58.88	93.39	77.32	85.07	84.02	86.82	79.70	86.79	88.51	83.92	86.45	84.08	90.43	73.56	75.11	71.22	78.17	79.89
Bats (native mammals)	-	-	-	1.79	13.25	9.62	5.60	4.05	-	1.84	2.73	-	4.76	0.60	-	-	-	8.64	8.24	9.32	5.98	6.37	5.32	1.83	2.09	1.45	2.74	2.89
Birds	25.42	8.39	23.17	5.97	7.43	30.77	15.20	28.38	2.42	48.82	14.24	14.88	7.26	20.74	21.28	20.43	22.59	6.84	5.17	9.65	22.31	27.39	13.83	19.54	16.11	24.66	18.02	15.71
Squamates	65.54	50.97	56.80	46.27	56.83	34.62	17.60	64.86	31.45	32.55	43.28	30.58	31.97	35.44	57.44	56.18	59.39	52.58	53.45	51.13	35.06	38.85	28.72	36.41	35.39	37.94	42.79	42.35
Arthropods	64.97	35.48	29.45	15.52	16.06	21.15	15.20	18.92	29.03	22.83	71.75	27.27	30.39	31.75	36.66	29.65	47.46	15.85	10.92	24.12	17.53	17.20	18.09	41.00	42.68	38.47	35.18	33.91
Anthropogenic refuse	-	-	1.35	0.30	-	-	-	-	19.35	0.52	7.40	3.31	1.81	3.17	0.90	1.48	-	0.12	-	0.32	-	-	-	4.43	3.57	5.73	2.89	2.43

Bird and bat remains were found in 18.0% and 2.7% of scats respectively, while fish remains were found in 1.9% of scats. Traces of anthropogenic refuse were found in only 2.9% of scats. 30.7% of scats were exclusively composed of rodent remains, while 21.8% contained no rodent remains (Fig. 3.2).

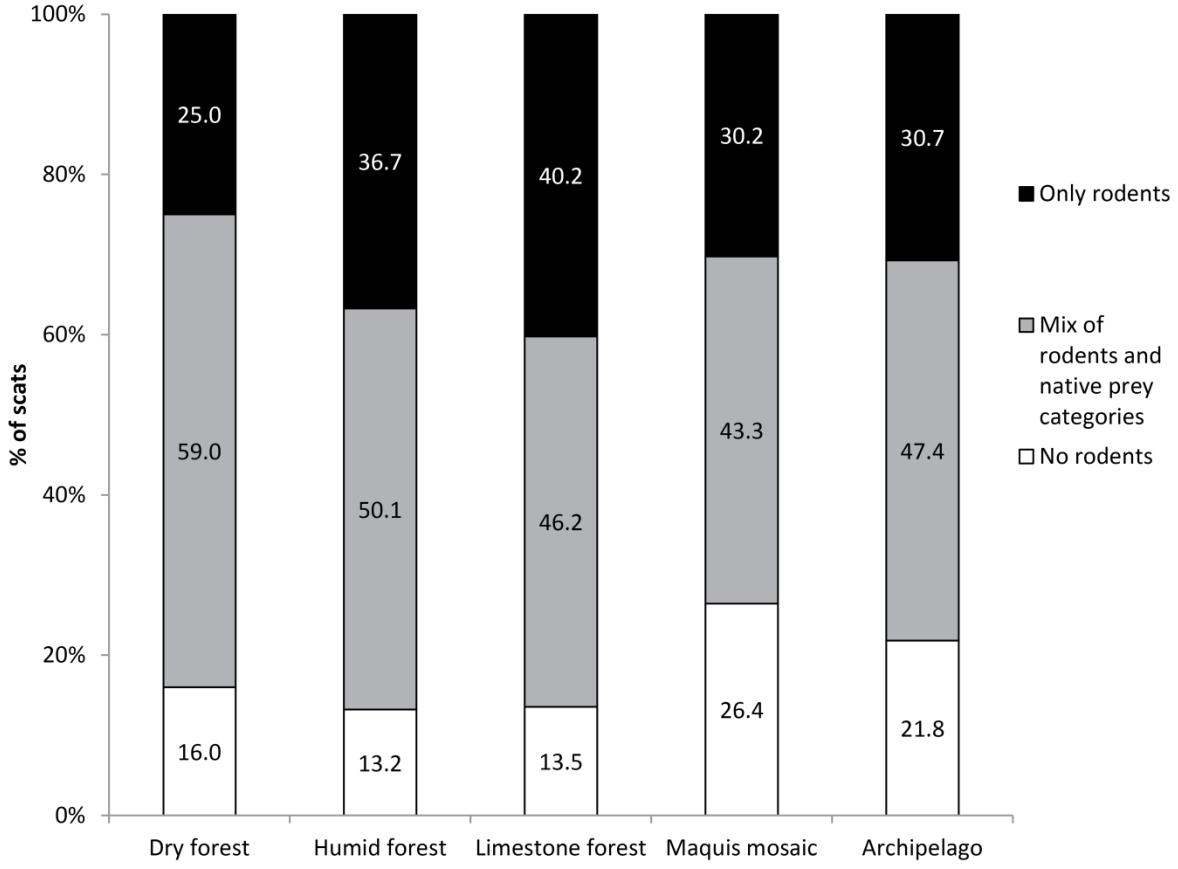


Figure 3.2. Percentage of scats containing only rodent remains (black portion), no rodent remains but remains of the 4 other categories (white portion), a mix of both rodent remains and remains of at least 1 of the 4 other categories (grey portion)

For example, in the limestone forest 40.2% of scats contained only rodent remains, 46.2% contained both rodent remains and native prey remains, while 13.5% contained only native prey remains (Fig. 3.2). In the maquis mosaic 30.2% of scats contained only rodent remains, 43.3% contained both rodent remains and native prey remains, while 26.4% contained only native prey remains (Fig. 3.2).

3.1.3.2. Patterns of predation on different prey types

The GLM describing prey occurrence in cat diet correctly predicted presence and absence (AUC ranging from 0.59 for squamates to 0.78 for arthropods) (Table A.2).

Introduced rodents were the predominant prey category found in the feral cat diet for all habitats and all seasons (Table 3.2, Table A.1). The effect of habitat was significant ($P < 0.001$) on introduced rodent FO, the highest FO for rodents being found in humid forests (86.8%) and the lowest FO being found in maquis mosaic (73.6%). The seasonal effect was significant ($P < 0.001$), with higher frequency found for the dry season (FO = 79.9%) (Table A.2).

Bat remains were found in cat scats in all habitats except the dry forest. The effect of habitat on occurrence of bat remains was significant ($P < 0.001$), the highest FO being found in humid forests (8.6%) and the lowest being found in dry forest and maquis mosaic (0% and 1.8 respectively). There was no effect of season on the FO of bats in cat diets ($P = 0.551$). Pteropodids were predominant among bat remains, composing 95.2% of the scats containing remains of identified bats. Three different Pteropodidae prey were identified: the Ornate Flying Fox (*Pteropus ornatus*), the Pacific Flying Fox (*Pteropus tonganus*) and the New Caledonia Flying Fox (*Pteropus vetulus*), found respectively in 1.53 %, 0.28% and 0.04% of the total scats. Microchiroptera remains were exclusively found in maquis mosaic and in less than 0.06% of the total scats (2.2% of the scats that contained bat remains).

Birds were consumed in all habitats. The effect of habitat ($P < 0.001$) on bird occurrence in the cat diet was significant, the highest FO being found in limestone forest (22.3%) and the lowest FO being found in the humid forest (6.8%). There was an effect of habitat*season ($P < 0.001$). The effect of season ($P < 0.001$) was significant, with higher frequency of birds found for the wet season (21.6%). Procellariiformes were the predominant bird prey (mean FO: 7.5%, highest FO in maquis mosaic and dry forest with 9.8%, 6.8% respectively). Three different species were found: the Tahiti petrel (*Pseudobulweria rostrata*), the Wedge-tailed shearwater (*Ardenna pacifica*), and Gould's petrel (*Pterodroma leucoptera*), respectively in 3.4%, 1.4% and 0.2% of scats. Moreover, 2.5% of scat samples contained Procellariiforme remains that could not be distinguished as either Tahiti or Gould's petrel. Passeriformes were identified in cat scats from all four habitats (mean FO = 1.9%), while Psittaciformes were found exclusively in limestone forest (0.8%, n = 2) and maquis mosaic study sites (0.06%, n = 2). Surprisingly, no remains of

either the adult or young Kagu (*Rhynochetus jubatus*), a flightless New Caledonian endemic bird, were found anywhere including in the 776 feral cat scats collected within the two major bastions of this species ("Grandes Fougères" and "Rivière Bleue" areas).

Squamates were the second most predominant prey category found in cat scats for all habitats and all sampling periods. The effect of habitat ($P < 0.001$) was significant, the highest FO being found in the dry and humid forests (57.4% and 52.6% respectively), and the lowest FO being found in limestone forest (35.1%). There was no effect of season on the FO of squamates in cat diets ($P = 0.327$). Skinks were predominant among squamate remains in cat scats from all habitats and all sampling periods. The highest FO was found in the dry and humid forests (53.2% and 48% respectively). Our study sites host 45 different skink species, 33 of which were present in our scat samples (Fig. 3.3).

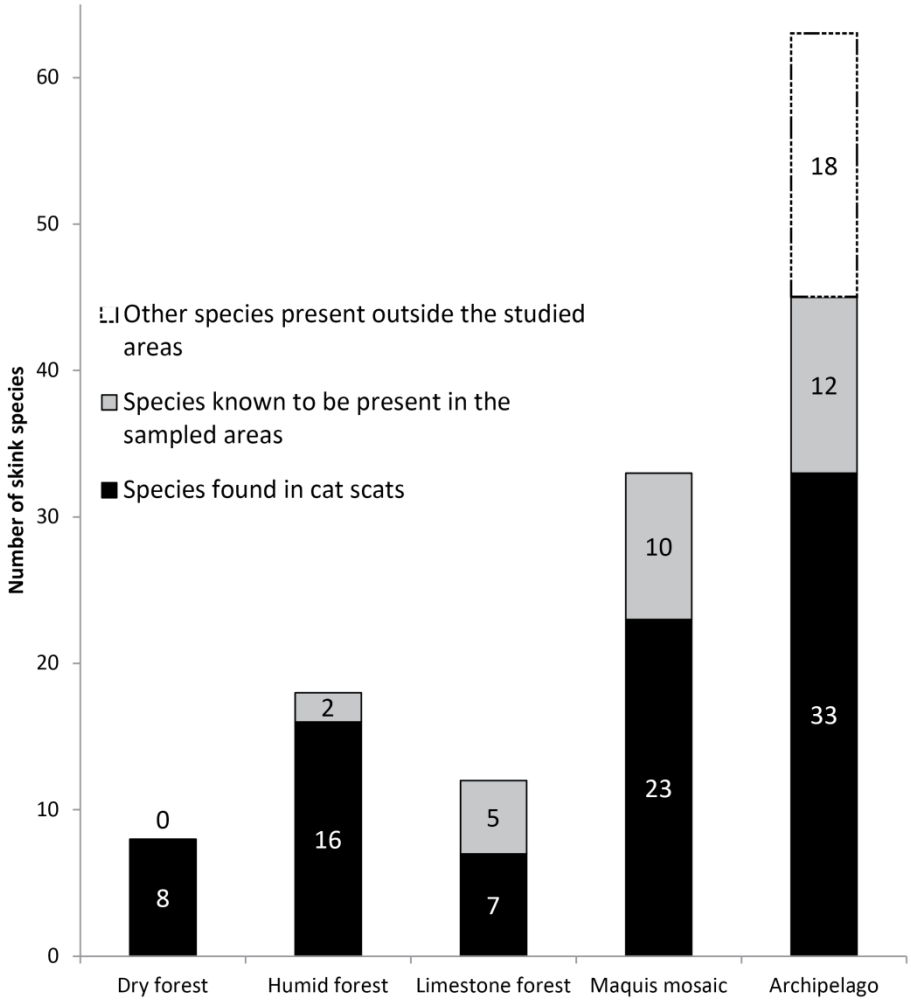


Figure 3.3. Species found in cat scats (black portion), and known to be present in the sampled areas (grey portion), in the different studied habitats.

Feral cats preyed upon a larger number of skink species in the maquis mosaic (23 out of 33 species present) and humid forests (16 out of 18 species present).
Conversely, gecko species were rarely found in the sampled cat scats, whatever the habitat and sampling period (mean FO = 3%) and only two genera were identified (out of 7 endemics).
Arthropods (mainly insects) frequently fell prey to feral cats in all habitats and all seasons. The effect of habitat was significant ($P < 0.001$), the highest FO of arthropods in cat scats being found in the maquis mosaic (41.0%) and the lowest being found in the humid forest (15.8%). There was an effect of habitat*season ($P < 0.001$), and no effect of season on the FO of arthropods in cat diets ($P = 0.06$).

3.1.3.3. Threatened species found in feral cat diet

We identified a minimum of 44 native vertebrate species in the diet of feral cats: 3 bat species, 6 bird species, 2 gecko species, and 33 skink species (Table 3.2). They included 20 IUCN Red-listed threatened species (2 flying fox species, 16 skinks, 1 seabird, 1 parakeet), comprised of 5 CR, 9 EN, and 6 VU species (underlined in Table 3.2), all strictly endemic at species level, except Gould's petrel (endemic at subspecies level). By habitat, the number of IUCN Red-listed threatened species predated by feral cats was 11 for the maquis mosaic, 7 for the humid forest, 3 for the limestone forest and 1 for the dry forest (Fig. 3.4).

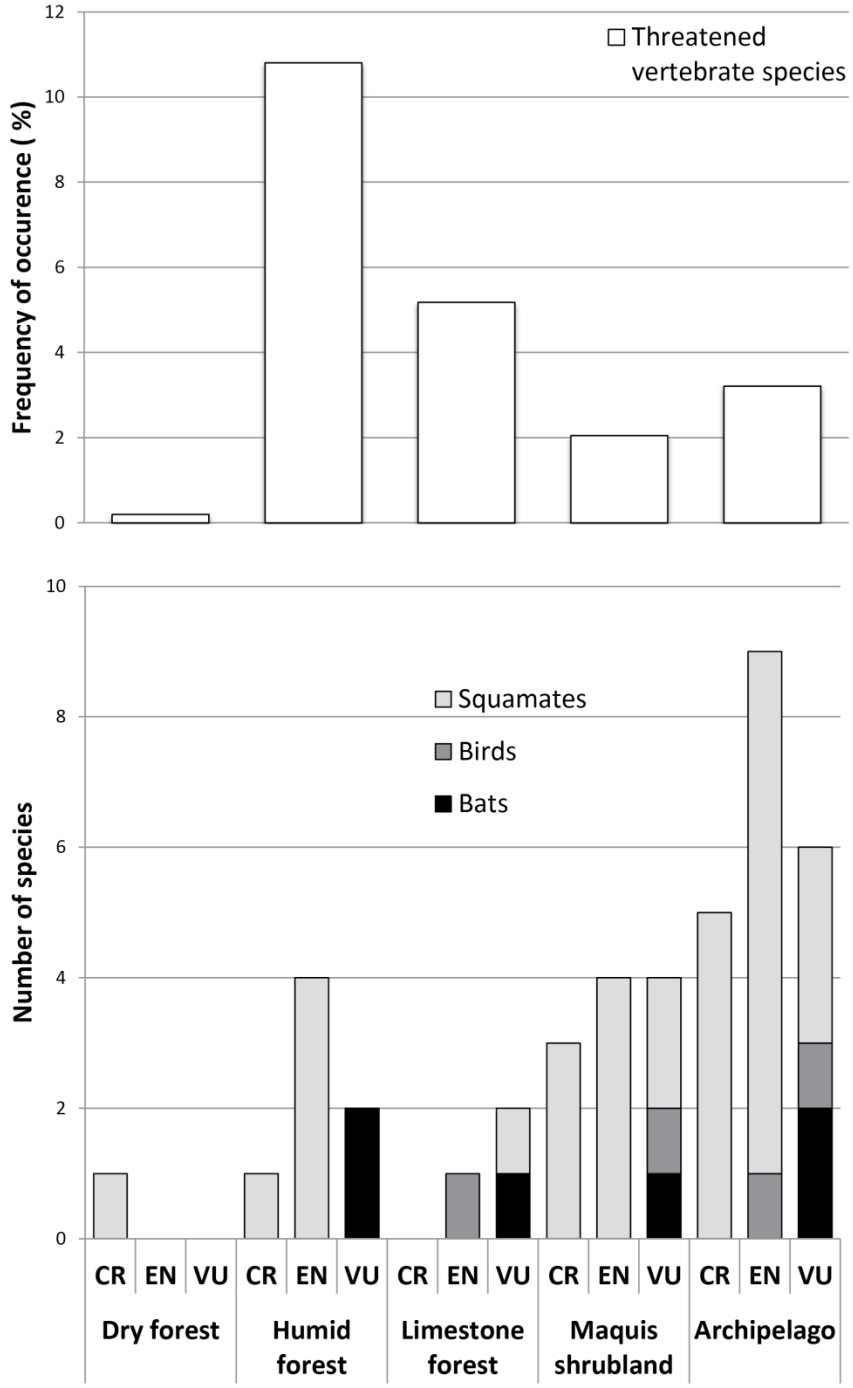


Figure 3.4. Threatened vertebrate species preyed upon by feral cats in New Caledonia: a) Frequency of cat scats containing remains of at least one IUCN Red-listed species, b) Number of threatened species preyed upon by feral cats and their IUCN Red List status: "CR" : Critically Endangered ; "EN" : Endangered ; "VU" : Vulnerable.

The most frequent occurrence of threatened species remains in the cat diet was found in the humid forest (FO = 10.8%), with a significant effect of habitat ($P < 0.001$). The seasonal effect

was significant ($P < 0.01$), the highest FO being found during the dry season (3.76%). The GLM describing threatened species occurrence in cat diet correctly predicted presence and absence (AUC = 0.76) (Table A.2).

3.1.4. Discussion

With 14 different study sites in the same biodiversity hotspot and more than 5 300 scats collected and analyzed, this study constitutes, to the best of our knowledge, the largest original study devoted to feral cat diet analysis on islands to date. Although the abundance of cat scats and the sampling effort differed (Table 3.1), our extensive sampling showed that feral cats have invaded the whole archipelago and are present all year round even in the most remote habitats. No cat diet study had previously been conducted in New Caledonia, despite the fact that it hosts more than 128 endemic vertebrates, of which 82 are endangered species, and that most are known to be potential prey for cats. This study bridges a major gap by considering the feral cat diet at the scale of a whole biodiversity hotspot of prime importance in the tropical Pacific region.

3.1.4.1. Overall cat diet

As traces of anthropogenic refuse and/or industrial food were only found in 2.9% of cat scats, we assumed that most of our samples came from feral cats living independently of human feeding.

Rodent remains were found in 78.2% of feral cat scat samples. This abundant food resource can help sustain feral cat abundance at a high level, thereby exacerbating predation pressure on native wildlife via the "hyperpredation" process (Courchamp et al., 1999; Ringler et al., 2015). This result is consistent with the FO found by Bonnaud et al. (2011) (44.05 ± 28.3, 55 studies).

Apart from rodents that constituted the basis of cat diet in New Caledonia, we found that feral cats fed on a wide range of prey, from small insects to medium-sized birds and mammals (at least 44 species). This result is unsurprising, since feral cats are known to be highly generalist predators (e.g. Doherty et al., 2015a; Peck et al., 2008; Turner and Bateson, 2014). Interestingly, however, this study revealed some rather atypical patterns of predation on native, endemic and threatened species. Notably, we showed that squamates were the primary native prey category in cat diet (42.8% and at least 35 species preyed). This result is consistent with the conclusion given by Bonnaud et al. (2011), showing a negative correlation between reptile consumption and latitude. In New Caledonia, squamates are preyed upon by cats at a higher rate (in FO) than in most islands worldwide, probably due to their high abundance and high species richness (Bauer et al., 2012a; Skipwith et al., 2016; Smith et al., 2007). For example, in Bonnaud et al. (2011) and Doherty et al. (2015a) squamates were found in 34.52 ± 5.22% (15 studies) and in

24.00 ± 3.03% (49 studies) of cat scats respectively. In addition, we observed that 32.5% of scats that contained squamate remains contained more than one individual (on average 1.61 ± 1.45 individuals minimum/scat and ranging between 1 and 29 individuals minimum/scat).

Surprisingly, geckos did not seem to feature in the feral cat diet (FO = 3%) despite their high species richness and abundance in New Caledonia (Skipwith et al., 2016). However, most feral cat diet studies finding high FO of gecko remains were based on gut and stomach contents rather than scat analysis (e.g. Seabrook, 1990; Tidemann et al., 1994). It may be that gecko predation is underestimated in cat scat studies, since few gecko remains are identifiable once the entire digestion process is complete (Zarzoso-Lacoste et al., 2016). This contrasts with skinks, whose scales are resistant to digestive transit and conserve most of their diagnostic characteristics (Jourdan et al., 2014).

Another noteworthy finding on feral cat impact in New Caledonia is the high level of predation on bats (mostly flying foxes) that occurred all year round. Substantial flying fox remains were found in the feral cat diet in three of the four study habitats and nine of the 14 sampling sites. The FO of flying fox remains was often high, with for example 13.1% for one humid forest site. Cat predation on bats is only rarely or marginally reported in diet studies (e.g. Scrimgeour et al., 2012; Doherty et al., 2015a), and predation specifically on flying foxes, as far as we know, in only two studies (Tidemann et al., 1994; Christmas island Australia–predation event-; Vincenot et al., 2015, Japan-potential predation-). The consequences of such predation can be particularly harmful, as flying foxes (i) have few natural predators and consequently present naive behavior, and (ii) are long-lived species with particularly high adult mortality (Voigt and Kingston, 2016). The magnitude of this predation and its impact on flying fox population dynamics has yet to be explored.

The FO of bird remains in feral cat scats (18%) was lower than those generally reported in other studies. Indeed, reviews by Bonnaud et al. (2011) and Doherty et al. (2015a) indicated an average FO for bird remains of respectively 31.93 ± 2.85% (41 studies) and 26.93 ± 2.49% (49 studies). The seasonal pattern for cats' diet was mainly driven by a higher predation on birds during the wet season that is mainly linked with higher seabird presence during the breeding season that occurs between October and May for *Ardenna pacifica* (unpublished results) and *Pterodroma leucoptera* (Bretagnolle and Villard 2007). When seabirds (petrels and shearwaters) were present at our study sites, predation by feral cats was particularly frequent (e.g. FO 38.3% for one of our maquis mosaic mountain sites), with seabirds the main secondary prey after introduced rodents (Keitt et al., 2002; Bonnaud et al., 2015). Tahiti and Gould's petrels were frequently found in the cat diet (FO of remains in cat scats sometimes exceeding 7.9%), although colony locations and size and status of populations remain largely unknown. Cats are efficient predators that can kill both adults and chicks of most small or medium-sized species of seabirds.

Procellariides' naive and clumsy behavior when on the ground makes them particularly vulnerable to introduced predators (Bourgeois and Vidal, 2008; Hilton and Cuthbert, 2010). Due to their long lifespans, low reproductive rates and delayed maturity, the population dynamics of these seabird species is particularly sensitive to adult mortality (e.g. Le Corre, 2008). The feral cat's impact on these seabirds simply adds to the other anthropogenic threats these species face, both on land (breeding habitat degradation due to mining activities, artificial light, other invasive predators, etc.) and at sea ('by-catches' in fishing operations, marine resource depletion, global change consequences, etc.) (e.g. Croxall et al., 2012).

Counter-intuitively, the analysis of 776 feral cat scats collected at two different sites harboring high Kagu densities did not reveal any predation on this endangered and iconic flightless New Caledonian bird. Feral cats have been directly responsible for the extinction of numerous bird species (e.g. Doherty et al., 2016b), especially small and medium-sized flightless island bird species, generally considered highly vulnerable to introduced alien predators (Roots, 2006). Although the Kagu is within the size and weight ranges of feral cat prey (Bonnaud et al., 2011), we hypothesize that the Kagu may have developed efficient defensive behavior (Hunt et al., 1996), which could explain why no cat predation was detected.

It was not possible to be as accurate in identifying arthropod prey species because of the high diversity of this group and taxonomic uncertainties. However, feral cats appear to have preyed upon a large range of arthropods, from small cicada to large crustaceans, with an overall mean FO of 35.2% comparable to the FO found by Doherty et al. 2015a (average FO for arthropods remains of 36.15 ± 2.78%). As shown in several studies (Bonnaud et al., 2011; Doherty et al., 2015a; Konecny, 1987; Medina and Garcia, 2007), insects were the main arthropod prey, especially Coleoptera, Orthoptera, Hemiptera, Hymenoptera and Phasmatodea. Arthropods are more preyed upon by cats during the wet season whatever the habitat, except for maquis mosaic habitat. However for maquis mosaic FOs of arthropods in cat diet were particularly high for both seasons compared with others studied habitats. As maquis mosaic habitat on ultramafic soils showed lower productivity and lower resources availability (Barré et al. 2010), especially during the dry season, cats switch to alternative and secondary resources resulting in higher predation on arthropods.

Genetic analysis of gut/scat contents (e.g. barcoding) would likely improve identification of the most cryptic prey and of prey groups, like geckos, with few identifiable post-digestion remains (Zarzoso-Lacoste et al., 2016). It would also make it possible to distinguish between species indistinguishable by macroscopic analysis, such as *Pterodroma leucoptera* / *Pseudobulweria rostrata* and *Pteropus tonganus* / *Pteropus vetulus.*

3.1.4.2. Unprecedented numbers of threatened species in cat diet

Feral cats in New Caledonia were here shown to prey upon at least 20 IUCN globally threatened mammal (2), squamate (16) and bird (2) species. Bonnaud et al. (2011) and Doherty et al. (2015a) listed 29 and 16 IUCN threatened species predated by feral cats. While our sampling effort was extensive, this impact is even likely to have been underestimated: our geographic range did not cover the distribution areas of some highly restricted endemic species, yet feral cats appear to roam even in the most remote places.

Therefore this study adds at least 44% to the number of IUCN threatened species found in feral cat diet studies on islands (including Australia). It shows that New Caledonia hosts 30.8% of the IUCN threatened species revealed by diet studies of feral cats on the world's islands. Representing only 0.12% of the world's island land area, the New Caledonian archipelago is the smallest biodiversity hotspot on earth. The greatly underestimated impact it faces from feral cats is therefore unacknowledged and disproportionate. Although feral cats are known to be among the most damaging species introduced to islands (Doherty et al., 2016b), their global impact on insular fauna has so far been underestimated due to the lack of studies on islands with high biodiversity value. This intensive assessment of the feral cat threat to New Caledonian biodiversity argues strongly for investigating the feral cat diet and impacts on other islands that harbor high biodiversity and endemism rates but where there have been few or no investigations, especially in the Pacific: Polynesian, Micronesian and Melanesian islands (Bonnaud et al., 2011; Nogales et al., 2013).

3.1.4.3 Conservation and management implications

Feral cats are known to have contributed significantly to island vertebrate extinctions and declines worldwide (Doherty et al., 2015; Medina et al., 2011; Woinarski et al., 2015). Understanding and reducing their impacts is thus considered essential for threatened and endemic species conservation; cat population management has generally involved reducing populations through lethal operations (Keitt et al., 2011; Russell et al., 2016). Effective feral cat management (especially eradications) on numerous islands generally has positive effects on native biodiversity conservation (e.g. Jones et al., 2016). Although recent actions succeeded in eradicating cats from large uninhabited islands (Dirk Hartog island: 62 000 ha, Marion island: 29 000 ha) (Campbell et al., 2011; Parkes et al., 2014), such an outcome is currently unachievable for even larger islands like the New Caledonian main island (1.66 million ha) and most of its principal satellite islands. Furthermore, the companion status of domestic cats, and the human presence on most New Caledonian islands, create additional constraints and obstacles for eradication or large-scale control of feral cats (e.g. Glen et al., 2013).

New Caledonia is a small, emancipated insular country with limited resources, not yet fully committed to and experienced in invasive predator management (Beauvais et al., 2006). However, an action plan is currently being drawn up by the local environmental authorities, and the results of this study prompted them to list feral cats among the top-five priority species for future management in New Caledonia. Given the limited resources available for conservation programs and the high costs associated with lethal control of invasive predators, we recommend that future actions be prioritized based on the urgency of conservation situations (most impacted and endangered native species). The first target should be geographical areas of manageable size already offering some management facilities and support (e.g. protected or managed natural areas with competent staff and conservation means). Our findings show that feral cats affect a wide range of threatened species in New Caledonia in various habitats. However, they indicate that cat predation upon IUCN-listed threatened species is more intensive and wide-ranging in maquis mosaic and humid forest habitats. Consequently, we recommend that feral cat management actions be conducted on sites key to threatened species conservation, i.e. in humid and maquis mosaic habitats, particularly areas with abundant flying-fox rookeries, petrel colonies and micro-endemic endangered squamate populations. As the maquis mosaic habitat is used extensively for mining activities (Pascal et al., 2008), such cat control programs could be implemented and funded under a biodiversity offsetting approach (Holmes et al., 2016).

We also recommend preventing cat arrival in the rare remaining areas not yet colonized, namely some isolated or near-shore islets (Doherty et al., 2016a), which often constitute unique refuges for endangered fauna. Other islets harboring small feral cat populations might also be good candidates for future, fairly straightforward eradication projects coupled with subsequent biosecurity measures.

In addition to 'classical' lethal actions (control or eradication), alternative management approaches recently developed elsewhere should be considered for inclusion in the New Caledonian feral cat management strategy currently being elaborated, especially exclusion fencing. Finally, cost-benefit analyses could go a long way towards optimizing management strategy and conservation gains from the actions to be implemented (Doherty and Ritchie, 2017).

3.1.5. Appendices

Appendix 1: Description of the four studied habitats

The dry forest is composed of a mosaic of sclerophylous and mesic forest, plus shrubby vegetation with primary and secondary formations, on sedimentary rocks. These forests have a low (< 15 m) canopy and mean annual rainfall is less than 1,100 mm (Jaffré et al., 1993; Jaffré et al., 2012). The flora endemism rate is 59.2% (Morat et al., 2012), and this forest is the most endangered vegetation type (Gillespie and Jaffré, 2003). The remaining patches (1-2% of the former range) are located mainly on the west coast (< 300 m above sea level) and cover 450 km^2 (Bouchet et al., 1995; Isnard et al., 2016). The humid forest is composed of rain forest on metamorphic rocks. These forests have a high canopy (20-30 m) (Ibanez et al., 2014) and mean annual rainfall is between 1 300 and 3 500 mm (Jaffré et al., 2012). The flora endemism rate is 83% (Morat et al., 2012). This habitat covers 1 800 km^2 of New Caledonia. The maquis mosaic is composed of maquis shubland and continuous rain forest mosaic present on ultramafic rocks. The maquis has heathy or scrubby vegetation with a low woody stratum (50 cm-7 m), while the rain forest on this substrate reaches 20-30m. Mean annual rainfall is between 1 300 and 3 500 mm. (Jaffré et al., 2012). The maquis mosaic and rain forest flora endemism rates are respectively 96.9% and 96.4% (Isnard et al., 2016). This mosaic habitat covers 5 600-5 700 km^2 of New Caledonia. The limestone forest is composed of rain forest vegetation on calcareous rocks. These forests have a high (20-30m) canopy (Morat et al., 2001) and mean annual rainfall is between 1 300 and 1 800 mm. (Jaffré et al., 2012). The endemism rate of flora is about 52% (Morat et al., 2001). This habitat covers 900 km^2 of New Caledonia, mainly on Loyalty Islands and incidentally on Isles of Pines.

Appendix 2: Details of feral cat diet analyses, and main remains found for prey identification

For introduced rodents, hair, bone fragments and teeth were the remains most frequently found in scat samples, while partial jaws were occasionally found. The identification was limited to introduced rodents, since our study's natural sites contain almost exclusively the ship rat *R. rattus* and Polynesian rat *R. exulans* (Pascal et al., 2006; Theuerkauf & Rouys, 2008).

For bats, hair and bone fragments were the remains most frequently found, while claws, teeth and head bones were occasionally found. Microchiroptera identification to species level was impossible due to the lack of discriminating criteria and limited knowledge of the species present in New Caledonia. Flying foxes were identified to species level by comparing claw sizes, hair colors and undulations with reference collections.

For birds, feathers and bone fragments were the remains most frequently found, while claws and beaks were occasionally found. Since feather remains were highly degraded, bird identification was principally limited to Order (Zarzoso-Lacoste et al., 2016). To discriminate Passeriformes and Procellariiformes from other birds, size and morphology of feather and claw remains were used. Odor was used as a complementary discriminatory tool: Procellariiformes are renowned for their strong, musky personal scent (Bonadonna et al., 2007) which was persistent in cat scat samples (Palmas P. pers. obs.). Existing knowledge on the distribution of the three species of Procellariiformes present at our study sites (Tahiti Petrel, *Pseudobulweria rostrata*; Gould's petrel, *Pterodroma leucoptera*; Wedge-tailed shearwater, *Ardenna pacifica*) allowed us to discriminate them in most cases.

Interestingly, it was possible to discriminate the flightless Kagu, *Rhynochetos jubatus* (IUCN Red List 2016-3). We used the specific morphology and color of feathers for adults and down for chicks. Two of our study sites (Grandes Fougères and Rivière Bleue) were important bastions for this species.

For squamates, bones, jaws and scales were the remains most frequently found, while undigested legs and pieces of tail were occasionally found. Jaws, head bones and scales were used to discriminate skink from gecko taxa. For geckos, size and morphology of jaws were used to discriminate between genera. For skinks, scale morphology analysis (general form, size, pit and ridge numbers and positions) was used as an innovative and efficient tool for species identification.

For Arthropods, the remains most frequently found were cuticle fragments, legs, cephalic capsules and wings. Because of the high diversity of this group and the lack of a large reference collection, discrimination was limited to Order level.

Additional references

BirdLife International, 2016. *Rhynochetos jubatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22692211A93341677. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22692211A93341677.en. Downloaded on 20 February 2017.

Bonadonna, F., Miguel, E., Grosbois, V., Jouventin, P., & Bessiere, J. M., 2007. Individual odor recognition in birds: an endogenous olfactory signature on petrels' feathers? J. Chem. Ecol. 33, 1819–1829.

Bouchet P.H., Jaffre T. and Veillon J.M. 1995. Plant extinction in New Caledonia: protection of sclerophyll forests urgently needed. Biodiversity and Conservation 4, 415–428.

Gillespie, T.W. and Jaffré, T., 2003. Tropical dry forests in New Caledonia. Biodiversity and Conservation 12, 1687. doi:10.1023/A:1023649831355

Jaffré,T., Morat, P., and Veillon, J.M., 1993. Etude floristique et phytogéographique de la forêt sclérophylle de Nouvelle-Calédonie. Bulletin du Museum National d'Histoire Naturelle, Botanique Series 15: 107–147.

Jaffré, T., Rigault, F., Muzinger, J., 2012. Végétation. In: Atlas de la Nouvelle Calédonie. IRD edition, Marseille. Planche 16, 77-80.

Morat, P., Jaffré, T.,Veillon, J.M., 2001. The flora of New Caledonia's calcareous substrates. Adansonia sér 3, 109–127

Morat, P., Jaffré, T., Tronchet, F., Munzinger, J., Pillon, Y., Veillon, J. M., Chalopin, M., 2012. Le référentiel taxonomique Florical et les caractéristiques de la flore vasculaire indigène de la Nouvelle-Calédonie. Adansonia sér 3, 177–219. doi:10.5252/a2012n2a1

Pascal, M., Barré N., De Garine-Wichatitsky, M., Lorvelec, O., Frétey, T., Brescia, F., and Jourdan., H., 2006. Les peuplements néo-calédoniens de vertébrés : invasions, disparitions. Cédérom. Pp. 111-162 in: M.-L. Beauvais et al. (Eds.), Les espèces envahissantes dans l'archipel néocalédonien. IRD Éditions, Paris, France.

Theuerkauf, J., and Rouys, S., 2008. Etude de l'impact des mammifères introduits et de la perte d'habitat sur les oiseaux endémiques de Nouvelle-Calédonie. CEPA Magazine 18, 13-16

Appendix 2

Table A. 1. Overall diet composition of *Felis catus* on New Caledonia archipelago, expressed in frequency of occurrence (%FO) of prey categories found in cat scats from all study habitats. For vertebrate species, IUCN Red List Conservation status is given in brackets with CR, critically endangered; EN, endangered; VU, vulnerable; NT, near threatened; DD, data deficient (IUCN, 2016). For vertebrate species, threatened species are in bold.

	Study sites														Habitat / Season													
	Gouaro Deva	Nekoro	Pindaï	Grandes Fougères	Mont Panié	Ile des Pins	Lifou	Ouvéa	Bois du Sud	Doumaos	Koyaéo	Plaine des Lacs	Rivière Bleue	Thiebaghi	Dry forest			Humid forest			Limestone forest			Maquis mosaic			Archipelago		
															Total	Dry	Wet	Total	Dry	Wet	Total	Dry	Wet	Total	Dry	Wet	Total	Dry	Wet
Mammals	69.49	91.61	86.10	92.54	93.78	94.23	95.20	83.78	72.58	57.74	60.82	93.39	80.05	85.37	84.02	86.82	79.70	93.28	94.83	90.68	91.63	89.17	95.74	74.66	76.24	72.29	80.10	81.83	77.43
Rodents (introduced mammals)	69.49	91.61	86.10	91.64	83.53	84.62	91.20	79.73	72.58	56.96	58.88	93.39	77.32	85.07	84.02	86.82	79.70	86.79	88.51	83.92	86.45	84.08	90.43	73.56	75.11	71.22	78.17	79.89	75.53
Bats (native mammals)	-	-	-	1.79	13.25	9.62	5.60	4.05	-	1.84	2.73	-	4.76	0.60	-	-	-	8.64	8.24	9.32	5.98	6.37	5.32	1.83	2.09	1.45	2.74	2.89	2.51
Megachiroptera	-	-	-	1.79	13.05	9.62	5.60	4.05	-	1.57	2.51	-	4.31	0.53	-	-	-	8.52	8.05	9.32	5.98	6.37	5.32	1.65	1.94	1.22	2.61	2.77	2.37
***Pteropus ornatus* (VU)**	-	-	-	1.19	7.43	9.62	3.20	1.35	-	0.52	1.82	-	2.49	0.15	-	-	-	4.92	5.36	4.18	3.98	4.46	3.19	0.95	1.07	0.76	1.53	1.72	1.23
Pteropus tonganus (LC)	-	-	-	0.30	1.41	-	-	-	-	-	0.23	-	1.13	-	-	-	-	0.96	0.96	0.96	-	-	-	0.21	0.31	0.08	0.28	0.34	0.19
***Pteropus vetulus* (VU)**	-	-	-	-	0.40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.24	0.38	-	-	-	-	-	-	-	0.04	0.06	-
P. tonganus / P. vetulus	-	-	-	0.30	2.81	-	0.80	-	-	0.26	-	-	0.68	0.15	-	-	-	1.80	1.15	2.89	0.40	0.64	-	0.18	0.20	0.15	0.41	0.34	0.52
Pteropus sp.	-	-	-	-	1.00	-	1.60	2.70	-	0.79	0.46	-	-	0.23	-	-	-	0.60	0.19	1.29	1.59	1.27	2.13	0.31	0.36	0.23	0.35	0.31	0.43
Microchiroptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	0.00	-	0.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.09	0.05	0.15	0.06	0.03	0.09
Unidentified bats	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00	-	0.00	0.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.12	0.10	0.15	0.07	0.06	0.09
Birds	25.42	8.39	23.17	5.97	7.43	30.77	15.20	28.38	2.42	48.82	14.24	14.88	7.26	20.74	21.28	20.43	22.59	6.84	5.17	9.65	22.31	27.39	13.83	19.54	16.11	24.66	18.02	15.71	21.57
Psittaciformes	-	-	-	-	-	-	-	2.70	-	-	-	0.83	0.23	-	-	-	-	-	-	-	0.80	1.27	2.13	0.06	0.10	0.15	0.07	0.12	0.19
Cyanoramphus saisseti (NT)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.83	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.03	0.05	0.08	0.02	0.03	0.05
***Eunymphicus uvaeensis* (EN)**	-	-	-	-	-	-	-	2.70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.80	1.27	2.13	-	-	-	0.04	0.06	0.09
Unidentified Parakeet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.03	0.05	0.08	0.02	0.03	0.05
Passeriformes	4.52	3.23	3.44	0.90	1.81	19.23	-	-	0.81	0.26	1.03	8.26	1.59	1.58	3.30	2.97	3.81	1.44	0.77	2.57	3.98	6.37	-	1.50	1.63	1.30	1.94	1.97	1.90
Microeca flaviventris (LC)	-	-	0.45	-	-	-	-	-	-	0.26	0.34	-	-	0.38	0.30	0.49	0.76	-	-	-	-	-	-	0.28	0.46	0.69	0.22	0.37	0.57
Unidentified passerine	4.52	3.23	2.54	0.90	1.81	19.23	-	-	0.81	-	0.68	8.26	1.59	1.21	3.00	2.47	3.05	1.44	0.77	2.57	3.98	6.37	-	1.22	1.17	0.61	1.72	1.60	1.33
Procellariformes	0.56	-	10.01	1.19	0.80	1.92	-	5.41	-	38.32	7.74	-	-	7.92	6.79	5.27	9.14	0.96	0.57	1.61	1.99	1.27	3.19	9.75	5.97	15.42	7.47	4.74	11.66
Ardenna pacifica (LC)	0.56	-	10.01	0.60	-	-	-	5.41	-	-	-	-	-	-	6.79	5.27	9.14	0.24	-	0.64	1.59	0.64	3.19	-	-	-	1.38	1.02	1.94
Pseudobulweria rostrata (NT)	-	-	-	0.60	0.60	1.92	-	-	-	0.79	7.74	-	-	7.92	-	-	-	0.60	0.57	0.64	0.40	0.64	-	5.38	4.03	7.40	3.42	2.56	4.74
***Pterodroma leucoptera* (VU)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.34	0.41	0.23	0.21	0.25	0.14
P. rostrata / P.leucoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	34.65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.04	1.53	7.79	2.46	0.92	4.84
Unidentified Procellariidae	-	-	-	-	0.20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.12	-	0.32	-	-	-	-	-	-	0.02	-	0.05
Unidentified birds*	20.34	4.52	10.76	3.88	4.82	9.62	15.20	22.97	1.61	11.02	6.83	6.61	5.67	13.73	11.49	12.52	9.90	4.44	3.83	5.47	16.33	19.75	10.64	9.75	10.15	9.16	9.56	10.04	8.82
Squamates	65.54	50.97	56.80	46.27	56.83	34.62	17.60	64.86	31.45	32.55	43.28	30.58	31.97	35.44	57.44	56.18	59.39	52.58	53.45	51.13	35.06	38.85	28.72	36.41	35.39	37.94	42.79	42.35	43.48
Geckos	0.56	1.29	1.35	3.58	2.21	-	-	-	2.42	6.56	3.30	3.31	2.27	4.22	1.20	0.82	1.78	2.76	3.64	1.29	-	-	-	3.88	3.82	3.97	3.02	3.05	2.99
Bavayia sp	-	-	0.15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.08	0.10	0.16	-	-	-	-	-	-	-	0.03	-	0.08	0.04	0.03	0.05
Rhacodatylus auriculatus (LC)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.16	-	0.45	0.83	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.98	1.33	0.46	0.60	0.80	0.28
Rhacodactylus leachianus (LC)	-	-	-	-	0.20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.12	0.19	0.32	-	-	-	-	-	-	0.02	0.03	0.05
Rhacodatylus sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	0.81	3.67	-	0.83	0.23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.52	0.46	0.61	0.32	0.28	0.38
Unidentified geckos	0.56	1.29	1.20	3.58	2.01	-	-	-	1.61	2.89	2.73	2.48	1.36	3.54	1.9	0.66	1.78	2.64	3.45	1.29	-	-	-	2.84	2.80	2.90	2.35	2.37	2.32
Skinks	62.15	49.03	51.72	40.00	53.41	26.92	12.00	55.41	23.39	21.78	39.64	28.93	24.26	29.34	53.15	51.57	55.58	48.02	50.77	43.41	27.89	33.12	19.15	30.30	31.92	27.86	37.21	38.68	34.95
Caesoris novaecaledoniae (LC)	-	-	-	-	3.61	-	-	-	-	-	-	-	0.45	-	-	-	2.16	3.45	-	-	-	-	0.18	0.10	0.31	0.45	0.62	0.19
Caledoniscincus aquilonius (NT)	-	-	-	-	6.22	-	-	-	-	-	0.34	-	-	0.30	-	-	-	3.72	5.17	1.29	-	-	-	0.21	0.20	0.23	0.71	0.95	0.33
Caledoniscincus atropunctatus (LC)	0.56	-	-	0.30	-	-	-	-	-	-	0.11	-	-	0.30	0.10	-	0.25	0.12	0.19	-	-	-	-	0.15	0.10	0.23	0.13	0.09	0.19
***Caledoniscincus auratus* (EN)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.03	-	0.08	0.02	-	0.05
Caledoniscincus austrocaledonicus (LC)	-	9.68	3.74	0.30	0.80	-	-	-	-	0.26	0.46	0.83	0.23	0.30	4.00	4.78	2.79	0.60	0.96	-	-	-	-	0.34	0.31	0.38	1.05	1.23	0.76
Caledoniscincus bodoi (LC)	-	-	-	-	-	5.77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.20	1.91	-	-	-	-	0.06	0.09	-
Caledoniscincus festivus (LC)	-	-	0.75	0.30	0.20	-	-	-	-	-	0.57	-	-	0.08	0.50	0.66	0.25	0.24	0.19	0.32	-	-	-	0.18	0.10	0.31	0.24	0.22	0.28
Caledoniscincus haplorhinus (LC)	7.34	18.06	7.62	1.19	0.60	-	0.80	-	1.61	-	0.57	3.31	0.68	0.23	9.19	6.43	13.45	0.84	0.38	1.61	0.40	-	1.06	0.52	0.56	0.46	2.18	1.60	3.08
***Caledoniscincus notialis* (VU)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.83	2.27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.34	0.10	0.69	0.21	0.06	0.43
***Caledoniscincus orestes* (EN)**	-	-	-	-	1.20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.72	0.77	0.64	-	-	-	-	-	-	0.11	0.12	0.09
Caledoniscincus sp.	33.90	7.10	30.49	8.06	17.67	-	0.80	-	1.61	0.52	6.38	0.83	2.27	9.05	27.47	25.04	31.22	13.81	16.09	9.97	0.40	0.64	-	5.84	5.97	5.65	10.87	10.90	10.81
***Celatiscincus simillis* (EN)**	-	-	-	-	5.82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.48	4.98	0.96	-	-	-	-	-	-	0.54	0.80	0.14
Cryptoblepharus novocaledonicus (LC)	3.39	0.65	0.60	-	-	1.92	-	-	-	-	-	-	-	-	1.10	-	2.79	-	-	-	0.40	0.64	-	-	-	-	0.22	0.03	0.52
Emoia cyanura (LC)	-	-	-	-	-	-	0.80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.40	-	1.06	-	-	-	0.02	-	0.05
***Emoia loyaltiensis* (VU)**	-	-	-	-	-	-	4.00	9.46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.78	4.46	5.32	-	-	-	0.22	0.22	0.24
Epibator nigrofasciolatus (LC)	7.34	12.90	4.48	5.67	11.24	25.00	4.80	44.59	0.81	1.84	4.56	-	1.59	2.94	6.29	5.60	7.36	9.00	11.11	5.47	20.72	26.11	11.70	2.87	2.65	3.21	5.30	5.70	4.69
***Gracilisncus shonae* (VU)**	-	-	-	-	-	-	-	-	0.81	0.26	-	-	0.45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.12	-	0.31	0.07	-	0.19
***Kanakysaurus viviparus* (EN)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.73	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.70	0.71	0.69	0.43	0.43	0.43
***Kanakysaurus zebratus* (EN)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.28	0.41	0.08	0.17	0.25	0.05
***Lioscincus steindachneri* (EN)**	-	-	-	-	11.85	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7.08	8.05	5.47	-	-	-	-	-	-	1.10	1.29	0.81
***Lioscincus vivae* (CR)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5.01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.35	1.27	1.45	0.82	0.77	0.90
***Marmorosphax taom* (CR)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.62	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.47	1.58	1.30	0.90	0.95	0.81
Marmorosphax tricolor (LC)	-	-	-	25.37	5.62	-	-	-	2.42	2.10	6.95	1.65	4.31	-	-	-	-	13.57	13.03	14.47	-	-	-	2.84	3.01	2.60	3.85	3.91	3.75
***Nannoscincus exos* (CR)**	-	-	-	-	1.81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.08	1.53	0.32	-	-	-	-	-	-	0.17	0.25	0.05
***Nannoscincus hanchisteus* (CR)**	-	1.94	0.75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.80	1.15	0.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.15	0.22	0.05
***Nannoscincus manautei* (CR)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.18	0.31	-	0.11	0.18	-
***Nannoscincus slevini* (EN)**	-	-	-	2.09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.84	0.19	1.93	-	-	-	-	-	-	0.13	0.03	0.28
Nannoscincus sp. nov ?	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.38	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.15	0.25	-	0.09	0.15	-
***Phasmasaurus maruia* (EN)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6.95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.86	1.84	1.91	1.14	1.11	1.19
Phasmasaurus tillieri (NT)	-	-	-	2.99	-	-	-	-	-	2.36	-	3.31	0.23	-	-	-	-	1.20	0.57	2.25	-	-	-	0.43	0.41	0.46	0.45	0.34	0.62
Phoboscincus garnieri (LC)	-	-	0.15	-	1.61	-	2.40	2.70	-	0.52	0.57	-	-	0.83	0.10	-	0.25	0.96	0.77	1.29	1.99	1.91	2.13	0.55	0.76	0.23	0.60	0.68	0.47
Sigaloseps deplanchei (NT)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.83	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.03	0.05	-	0.02	0.03	-
Tropidoscincus boreus (LC)	-	-	-	5.97	15.06	-	-	-	-	-	2.05	-	-	0.98	-	-	-	11.40	11.30	11.58	-	-	-	0.95	0.92	0.99	2.35	2.37	2.32
Tropidoscincus variabilis (LC)	-	-	-	-	-	-	-	-	16.13	9.19	-	22.31	17.23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.83	4.28	5.65	2.95	2.59	3.51
Unidentified skink	18.64	17.42	10.76	9.85	7.43	1.92	-	1.35	4.84	7.87	15.49	2.48	2.95	13.05	13.19	15.49	9.64	8.40	9.00	7.40	0.80	1.27	-	11.04	14.02	6.56	10.55	12.87	6.97
Unidentified squamates	7.91	1.94	10.91	11.94	5.62	7.69	6.40	12.16	5.65	8.92	9.23	2.48	7.71	6.64	8.99	9.88	7.61	8.16	6.13	11.58	8.37	7.64	9.57	7.55	6.27	9.47	7.95	6.99	9.44
Arthropods	64.97	35.48	29.45	15.52	16.06	21.15	15.20	18.92	29.03	22.83	71.75	27.27	30.39	31.75	36.66	29.65	47.46	15.85	10.92	24.12	17.53	17.20	18.09	41.00	42.68	38.47	35.18	33.91	37.13
Insects	64.41	35.48	29.45	15.52	16.06	21.15	15.20	18.92	29.03	22.83	71.75	27.27	30.39	31.75	36.56	29.65	47.21	15.85	10.92	24.12	17.53	17.20	18.09	41.00	42.68	38.47	35.16	33.91	37.08
Fish	-	-	1.79	-	0.20	-	-	5.41	1.61	0.52	0.57	-	15.87	0.30	1.20	1.15	1.27	0.12	-	0.32	1.59	1.91	1.06	2.54	2.91	1.98	1.87	2.06	1.56
Plant material	16.38	33.55	10.91	12.24	5.82	11.54	8.80	5.41	9.68	14.17	12.64	4.96	11.56	13.05	15.38	15.49	15.23	8.40	5.75	12.86	8.37	6.37	11.70	12.44	11.47	13.89	12.17	11.06	13.89
Anthropogenic refuse	-	-	1.35	0.30	-	-	-	-	19.35	0.52	7.40	3.31	1.81	3.17	0.90	1.48	-	0.12	-	0.32	-	-	-	4.43	3.57	5.73	2.89	2.43	3.60

Appendix 3

Table A. 2. Generalized Linear Model (GLM) results for the relationship between habitat, season and habitat and season interaction and occurrence of each prey in cat diet. AUC values assess the accuracy of our model predictions. *P < 0.05, **P < 0.01, ***P < 0.001, D.f, degrees of freedom

		Pr(>Chi)	Deviance explained	D. f.	AUC
rodents	habitat	**< 2e-16*** **	0.024	5348	0.601
	season	**<0.001*** **			
	habitat*season	0.067			
bats	habitat	**<2e-16*** **	0.109	5348	0.755
	season	0.551			
	habitat*season	0.595			
birds	habitat	**< 2e-16*** **	0.030	5348	0.612
	season	**<0.001*** **			
	habitat*season	**<0.001*** **			
squamates	habitat	**<2e-16*** **	0.026	5348	0.598
	season	0.327			
	habitat*season	0.147			
arthropods	habitat	**< 2e-16*** **	0.044	5348	0.779
	season	0.064			
	habitat*season	**<0.001*** **			
IUCN_sp	habitat	**< 2e-16*** **	0.121	5348	0.761
	season	**0.007** **			
	habitat*season	**0.011***			

Appendix 4

Table A. 3. Generalized Linear Model (GLM) parameters and results by modality for each effect; habitat, season and habitat and season interaction and occurrence of each prey in cat diet. *P < 0.05, **P < 0.01, ***P < 0.001.

		Estimate	Std. Error	z value	Pr(>|z|)
Rodents	(Intercept)	0.772	0.056	13.745	< 2e-16***
	data_R$Habitat_txtLimestone_forest	-0.163	0.115	-1.426	0.154
	data_R$Habitat_txtMaquis_mosaic	-0.442	0.063	-7.030	<0.001***
	data_R$Habitat_txtDry_forest	-0.065	0.076	-0.858	0.391
	data_R$seasonW	-0.169	0.090	-1.864	0.062
	data_R$Habitat_txtLimestone_forest:data_R$seasonW	0.413	0.191	2.165	0.030*
	data_R$Habitat_txtMaquis_mosaic:data_R$seasonW	0.058	0.101	0.576	0.564
	data_R$Habitat_txtDry_forest:data_R$seasonW	-0.071	0.121	-0.587	0.557
	(Intercept)	-2.454	0.153	-16.086	< 2e-16***
Bats	data_R$Habitat_txtLimestone_forest	-0.267	0.351	-0.761	0.447
	data_R$Habitat_txtMaquis_mosaic	-1.403	0.218	-6.428	<0.001***
	data_R$Habitat_txtDry_forest	-17.022	417.320	-0.041	0.967
	data_R$seasonW	0.130	0.240	0.540	0.589
	data_R$Habitat_txtLimestone_forest:data_R$seasonW	-0.316	0.598	-0.527	0.598
	data_R$Habitat_txtMaquis_mosaic:data_R$seasonW	-0.499	0.367	-1.359	0.174
	data_R$Habitat_txtDry_forest:data_R$seasonW	-0.130	665.178	0.000	1.000
Birds	(Intercept)	-2.935	0.192	-15.257	< 2e-16***
	data_R$Habitat_txtLimestone_forest	1.796	0.246	7.304	<0.001***
	data_R$Habitat_txtMaquis_mosaic	1.197	0.201	5.968	<0.001***
	data_R$Habitat_txtDry_forest	1.459	0.212	6.870	<0.001***
	data_R$seasonW	0.647	0.265	2.439	0.015*
	data_R$Habitat_txtLimestone_forest:data_R$seasonW	-1.413	0.413	-3.417	0.001***
	data_R$Habitat_txtMaquis_mosaic:data_R$seasonW	-0.170	0.277	-0.614	0.539
	data_R$Habitat_txtDry_forest:data_R$seasonW	-0.533	0.300	-1.780	0.075
Squamates	(Intercept)	-0.268	0.061	-4.376	<0.001***
	data_R$Habitat_txtLimestone_forest	-0.441	0.143	-3.082	0.002**
	data_R$Habitat_txtMaquis_mosaic	-0.560	0.072	-7.745	<0.001***
	data_R$Habitat_txtDry_forest	0.076	0.083	0.918	0.359
	data_R$seasonW	-0.066	0.102	-0.648	0.517
	data_R$Habitat_txtLimestone_forest:data_R$seasonW	-0.308	0.254	-1.212	0.226
	data_R$Habitat_txtMaquis_mosaic:data_R$seasonW	0.154	0.118	1.309	0.191
	data_R$Habitat_txtDry_forest:data_R$seasonW	0.154	0.134	1.149	0.251
Arthropods	(Intercept)	-2.157	0.133	-16.279	< 2e-16***
	data_R$Habitat_txtLimestone_forest	0.490	0.234	2.094	0.036*
	data_R$Habitat_txtMaquis_mosaic	1.571	0.137	11.464	< 2e-16***
	data_R$Habitat_txtDry_forest	1.113	0.152	7.308	<0.001***
	data_R$seasonW	0.870	0.176	4.942	<0.001***
	data_R$Habitat_txtLimestone_forest:data_R$seasonW	-0.814	0.357	-2.284	0.022*
	data_R$Habitat_txtMaquis_mosaic:data_R$seasonW	-1.006	0.185	-5.438	<0.001***
	data_R$Habitat_txtDry_forest:data_R$seasonW	-0.266	0.205	-1.294	0.196
IUCN_species	(Intercept)	-1.923	0.119	-16.187	< 2e-16***
	data_R$Habitat_txtLimestone_forest	-1.508	0.463	-3.259	0.001**
	data_R$Habitat_txtMaquis_mosaic	-1.863	0.192	-9.706	< 2e-16***
	data_R$Habitat_txtDry_forest	-3.791	0.717	-5.287	<0.001***
	data_R$seasonW	-0.841	0.258	-3.256	0.001***
	data_R$Habitat_txtLimestone_forest:data_R$seasonW	1.852	0.626	2.959	0.003**
	data_R$Habitat_txtMaquis_mosaic:data_R$seasonW	0.594	0.365	1.628	0.104
	data_R$Habitat_txtDry_forest:data_R$seasonW	-11.921	314.173	-0.038	0.970

3.2. A conservation paradox: endangered and iconic flightless Kagu (*Rhynochetos jubatus*) apparently escape feral cat predation

Illustrations :

a. Cagou dans son milieu naturel (© Eric Vidal)
b. Chat haret et Cagou déployant ses ailes (© Jean-Marie Guilbot)

Résumé:

Les chats harets sont parmi les espèces invasives les plus dommageables pour la biodiversité insulaire. Ils sont directement responsables de nombreuses extinctions d'oiseaux à travers le monde et particulièrement d'espèces insulaires de petite et moyenne tailles non volantes. Notre étude vise à évaluer la menace que représente le chat haret pour une espèce d'oiseau non volant emblématique et endémique (le cagou, *Rhynochetos jubatus*). Cette espèce est classée par l'UICN comme en danger d'extinction en Nouvelle Calédonie. Nous avons évalué la prédation par le chat haret au travers de la collecte et l'analyse de 772 fèces de chat haret provenant de deux sites abritant les deux plus grosses populations de cagou. Etant donné que les cagous se reproduisent toute l'année, huit sessions trimestrielles ont été conduites par site sur deux années. Etonnement, aucun évènement de prédation sur cette espèce en danger n'a été mis en évidence alors qu'elle possède ayant toutes les caractéristiques d'un looser en théorie de la conservation : espèce non volante ne montrant pas de comportement évident de fuite et ayant une stratégie de reproduction de type, et qui est dans la gamme de poids des proies consommées par les chats harets. Ainsi, contre intuitivement, la prédation par le chat haret n'est pas un enjeu majeur pour la conservation du Cagou. Nous recommandons une gestion multi-spécifique pour minimiser la menace directe et indirecte que représentation les mammifères invasifs sur les populations de cagou subsistantes qui restent fragiles et confinées à des aires limitées.

Cette partie correspond à l'article soumis suivant :

Palmas P., Jourdan H., Debar L., Bourguet E., Rigault F., Bonnaud E. & Vidal E. A conservation paradox: endangered and iconic flightless Kagu (*Rhynochetos jubatus*) apparently escape feral cat predation. Soumis à Ibis.

3.2.1. Introduction

Domesticated thousands of years ago (Driscoll et al. 2007) and subsequently introduced by humans on islands worldwide, the domestic cat *Felis catus* has generally reached sustainable and even flourishing feral populations (Nogales et al. 2013). Feral cats are known to prey intensively upon native fauna, leading to numerous island species extinctions, extirpations and endangerment (e.g., Medina et al. 2011; Doherty et al. 2016). Feral cats feed on a wide range of prey, from large birds and medium-sized mammals exceeding 1-2 kg to small invertebrates (e.g., Bonnaud et al. 2011; Doherty et al. 2015). Cats are involved in the recent extinction of 63 insular vertebrate species (40 bird, 21 mammal, and 2 reptile species; 26% of all recent extinctions) (Doherty et al. 2016).

The dramatic loss of native island species has been mainly attributed to island prey naïveté (Carthey & Banks 2014). Endemic island flightless and ground-nesting birds are extremely vulnerable to introduced predators, especially feral cats (Steadman et al. 2006; Roots et al. 2006; Woinarski et al. 2017). Among the 40 bird species recently extinct (since AD 1500) partly or totally due to cat predation, at least 12 were flightless (Doherty et al. 2016; Supporting information).

Cats have been introduced in New Caledonia around 1860 by European settlers and are now present in a wide range of habitats, even in most remote areas (Beauvais et al., 2006; Palmas et al., 2017). Throughout the New Caledonian archipelago, feral cats prey upon at least 44 native vertebrate species ranging from small insects to medium-sized birds and mammals (e.g. about 400 g for *Pseudobulweria rostrata*, Brooke et al. 2004) (Palmas et al. 2017). Surprisingly, no remains of a flightless New Caledonian endemic bird, the Kagu (*Rhynochetus jubatus*), were found anywhere among the cat scats collected (n = 5356) from the 14 study sites of a previous larger study (Palmas et al. 2017). This intriguing result requires deepening through a detailed examination of the feral cat diet into the two major bastions for this bird species.

The Kagu *Rhynochetos jubatus* is an iconic endangered flightless ground-nesting forest bird endemic to New Caledonia (South Pacific) (S1 Fig1). Weighing c. 900 g, it combines all the vulnerability traits typical of island conservation "losers": flightlessness, K-selected traits, absence of shared evolutionary history with predators (Roots et al. 2006, Steadman et al. 2006, Hunt 1997). Kagu populations, found mainly in inland forested mountainous regions of the New Caledonia main island (Grande Terre), are now fragmented among patches of rainforest remnant habitat (Hunt 1997; BirdLife International 2016). During the last century a general decline was observed for this species, mainly through habitat loss, forest fragmentation, and potentially direct and indirect impact from invasive species like dogs, rats, pigs, deer (Warner 1948; Hunt et

al. 1996). The Kagu has been IUCN red-listed as Endangered (EN) and in 2016, the whole-island monitoring reported ca. 2,000 wild Kagu individuals (BirdLife International 2016), with 75.3% of the recorded individuals distributed in two major natural reserves (BirdLife International 2016), the focused sites of our study. Until arrival of first human settlers, 3200 years ago, Kagu should be considered as among the major native top predators in natural forests, with an absence of native mammalian predators. This credited this species as a potential naïve species against predators. Though, all potential mammalian predators against the Kagu have been introduced to New Caledonia by humans, either Austronesian settlers 3,200 years ago (Polynesian rat, *Rattus exulans*) or European colonizers around 1860 (dogs, cats, black rats *Rattus rattus*, brown rats *Rattus norvegicus*, pigs, Beauvais et al. 2006). Feral cats are now widespread throughout the Kagu distribution range and considered a major threat to this species (BirdLife International 2016), although the literature offers no clear evidence of cat predation (Hunt 1997; Rouys & Theuerkauf 2003; Gula et al. 2010).

Here, we used scat sampling and analysis to assess feral cat predation on the two main remnant populations of the Kagu, seeking to list the feral cat among the cocktail of threats endangering this iconic endemic bird. To complement this trophic approach, we then examined, across all island bird species known worldwide to be preyed upon by feral cats, their morphological traits (i.e. weight and flight ability) to better understand if Kagu is in the feral cat prey range.

3.2.2. Materials and Methods

3.2.2.1 Study site

We conducted this study in the two New Caledonian nature reserves housing the two major remaining Kagu populations (BirdLife International 2016) (Fig. 3.5).

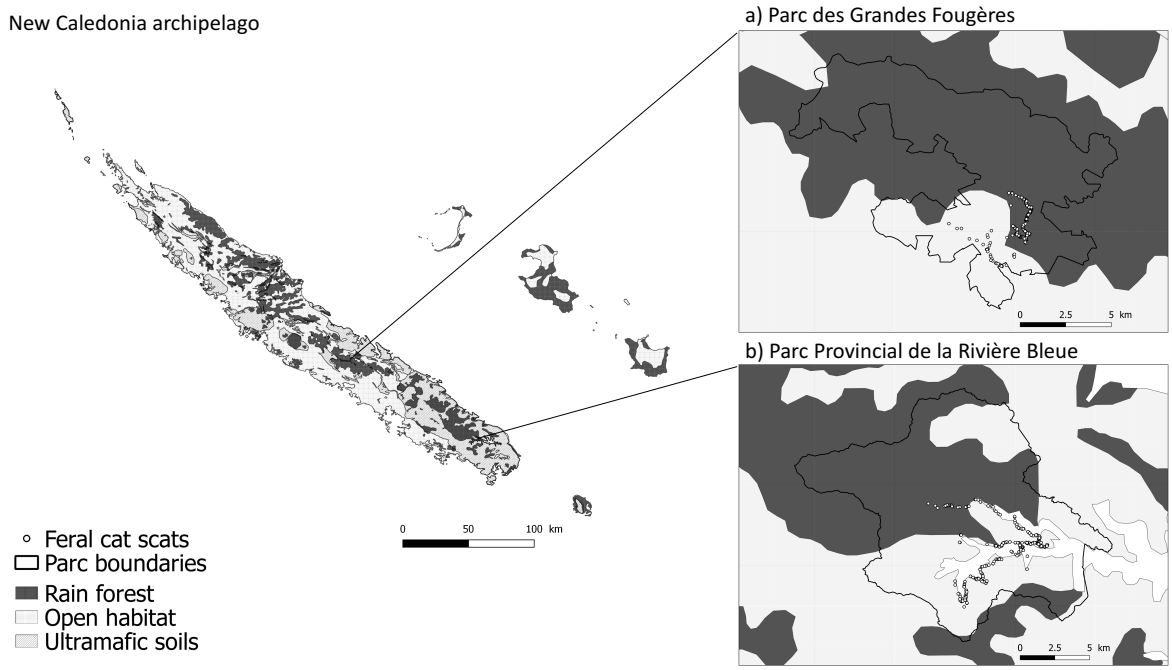


Figure 3.5. Location of the two New Caledonian nature reserves housing the main Kagu populations; a) The Parc des Grandes Fougères (PGF) ; b) The Parc Provincial de la Rivière Bleue (PPRB). Circles indicate the location of collected and analyzed feral cat scats.

The Parc des Grandes Fougères (PGF) covers 45.45 km² of mainly rain forest vegetation on metamorphic soil. This forest has a high canopy (20-30 m) with a dense understorey, dominated by Arecaceae, Sapindaceae, Meliaceae, Monimiaceae (Ibanez et al., 2014). The floral endemism rate reaches 83% (Morat et al., 2012). The mean annual rainfall is between 1 500 and 2 000 mm (Meteo France 2007). This habitat covers 1 800 km² of New Caledonia. The Parc Provincial de la Rivière Bleue (PPRB) covers 220.68 km² of mosaic habitat composed of rain forest vegetation and maquis shrubland on ultramafic soil (Isnard et al. 2016). The forest canopy reaches 20-30m. Mean annual rainfall is between 2 500 and 3 500 mm (Meteo France 2007). The maquis has heathy or scrubby vegetation with a low woody stratum (50 cm-7 m). The maquis mosaic and rain forest flora endemism rates are respectively 96.9% and 96.4% (Isnard et al., 2016). This mosaic habitat is dominated by Arecaceae, Sapindaceae, Meliaceae, Monimiaceae (Ibanez et al. 2014) and covers 5 600-5 700 km² of New Caledonia.

3.2.2.2 Feral cat scat sampling and prey identification

We studied the feral cat diet by analyzing scats collected along paths used by cats (Turner & Bateson 2014; Bonnaud et al. 2015a) over 2 consecutive years in each reserve. For each field session, the cumulative sampling length effort cover 30.2 km for PPRB and 12.1 km for PGF. As Kagus reproduce year- round, except in January and February, our sampling design covered the

whole breeding cycle, including the most vulnerable stages (incubation, chick rearing period) (Barré et al. 2013). Cat scats were georeferenced, stored in individual Ziploc bags, and frozen until analysis. We analyzed 335 scats for PGF and 437 scats for PPRB, which each represent a sampling effort considered robust and significant (n > 100) to track even a rare prey remain (Bonnaud et al., 2011). Scat sampling at both sites took place in areas where Kagu presence had been confirmed (Meriot et al. 2009; Boissenin 2012) and kagus were regularly been observed during scat sampling. Scats were dissected by washing over a 0.5 mm mesh size sieve and separating items like hair, feathers, bone fragments, claws, teeth, beaks, jaws, skink scales and arthropod chitin fragments. We compared each item to reference material for assignment to one of the six main prey categories: introduced rodents, bats, birds, squamates, invertebrates and fishes. Kagu remains available in our reference collection included beaks, claws and different type of feathers for adults and down for chicks.

3.2.2.3 Data analyses

For each type of cat prey, we calculated the Frequency of Occurrence (FO) per scat (Bonnaud et al. 2015a). We used Levins' Standardized formula for Niche Breadth (Levins' SNB) (Krebs 1999) to calculate diet breadth: BA=(B-1)/(n-1), where B =$1/\Sigma pi^2$ with *pi* the fraction of prey item *i* in the diet (Σ pi = 1.0) and n the number of prey categories in the predator's diet. BA ranges from 0 to 1, where a value close to 0 represents a narrow niche and one close to 1, a broad niche.

2.1.1.4. Statistical analyses

We conducted all statistical analyses with R 3.0.3 software (R core Team 2014) using "pROC" (Fawcett 2006). We ran (i) Chi-square tests for homogeneity to test site effect on overall cat diet composition by comparing the FO of the six prey categories (ii) Generalized Linear Models (GLM) to test site effect on occurrence of each prey in cat diet [in R: glm (response ~ site), family = binomial (link= "cloglog")]. We used area under the ROC-curve plot (AUC) to assess the accuracy of our model predictions (Fielding & Bell 1997). AUC values commonly range from 0.5 to 1.0 prediction corresponding respectively to a random and perfect prediction.

3.2.3. Results

Overall cat diet composition differed between the two sites ($p < 0.001$) (Fig. 3.6). Cats had a wider standardized Levins' niche breadth in PPRB (Levins' SNB = 0.52) than in PGF (Levins' SNB = 0.30).

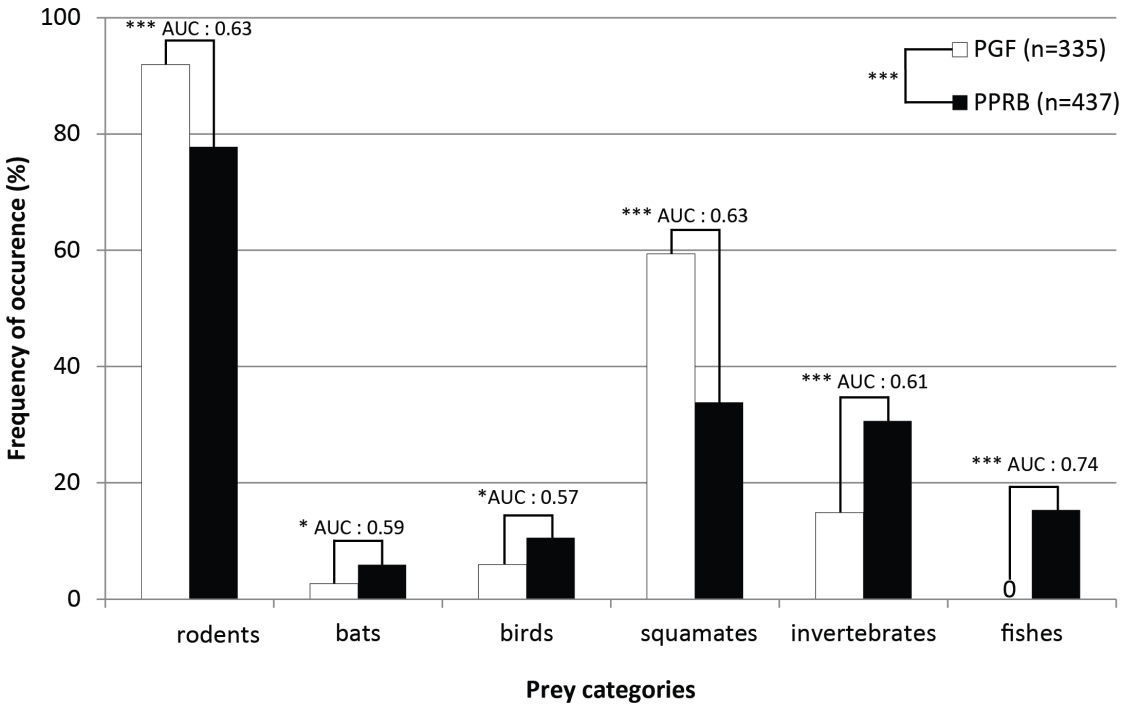


Figure 3.6. Frequency of occurrence (FO) of feral cat prey categories in the two study sites (n = 772). * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, and *** $p < 0.001$; the area under the ROC-curve plot (AUC) ranging from 0.5 to 1.0 indicates the accuracy of model predictions.

The GLM describing prey occurrences in the cat diet correctly predicted presence and absence (AUC ranging from 0.57 for birds to 0.78 for fishes) (Fig. 3.6, Table 3.3).

Table 3.3. Results of (a) Chi-square tests for homogeneity to test site effect on overall cat diet composition by comparing the FO of the six prey categories (b) GLM to test site effect on occurrence of each prey in cat diet including AUC values for assessing the accuracy of our model predictions

	Chi-squared	df	p-value
(a)	112.1	5	< 2.2E-16

(b)	Deviance explained	Pr(>Chi)	AUC
rodents	0.044	0.000	0.629
bats	0.017	0.026	0.593
birds	0.012	0.023	0.572
squamates	0.047	1.29E-12	0.627
invertebrates	0.032	2.21E-07	0.607
fishes	0.178	< 2.2E-16	0.738

The all-prey groups showed significant differences: higher FO of rodents and squamates for PGF and higher FO of bats (mainly flying foxes), birds, invertebrates and fishes for PPRB (Fig. 3.6, Table 3.3).

For PGF and PPRB passerines were the predominant bird prey (in 14.3% and 14.8% of the scats containing bird remains respectively) (S1 Table), followed by seabirds for PGF (in 9.5% of scats containing bird remains). For PPRB, no seabird remains were found in cat scats. Surprisingly, no remains of either adult or young Kagu were found among the 772 feral cat scats collected within these bastions of this species.

On worldwide islands and considering only birds over 400g, island birds preyed upon by feral cats include at least 46 different species whose 14 are flightless, belonging to Sphenisciformes (10), Gruiformes (2), Apterygiformes (1), Casuariiformes (1) and weighing from 850 to 4,000 g. (Fig. 3.7). For island mammals, feral cats are known to prey upon at least 33 species over 400g (Bonnaud et al. 2011; Doherty et al. 2015; Fig. 3.7).

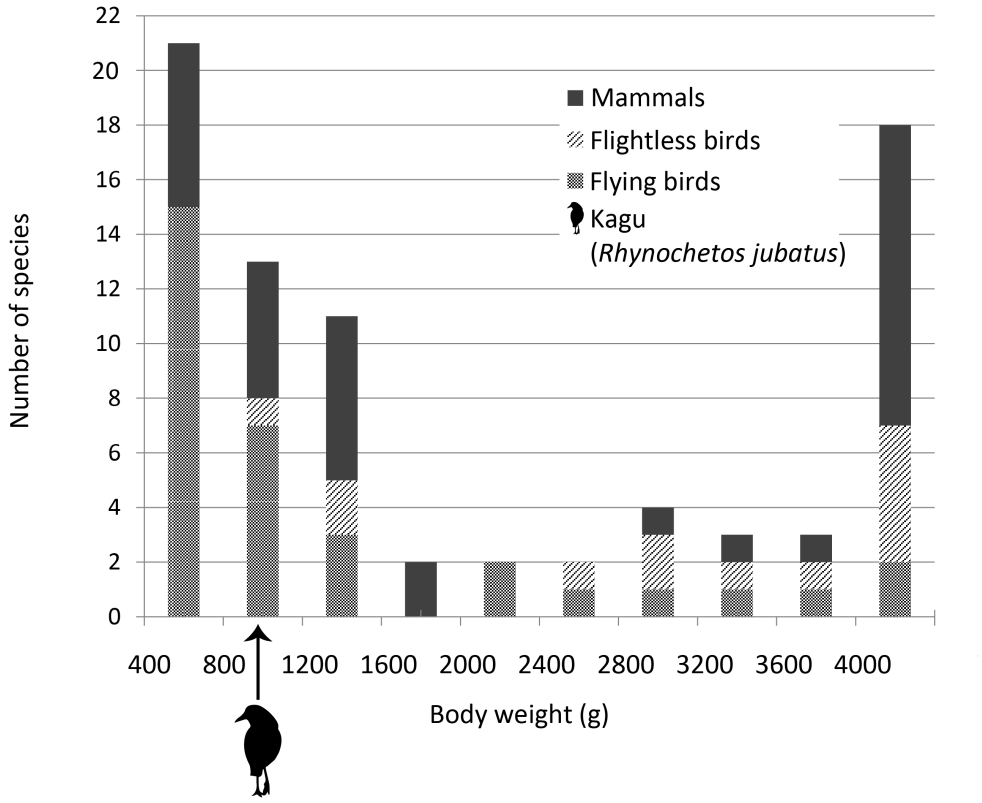


Figure 3.7. Body-size frequency distribution of medium- to large-sized vertebrate species known to be consumed by feral cats on islands (weight ≥400g) (preyed species and median weight from : Bonnaud et al. 2011; Doherty et al. 2015; Birdlife International 2017; Avibase 2017; Myers et al. 2017). The arrow indicates the position of *Rhynochetos jubatus* according to median adult weight.

3.2.4. Discussion

3.2.4.1. Pattern of feral cat diet

Feral cats showed a broader niche in PPRB than in PGF, preying upon a wider range of prey with higher FOs, except for introduced rodents and squamates. FOs of flying fox remains were significant, higher in PPRB than in PGF. Predation on stranded fish (*Tilapia sp.*) in PPRB occurred over a short period corresponding to a seasonal massive drop in water levels of surrounding lakes. Such high FO (15.3%) for this prey group is striking and rarely mentioned in other cat diet studies. Cat predation on invertebrates (mostly insects) is frequent and comparable to the FO found previously on islands (mean of 32.57% (SD 4.9) in Bonnaud 2011, mean 36.15% (SD 2.78) in Doherty et al. 2015, FO: 30.7% in PPRB) despite the poor nutritive value of this small, unpalatable prey (Turner & Bateson 2014). These diet patterns, particularly in PPRB, suggest that feral cats look for alternative resources possibly involving higher foraging effort. This is consistent with the few resources available in PPRB, less productive than PGF due to ultramafic soil constraints (Theuerkauf et al. 2017).

3.2.4.2. Kagu traits: vulnerability and management implications

Counter-intuitively, no Kagu remains were found in the 772 feral cat scats analyzed, despite the abundant Kagu populations in both study sites (around 1000 and 500 individuals respectively for PGF and PPRB) (Meriot et al. 2009; Boissenin 2012). Island feral cats prey upon a large range of vertebrate species weighing from few grams to several kilograms (e.g., Bonnaud et al. 2015a). Considering only birds and mammals over 400g, prey include at least 79 different species on the world islands (46 birds, 33 mammals) (Bonnaud et al. 2011; Doherty et al. 2015; Fig. 3.7).

Moreover, cats prey upon a total of 14 flightless bird species belonging to Sphenisciformes (10), Gruiformes (2), Apterygiformes (1), Casuariiformes (1) and weighing from 850 to 4,000 g. (Fig. 3.7). Any predation on prey of over 4,000 g. could be related to scavenging (Forsyth et al. 2014), as mean feral cat weight is from 2,400 to 4,000 g (Burbidge & McKenzie 1989; Moseby et al. 2006; Goltz et al. 2008).

Consequently, the Kagu (adults around 900 g) is clearly in the feral cat prey range. Moreover, its flightlessness strongly increases vulnerability to predation, for instance by wild dogs (e.g., Hunt et al. 1996). Kagus were regularly seen at short distances during our cat scat collecting, evidence of their naïve and confident behavior. However, Kagu adults may also have developed effective defensive behavior, which further behavioral investigations could confirm. One strategy when approached is "opening their wings to display their black and white banded primary feathers" (Hunt et al. 1996), thereby conveying their large size as a deterrent to cats. Another is cooperative behavior, which may reduce predation on chicks (Theuerkauf et al. 2009). Nor could the hypothesis of Kagu toxicity for feral cats be discarded (high heavy metal concentrations in Kagu feathers revealed by Theuerkauf et al. 2017).

While morphological diet studies have contributed greatly to our understanding of invasive species' diets, the method may be constrained by resolution detection and identification, particularly for rare prey (Zarzoso-Lacoste et al. 2016). Using DNA-based methods (e.g., metabarcoding) would help to confirm the absence or extreme rarity of Kagus in the cat diet.

Even though predation by cats has by far the strongest deleterious effect on native island bird wildlife (e.g., Medina et al. 2011, Bonnaud et al., 2015), to date this flightless, endangered and endemic bird seems to have escaped any direct threat. However, cats were found to prey extensively upon skinks and terrestrial arthropods, two of the main prey groups for the Kagu (Létocart & Salas 1997). There may thus be an indirect threat from competition for food (e.g., Medina et al. 2014) between the Kagu and cats, especially when resources are limited (Guilbert et al. 1994; Barré et al. 2010).

We conclude that feral cat predation is not yet a major issue for Kagu conservation. However, we recommend multi-species management to mitigate the direct and indirect threats of invasive mammal (Griffith 2011) to the remaining Kagu populations, still fragile and confined to limited areas.

Supporting Information

A blanknote of French Pacific territories showing the iconic Kagu (S1 Fig.). A list of extinct flightless bird species due (at least partially) to cat predation is available below (S1 Table). The authors are solely responsible for the content and functionality of these materials. Queries (other than absence of the material) should be directed to the corresponding author.

3.2.5. Supporting Information

S1 Fig. Previous (a) and current (b) banknote of French Pacific territories showing pictures of Kagu (1000XPF = 8.99 USD)

S1 Table. List of flightless bird species extinct due (at least partially) to cat predation (derived from Doherty et al. 2016)

Extinct bird species	Synonyms	References (see below)
Aphanapteryx bonasia		a
Cabalus modestus		b
Gallinula nesiotis		c
Hypotaenidia dieffenbachii	*Gallirallus dieffenbachii*	d
Hypotaenidia owstoni		e
Hypotaenidia pacifica		f
Hypotaenidia poeciloptera	*Nesoclopeus poecilopterus*	g
Mundia elpenor		h
Pezophaps solitaria		i
Traversia lyalli		j
Upupa antaios		k
*Zapornia sandwichensis***		l
*Dryolimnas augusti**		m
*Porphyrio paepae**		n

* flightless character probable only

** probably extinct before human arrival

a. BirdLife International. 2016. *Aphanapteryx bonasia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22728884A94999673. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016 3.RLTS.T22728884A94999673.en. (accessed April 2017)

b. Tennyson, A.J.D. 2013. Chatham Island rail. In Miskelly, C.M. (ed.) New Zealand Birds Online. Available from www.nzbirdsonline.org.nz

c. Beintema, AJ. 1972. The history of the Island Hen *Gallinula nesiotis*, the extinct flightless gallinule of Tristan da Cunha. Bulletin of the British Ornithologists' Club **92:**106-113.

d. Trewick, SA. 1997. Sympatric flightless rails *Gallirallus dieffenbachii* and *G. modestus* on the Chatham Islands, New Zealand; morphometrics and alternative evolutionary scenarios. Journal of the Royal Society of New Zealand **27:**451-464.

e. BirdLife International. 2016*. Hypotaenidia owstoni.* The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22692441A93353974. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22692441A93353974.en. (accessed April 2017)

f. BirdLife International. 2016. *Hypotaenidia pacifica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22692450A93354380. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22692450A93354380.en.(accessed April 2017)

g. Taylor, B. 2017. Bar-winged Rail (*Nesoclopeus poecilopterus*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.). Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona. Avalaible from http://www.hbw.com/node/53607 (accessed April 2017).

h. BirdLife International. 2012. *Mundia elpenor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012:e.T22728746A38307793. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012-1.RLTS.T22728746A38307793.en (accessed April 2017)

i. Livezey B.C. 1993. An ecomorphological review of the dodo (*Raphus cucullatus*) and solitaire (*Pezophaps solitaria*), flightless Columbiformes of the Mascarene Islands, Journal of Zoology **230:**247-292

j. Southey, I. 2013. Lyall's wren. In Miskelly, C.M. (ed.) New Zealand Birds Online. Avaiblable from www.nzbirdsonline.org.nz

k. BirdLife International. 2016. *Upupa antaios*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22728670A94993541. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22728670A94993541.en. (accessed April 2017).

l. Olson, Storrs L., 1999, Hawaiian Rail *Zapornia sandwichensis*, The CornellLab of Ornithology, Bird of North America. Available from https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/hawrai/introduction (accessed April 2017)

m. BirdLife International. 2016. *Dryolimnas augusti*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T62258591A95193478. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T62258591A95193478.en. (accessed April 2017)

n. Kirchman J.J. and Steadman D.W. 2006. New Species of Rails (Aves: Rallidae) from an Archaeological Site on Huahine, Society Islands. Pacific Science **60:**281-297

Chapitre 4.

4. Utilisation de l'espace par les populations de chat haret

Illustrations :

c. Chat haret en train d'être équipé d'un collier de type « I Got U »
d. Agent IRD (Frédéric Rigault) en train de traquer un chat haret à l'aide d'une antenne réceptrice VHF
e. Chat haret anesthésié photographié après la pose d'un collier GPS de type SIRTRACK
f. Chat haret équipé d'un collier GPS de type SIRTRACK, capturé par un piège non létal du modèle WIRETRAINERS® CatTrap

4.1. Etude des déplacements de chats harets dans le contexte d'une ressource alimentaire abondante mais localisée

Résumé :

Une meilleure connaissance des patrons de prédations saisonniers et de l'utilisation de l'espace par les chats harets peut permettre de mieux appréhender les impacts occasionnés et d'orienter les futures opérations de contrôle des populations de ce prédateur invasif. L'utilisation de la télémétrie GPS permet d'obtenir des données précises sur les déplacements réalisés, la taille des territoires des individus et l'utilisation des habitats et des ressources. Dans le cadre de ce travail, nous avons en particulier cherché à connaître les patrons spatiaux et temporels de la prédation exercée par la population de chats harets au niveau d'une presqu'île recouverte de forêt sèche et abritant à son extrémité une importante colonie de puffins fouquets (*Ardenna pacifica*). L'analyse du régime alimentaire de ce prédateur invasif (n=669 fèces analysées) combinée à l'équipement d'individus avec des colliers GPS, nous a permis d'acquérir des informations sur l'utilisation de l'espace par les chats harets (i.e. tailles des territoires par mesure des MCP100%, KDE95% et KDE50%, distances parcourues, rythmes et horaires de déplacements). Ces différents éléments ont notamment été étudiés à différentes périodes du cycle reproducteur de cette espèce d'oiseau marin (avant, pendant et après l'envol). Les puffins fouquets constituent une proie importante pour la population de chats harets (fréquence d'occurrence de restes de puffins dans les fèces : 9,68 ± 7,18 % sur l'ensemble cycle annuel) et le prélèvement réalisé semble concerner différentes classes d'âge, particulièrement les adultes reproducteurs et jeunes oiseaux à l'envol. Les données GPS obtenues (n chats harets = 11 et en moyenne 4017 ± 3101 points de localisation par individu) mettent en évidence de très grands territoires pour les mâles et des petits territoires pour les femelles. Ces dernières sont principalement localisées à proximité de la colonie ou des ressources anthropiques. Les chats harets équipés se sont avérés très mobiles (distance moyenne parcourue : 6513 ± 4378 m. jour^{-1}) et ont montré des déplacements diurnes plus importants que les déplacements nocturnes, notamment chez les mâles pour qui 67,0% de la distance parcourue sur 24h est réalisée de jour. Les mâles dont le cœur des domaines vitaux se situe à une grande distance de la colonie, montrent une fréquentation régulière de la celle-ci, notamment en journée, à la fois pendant et après la période d'envol des jeunes puffins mais également après. Ces patrons de déplacements vers la colonie rendent possible la forte prédation constatée, qui s'exerce à la fois sur les adultes reproducteurs, mais aussi sur les jeunes proches de l'envol. Ainsi, au niveau de la presqu'île considérée, les chats harets, y compris ceux dont le cœur de territoire est éloigné de la colonie, constituent une menace pour les populations reproductrices de puffins fouquets. Ces éléments nous éclairent *in fine* sur l'emprise spatiale, la localisation et l'intensité à donner aux éventuelles futures mesures de contrôle de la population de chats harets au niveau de cette presqu'île.

4.1.1. Introduction

Une bonne connaissance des comportements de déplacement des chats harets est particulièrement nécessaire pour mieux comprendre les capacités de dispersion, de rencontre de partenaire, d'amplitude spatiale de recherche alimentaire, mais peut également permettre de mieux appréhender les impacts occasionnés par ce prédateur invasifs via les interactions prédateurs-proies, la compétition interspécifique pour l'espace, ou encore la transmission de maladies (Alterio et al., 1998; Wilson et al., 2010 ; Sparkes et al., 2014). En outre, des données permettant de caractériser l'utilisation de l'espace, telles que la sélection de l'habitat, les déplacements, la taille et forme des territoires, peuvent s'avérer déterminants pour l'orientation des opérations de contrôle à mettre en place dans le but de réduire l'impact de l'espèce invasive cible. En effet l'acquisition de ces éléments peut permettre de mieux déterminer l'emprise spatiale, la localisation et l'intensité des mesures de contrôle et de suivi à mettre en place (Goltz et al., 2008 ; Moseby et al., 2009 ; Koch et al., 2014 ; Bengsen et al., 2011 ; 2015 ; Doherty et al., 2015).

Une grande variabilité des patrons de déplacements et d'utilisation de l'espace existe en fonction des biomes et écosystèmes insulaires dans lesquels les populations de chats harets évoluent (Moseby et al. 2009, Doherty et al. 2014). Cette forte variabilité notamment de la taille des territoires, rend les programmes de contrôle difficiles à dimensionner (définition de la surface optimale à traiter et intensité de l'effort). Ainsi, les programmes de gestion visant à réduire les impacts de ce prédateur introduit doivent autant que possible être élaborés en tenant compte des caractéristiques spatiales locales en particulier en incluant les données de déplacements recueillies en amont, dans le cadre de programmes de recherche (Dickman et al. 2010 ; Doherty et al. 2014). Dans la pratique, les capacités logistiques et financières de nombreux programmes de gestion n'offrent que rarement la possibilité de conduire une estimation de ces éléments sur la population visée en amont de l'opération de contrôle.

Pendant longtemps l'usage de la télémétrie GPS était réservée au suivi de larges mammifères, assez gros pour supporter le poids important des récepteurs GPS et les batteries (e.g. Merrill et al., 1998 ; Galanti et al., 2006). Depuis quelques années, la miniaturisation des systèmes GPS, permet d'équiper des mammifères de la taille de chats harets (e.g. Matthews et al., 2013). Les colliers GPS permettent un suivi très fin et très précis dans l'espace et le temps des déplacements des individus équipés. En effet les données de localisation acquises donnent une position de l'animal à un pas de temps défini par l'utilisateur et génèrent ainsi un tracé quasi continu du déplacement via une série de points discrets (Millspaugh & Marzluff 2001). Ainsi avec le développement et l'utilisation de la télémétrie GPS, le taux de points de localisation de

l'espèce cible atteint des niveaux qui étaient inabordables avec la télémétrie standard et permet d'approcher le déplacement de l'espèce suivie sous sa forme continue (Recio et al. 2013). Grâce à la précision possible permise par la télémétrie GPS, l'utilisation de l'habitat et même les déplacements à des pas de temps très fins (e.g. trajectométrie, distance parcourue, mouvements directionnels) peuvent être abordées (Recio et al., 2010).

Dans le cas précis des chats, la plupart des études ont concerné des animaux domestiques, c'est à dire des animaux manipulables « équipables » sans déployer de dispositifs de capture, permettant ensuite la récupération aisée des dispositifs. En effet, la plupart des dispositifs sont des enregistreurs et l'appareil doit être récupéré pour que les données puissent être téléchargées (Metsers et al., 2010; van Heezik et al., 2010 ; Hervias et al., 2014). Ce n'est que récemment que des opérations d'étude des déplacements ont concerné des chats harets, capturés pour être équipés, puis recapturés ou abattus ultérieurement pour récupérer les colliers GPS (e.g. Recio et al., 2013, Mc Gregor et al. 2015). Enfin, de nouveaux dispositifs couplant notamment un système VHF ou GSM sont disponibles pour des mammifères de taille moyenne à petite et sont de plus en plus utilisés. Ils permettent de télécharger à distance les données stockées dans le GPS posé sur l'animal sans avoir besoin de le récupérer physiquement (e.g. Mc Gregor et al. 2017.).

Les déplacements associés à la recherche de nourriture chez les chats harets demeurent cependant encore peu connus. Dans le cadre de ce travail, nous nous sommes intéressés à l'utilisation de l'espace et aux déplacements des chats harets sur un site de forêt sèche en Nouvelle-Calédonieau niveau d'une presqu'île qui, en outre, abrite en son extrémité la plus grosse colonie de puffins fouquets (*Ardenna pacifica*) de la Grande Terre (22 000 couples). Cette colonie représente une ressource alimentaire très localisée et certainement très attractive pour les chats harets (Chapitre 3, Palmas et al. 2017). Les principaux objectifs étaient donc i) de comprendre les patrons temporels de prédation des puffins par les chats harets par l'étude du régime alimentaire, ii) d'estimer les tailles de territoire (MCP) au sein cette population et de les comparer avec les données disponibles dans la littérature, iii) d'étudier l'usage plus fin de l'espace par les chats harets à savoir le domaine vital (KDE 95) et cœur de domaine vital (KDE 50), iv) de quantifier et comprendre les déplacements des individus en terme de distance parcourue à différents moments et heures de la journée, v) d'étudier les déplacements des chats harets en fonction de la présence des puffins fouquets au niveau de la colonie située à l'extrémité de la presqu'île. L'acquisition d'éléments de connaissances fiables sur l'utilisation de l'espace (i.e. la sélection de l'habitat, les déplacements, la taille et forme des territoires) peut permettre de mieux déterminer l'emprise spatiale, la localisation et l'intensité des mesures de contrôle et de

suivi à mettre en place dans le but de réduire l'impact de l'espèce invasive cible et dans notre cas dans l'intérêt de la colonie de puffins.

4.1.2. Matériel et méthodes

4.1.2.1. Site d'étude

Notre site d'étude, la presqu'île de Pindaï (21° 19.40' S, 164° 57.50' E), située sur la cote ouest de la Grande Terre (Fig. 4.1), a une superficie totale de 25.6 km^2, une canopée basse (<15m) et une pluviométrie annuelle moyenne de 1,100 mm (Jaffré et al. 1993). Le milieu est composé de forêt sèche et de formations secondarisées de forêt sclérophylle. La forêt sèche est composée d'une mosaïque de forets sclérophyle et mésophiles sur roches sédimentaires et métamorphiques (Gillepsie and Jaffré, 2003 ; Isnard et al., 2016). Les forêts sclérophylles secondarisées dominent la presqu'île avec principalement des formations d'*Acacia spirorbis* et *Leucana leucocephala* et de larges vestiges de forêt sèche à l'est et au sud.

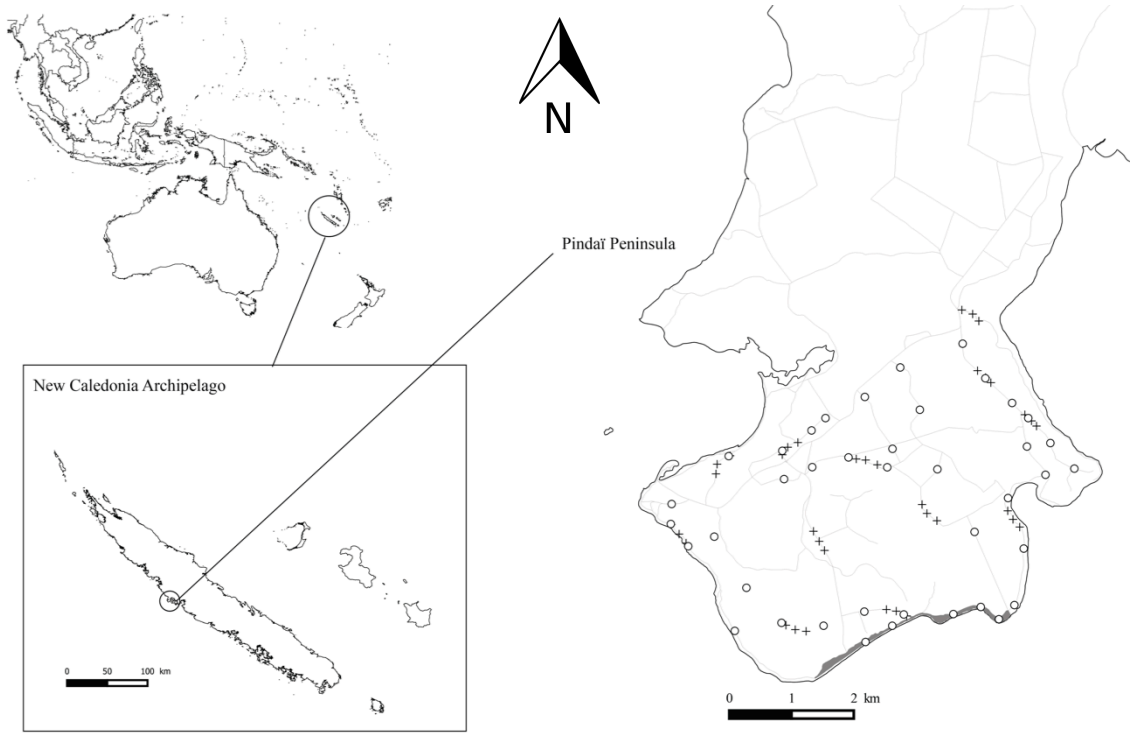


Figure 4.1. Localisation de la presqu'île de Pindaï et des pièges non létaux disposés pour la capture des individus à équiper de GPS (cercles, n = 32), colonie de puffin du Fouquet (aire grise), routes et chemins (lignes grises)

Figure 4.2. Végétation de forêt sèche caractéristique du site d'étude

4.1.2.2. Etude des patrons de prédation du chat haret sur les puffins fouquets par analyse de régime alimentaire

Dans le cadre de ce travail de thèse, le régime alimentaire du chat haret a été largement étudié et sur de nombreux sites d'étude (Chapitre 3, Palmas et al. 2017). La collecte sur le terrain puis l'analyse de fèces, constituent le moyen le plus efficace pour étudier le régime alimentaire du chat haret. Il s'agit en effet d'un matériel biologique relativement abondant dont l'accès est facilité par l'écologie du chat qui utilise préférentiellement les pistes et les chemins comme voies de passage et limites de territoire (Bonnaud et al., 2007). La collecte de fèces se fait par prospection le long des pistes ou chemins, en général par binôme (une personne de chaque côté de la voie) (Fig. 4.2). Les collectes ont eu lieu tous les deux mois. Les fèces trouvées ont été prélevées individuellement dans un sachet à échantillon. La date de collecte et la position GPS de l'échantillon, ont été enregistrées. Les échantillons ont ensuite été conservés au congélateur au laboratoire jusqu'à l'analyse macroscopique.

Les différentes sessions d'échantillonnage (n = 10) des fèces ont eu lieu tout au long du cycle annuel (en novembre 2011 ; mars, mai, aout et octobre 2012 ; novembre 2013 ; janvier, mars, juin, et aout 2014) de façon à permettre une analyse du régime alimentaire du chat haret durant chacune des périodes clés de la reproduction du puffin fouquet (Tableau 4.1): la période d'absence (septembre), d'arrivée des adultes, de ponte (janvier), d'éclosion (mars), d'envol (mai) et à nouveau d'absence des puffins fouquets sur la colonie de la presqu'île de Pindaï.

Tableau 4.1. Comparaison des cycles de reproduction des puffins fouquets en Nouvelle-Calédonie et en Australie. A : arrivée sur les colonies après la période inter-nuptiale ; L : ponte ; H : éclosion ; F : envol. (Bourgeois et al. 2017)

	Sept	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug
Nouvelle-Calédonie		A		L		H			F			
Australie	A				L		H			F		

En effet l'arrivée des adultes sur la colonie à lieue à partir d'octobre et la ponte débute mi-novembre (la majorité des pontes ayant lieu fin novembre). L'incubation durant 6-7 semaines, l'éclosion des œufs s'étale de mi-janvier à mi-février. Le temps d'élevage des jeunes étant de 11 à 12 semaines, l'envol des jeunes survient entre mi-avril et mi-mai (la majorité des envols ayant lieu entre le 5 et 15 mai) (Bourgeois et al. 2017).

L'analyse des échantillons repose sur la recherche puis l'identification de macro-restes non digérés (notamment os, plumes, bec, écailles, fragments de cuticule, etc., CF Chapitre 3) permettant la détermination des proies correspondantes (Nogales et al., 1988 ; Bonnaud et al., 2007). Pour cela, les fèces ont été délitées dans l'eau et les macro-restes non digérés ont été prélevés. Ces derniers ont été triés dans des coupelles et stockés dans des tubes ou flacons en fonction de leur appartenance systématique à un type de proies (Fig. 4.3).

Figure 4.3. Macro restes de puffins fouquets (plume) trouvés dans des fèces de chats harets

La fréquence d'occurrence de restes de proie est l'indicateur le plus adapté à la description du régime alimentaire via l'analyse de fèces (Klare et al., 2011). La fréquence d'occurrence d'un élément (macro-reste d'une proie ou d'un type de proie par exemple) correspond à la proportion de fèces dans lesquelles cet élément est présent. Il s'agit d'un indicateur de présence, qui agit en fonction de l'effectif de fèces. Pour un site donné, il se calcule en divisant le nombre de fèces contenant l'élément étudié par le nombre de fèces total de ce site. Il est ensuite multiplié par 100 pour être ramené en pourcentage.

4.1.2.3. Capture et équipement des chats harets de colliers GPS

Les pièges cages de deux modèles (WIRETAINERS® CatTrap et PossumTrap, n =32) ont été installés à proximité des pistes et des chemins qui sont généralement les axes empruntés par les chats pour la majorité de leurs déplacements (Turner and Bateson, 2014 ; Recio et al., 2015). Les pièges ont été déployés sur 8 zones comprenant chacun 4 cages espacées de 100m. Ces zones ont été déterminées de manière à couvrir au mieux toute la zone d'étude (Fig. 4.1), tout en tenant compte des données de présence de chats harets issues des piégeages photographiques réalisés en amont (durant le mois précédent l'opération de piégeage, CF Chapitre 5). Entre le 20 avril et le 13 mai 2015, un effort de piégeage de 336 jours.pièges a été déployé dans le but d'équiper des chats harets de colliers GPS. Tous les emplacements des pièges ont été géoréférencés. Les pièges ont été appâtés avec des sardines deux fois par jour : le matin et le soir lors des visites des pièges. De l'huile de sardine a été disposée entre le piège et les chemins proches afin d'augmenter la détectabilité du piège par le chat. L'appât a été disposé afin de contraindre au maximum le chat à déclencher le système et a ainsi été placé derrière la palette pour les pièges WIRETAINERS® CatTrap et dans la spirale porte-appât pour les pièges WIRETAINERS® PossumTrap (Fig. 4.3a et Fig. 4.3b). Le piège de type PossumTrap a nécessité de disposer un grillage en fer à fine maille pour retenir convenablement l'appât du fait de sa friabilité.

Figure 4.4. Dispositif de déclenchement du piège WIRETAINERS® CatTrap (a) et du piège WIRETAINERS® PossumTrap (b)

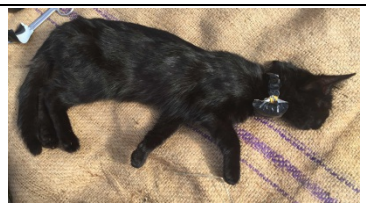
Après chaque évènement de capture les cages contenant des chats ont dans un premier temps été couvertes d'un drap et stockées à l'ombre avant l'intervention d'un vétérinaire. L'équipe a veillé à informer les vétérinaires au plus tôt afin de réduire au maximum le temps d'attente entre la capture et l'équipement de l'individu. De manière plus générale l'équipe s'est attachée à faire de cet évènement de capture, un évènement le moins « traumatisant » pour l'animal d'une part pour son confort, d'autre part pour augmenter les chances de recapture avec ce même type de piège, et enfin pour ne pas altérer son comportement de déplacement après le relâcher.

Les chats capturés ont été légèrement anesthésiés par injection intramusculaire de Tiletamine/Zolazepam (10 mg par kilogramme). Les individus capturés, ont été pesés, sexés, caractérisés selon leur état reproducteur et sanitaire, inspectés au niveau des parasites externes et pris en photo (les deux flancs, tête et dentition supérieure et inférieure) avant d'être équipés d'un collier GPS puis relâchés.

4.1.2.4. Dispositifs GPS et programmation

Deux types de colliers GPS (SIRTRACK ® Minitrack collar et I Got U ® GT120) ont été déployés sur les individus selon leur poids de manière à ce que l'ensemble collier plus GPS ne dépasse pas les 5% du poids corporel du chat (Bonnaud et al. 2015b, Leo et al. 2016). Les colliers SIRTRACK, équipés d'un système de localisation de l'animal et téléchargement des données par VHF, ne nécessitent pas la recapture de l'animal pour récupérer les données. Les GPS I Got U, sont des enregistreurs de points GPS simples qui nécessitent impérativement la recapture de l'animal pour récupérer les données. Ce modèle de GPS n'étant initialement pas conçu pour l'équipement d'animaux, il a dû être conditionné et monté sur un collier. Du fait des spécificités de ces deux types de matériel (Tableau 4.2), leur usage ainsi que la récupération des données ne se sont pas faits dans les mêmes conditions (nécessité de recapture, viabilité de la batterie).

Tableau 4.2. Descriptif des spécificités des deux types de colliers GPS utilisés

Modèle	I Got U GT120	SIRTRACK MINITRACK COLLAR G6C361B
Enregistrement des données GPS	Oui	Oui
Emission VHF	Non	Oui
Téléchargement des données à distance	Non	Oui
Collier intégré	Non	Oui
Poids Total	45g	90g
Poids minimum des chats équipables	0.900kg	1.800kg
Photo de chats équipés		

Ces deux types de colliers ont été utilisés de manière complémentaire. Le faible poids de la plupart des chats harets capturés sur notre site d'étude n'a en effet pas permis un équipement systématique avec un collier SIRTRACK ® mais qui a tout de même été priorisé. Tout chat capturé, d'un poids supérieur à 1,800 kg a été équipé d'un collier SIRTRACK et ceux dont le poids était compris entre 900 grammes et 1,800 kg ont été équipés avec des colliers I Got U.

Ainsi afin de garantir une précision suffisante pour (i) comprendre les déplacements à fine échelle temporelle (par heure) et (ii) permettre l'acquisition de données sur une durée assez longue pour être représentative des déplacements quotidiens réalisés, l'enregistrement d'un point toutes les 10 minutes a été programmé pour les deux types de GPS. Ce pas de temps garantit une précision suffisante même dans le cas où une partie des points ne seraient pas enregistrée (Ryan et al. 2004 ; Mc Gregor et al. 2017). Dans ces conditions, l'autonomie minimum garantie pour chaque type de dispositif est suffisante pour comprendre les patrons spatiaux à l'échelle de l'heure (avec 5 jours d'autonomie minimum pour les colliers IGotU® et 15 jours pour les colliers SIRTRACK®) (Mc Gregor et al. 2017).

4.1.2.5. Définition des différentes étapes clefs du cycle des puffins sur la période d'équipement des chats harets

La période majeure d'envol des jeunes a été définie entre le 4 et le 16 mai inclus, sur la base du suivi du cycle reproducteur des puffins sur trois années, de 2015 à 2017 (Bourgeois et al. 2017, Tableau 4.1). Les périodes d'équipement des chats harets avant et après ces dates ont respectivement été définies comme avant et après envol.

4.1.2.6. Analyse des données GPS

Tri des données

Toutes les données collectées tout de suite après l'équipement du chat et à partir de sa recapture, ainsi que les points aberrants (i.e. points dans dans l'eau ou sur une zone géographique très éloignée de la zone d'étude ; >10km), ont été supprimés sous QGIS. Les points de localisation du jour de capture initial et final n'ont pas été considérés pour les analyses des déplacements des différents individus puisque leur mobilité sur ces jours a été atteinte.

Définition des heures du jour et de la nuit

Compte tenu de la période relativement courte sur laquelle l'ensemble des individus ont été équipés (i.e. 63 jours), les heures du jour et de la nuit ont été définies de manière fixe pour toute

la période d'équipement ; La modalité « jour » correspondant à [5h-17h[et la modalité nuit à [17h-5h[(Météo France).

Taille des territoires (MCP100%, KDE 95% et KDE 50%)

Pour chaque chat ayant été équipé d'un collier GPS et dont les données de déplacement ont été récupérées, différents estimateurs d'utilisation de l'espace ont été calculés. Cela inclus en particulier le domaine vital calculé selon la méthode des Minimum Convex Polygon (MCP 100%) et selon la méthode d'estimation des kernels de densités (KDE 95%), et le cœur du domaine vital calculé selon la méthode des kernels de densités (KDE 50%) (Okarma et al. 1998 ; Bridges et al. 2015). Les domaines vitaux selon la méthode MCP (100% MCP) ont été calculés car il s'agit d'un des estimateurs les plus utilisés dans les calculs de taille de territoire, à la fois pour les études comparatives et les études isolées (Harris et al. 1990 ; Börger et al. 2006). Ils sont en outre simples à calculer et représentent une métrique normalisée pour les comparaisons « grossières » entre études (Gula et Theuerkauf 2013). Cependant, ils ne sont pas considérés comme des estimateurs quantitatifs robustes et sont soumis à de multiples biais (Laver et Kelly 2008). L'estimation des KDEs reste moins biaisée et plus précise que de nombreuses méthodes plus récentes (Börger et al. 2006; Lichti et Swihart 2011) et tient compte de l'utilisation différenciée de différentes zones au sein d'un territoire individuel, bien qu'elle nécessite un grand nombre de points de localisation pour obtenir des estimations précises (Seaman et al. 1999).

Ces estimateurs ont été calculés sous R (package « adehabitatHR » ; Calenge, 2006) et les territoires estimés ont ensuite été représentés sous QGIS (version 2.2.0).

Le domaine vital estimé par la méthode des MCP représente l'aire totale qu'a visité l'animal durant la période d'équipement (Recio et al. 2010). Le domaine vital estimé par la méthode de KDE 95%, représente le territoire fréquenté par l'animal en éliminant les déplacements occasionnels effectués par les chats, et le cœur de domaine vital estimé par la méthode de KDE 50%, représente les zones principales de concentration de l'activité des animaux (Okarma et al., 1998).

Distances parcourues

Pour explorer les potentielles variations temporelles d'utilisation de l'espace, un travail sur les distances parcourues par chacun des individus a été effectué. Ainsi afin de tester l'influence des heures du jour et de la nuit sur les distances parcourues, celles-ci ont été calculées sur 12 heures selon la modalité jour/nuit précédemment définie pour chacun des chats. Aussi, afin d'obtenir un patron décrivant les distances parcourues tout au long de la journée comme proxy de

l'activité des chats harets, une variable « proportion moyenne de distance parcourue par heure sur 24 heures » a été définie comme suit :

Proportion moyenne de distance parcourue à une heure de la journée = Moyenne [somme des distances parcourues à l'heure considérée le jour x / somme des distances parcourues pendant le jour x]

Latitude

La latitude des points de localisation GPS a été utilisée comme proxy de la distance des chats équipés à la colonie de puffins fouquets puisque cette dernière s'étend sur quasiment l'ensemble du littoral sud de la presqu'île. La colonie s'étend entre les latitudes -21,5 et -21,36. Pour chaque individu, la latitude minimale et la latitude moyenne pour chaque heure de la journée a été calculée et représentée pour les trois périodes contrastées du cycle de reproduction des puffins (avant, pendant et après envol).

4.1.2.7. Traitements statistiques des données

L'effet du sexe sur la taille des territoires (MCP 100%, KDE 95% et 50%) et l'effet de la période de la journée (jour/nuit) sur les distances moyennes parcourues à l'échelle individuelle ont été testés à l'aide de tests t de Welch (Welch two sample t-test ; t-test ne nécessitant pas l'homoscédasticité des variances) (Welch, 1947 ; Ruxton, 2006).

A l'échelle de la population, l'effet de la période de la journée (jour/nuit), du sexe de l'individu équipé (mâle/femelle) et l'interaction de ces deux facteurs ont été testés sur les distances moyennes parcourues, et la taille de territoire et à l'aide d'ANOVA à données appariées.

Variable à expliquer (Distance parcourue ou taille de territoire) ~ Période + Sexe + Période*Sexe + Error (individu)

Afin de comprendre les effets du sexe et les comportements individuels sur la répartition des distances parcourues au cours de la journée, les effets du sexe et de l'individu ont été testés sur la variable proportion de distance parcourue par heure selon la formule suivante :

% Distance parcourue par heure ~ Sexe + Individu + Sexe*Individu

Ces patrons ont aussi été étudiés à paramètre sexe bloqué, sur lesquels les effets individuels et la période du cycle des puffins ont été testés :

% Distance parcourue par heure (sexe mâle ou femelle) ~ Individu + Période + Période*Individu

Pour l'ensemble de ces tests, si l'interaction entre les deux facteurs testés était significative, les effets de chaque facteur a été testé à paramètre bloqué pour l'autre facteur.

4.1.3. Résultats

4.1.3.1. Patrons de prédation du chat haret sur les puffins fouquets par analyse de régime alimentaire

L'analyse d'un jeu important de fèces provenant de deux années différentes (2011-2012, n= 366 ; 2013-2014, n = 303) montre une prédation importante des chats harets sur les puffins fouquets sur l'ensemble des deux années, avec une fréquence d'occurrence moyenne de 9,68 ± 7,18 % dans les fèces sur l'ensemble du cycle annuel et une fréquence d'occurrence maximale de 30,16% en juin de l'année 2013-2014. L'occurrence de restes de puffins fouquets dans les fèces de chats harets montre des patrons spatiaux temporels intéressants. Au cours de l'année 2013-2014, les fréquences d'occurrence de restes de puffins dans les fèces montrent une augmentation de la fréquence de prédation du chat haret sur les puffins au fur et à mesure de l'avancée du cycle des puffins (Fig. 4.5). En novembre la fréquence d'occurrence (FO) de restes de puffins dans les fèces est plutôt faible avec 4,85% ce qui montre une prédation plutôt faible au moment de l'arrivée des adultes. En janvier la FO est de 17,05% et traduit la prédation au moment de la ponte des adultes reproducteurs. En mars la FO est de 24,32 % et traduit la prédation au moment de l'éclosion. En juin elle est de 30,16 % et traduit la prédation au moment de l'envol. En août elle est de 3,51% et traduit la prédation après l'envol des jeunes. Au cours de l'année 2011-2012, la tendance est moins claire mais va dans le même sens que celle observée en 2013-2014 avec en octobre une FO de restes de puffins dans les fèces de chat de 0%, en mars de 9,86%, en mai 5,68% et en août de 1,45% (Fig. 4.5).

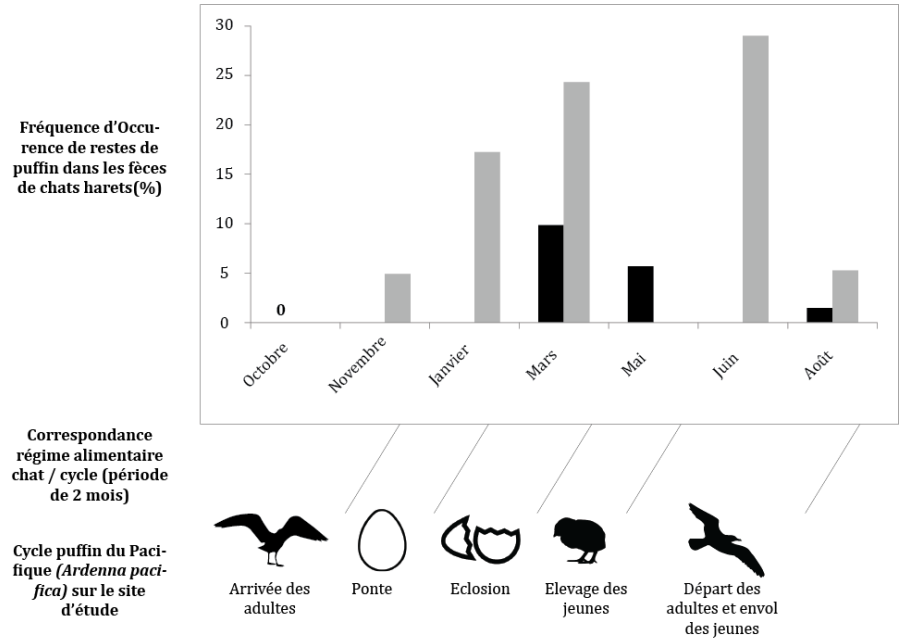


Figure 4.5. Fréquence d'occurrence de restes de puffins dans les fèces de chats harets (%) sur deux années de récolte (noir : année 2011-2012 ; gris : année 2013-2014) en fonction des différentes étapes du cycle reproducteur des puffins fouquets

Les fèces contenant des restes de puffins fouquets (n = 54) semblent avoir une répartition non aléatoire sur le site d'échantillonnage (Fig. 4.6) et sont davantage concentrées à proximité des colonies de puffins. Néanmoins des fèces contenant des restes de puffins ont été récoltées à plus de 3 kilomètres de la colonie.

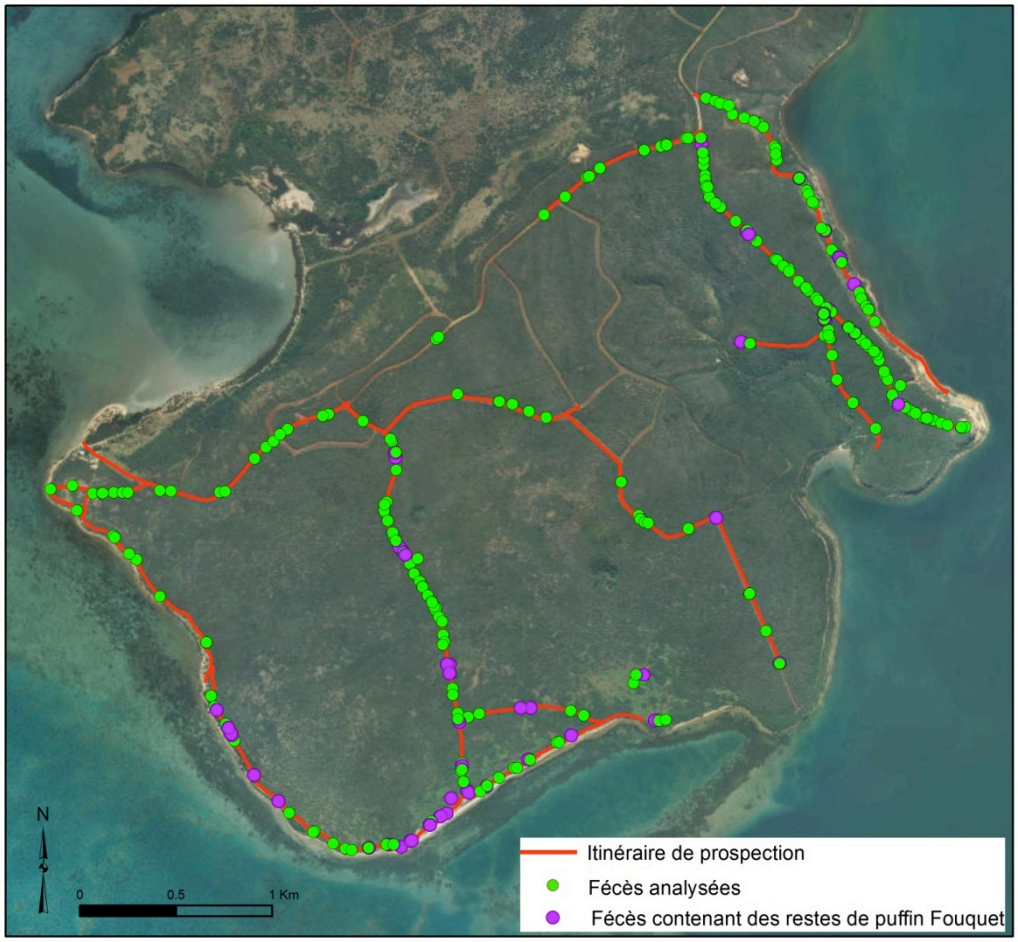


Figure 4.6. Carte de localisation des fèces contenant des restes de puffins fouquets

4.1.3.2. Capture et équipement des chats harets

14 chats harets ont pu être capturés et équipés de colliers GPS (Tableau 4.3), 6 de modèle SIRTRACK (4 mâles, 2 femelles) et 8 de modèle « I Got U » (femelles). Les données de déplacement de 11 chats (4 mâles et 7 femelles) sur 14 ont pu être récupérées (10 recaptures + 1 téléchargement à distance) (Tableau 4.3).

Tableau 4.3. Chats équipés de colliers GPS selon leur poids et synthèse des données disponibles

Nom	Sexe	Poids initial (kg) ; capture	Poids final (kg) ; recapture	Type collier et n°	Date d'équipement	Date de récupération des données	Nombre de jours d'équipement	Nombre de points GPS post traitement
Tigrou	mâle	2.93	2.8	SIRTRACK 74	22/04/2015	21/06/2015	60	8555
Mistigri	mâle	2.85	x	SIRTRACK 76	23/04/2015	11/06/2015	49	6804
Grisou	mâle	2.91	x	SIRTRACK 77	28/04/2015	06/06/2015	39	4828
Pompon	mâle	2.80	2.65	SIRTRACK 80	07/05/2015	24/06/2015	48	6682
Grisounette *	femelle	2.31	2.16	IGU3/2	22/04/2015	11/05/2015	19	979
Tortank	femelle	1.21	x	IGU3	12/05/2015	19/05/2015	7	394
Baghera	femelle	2.00	x	IGU4	24/04/2015	07/05/2015	13	1348
Khal	femelle	1.87	x	IGU6/1	22/04/2015	12/05/2015	20	1506
Grisette	femelle	0.92	x	IGU8	29/04/2015	06/05/2015	7	472
Noireaude *	femelle	2.10	1.5	SIRTRACK 79	29/04/2015	20/06/2015	52	7095
Carapuce	femelle	1.91	1.95	SIRTRACK 81	07/05/2015	19/06/2015	43	5526
Grigrine	femelle	0.90	x	IGU3/2	24/04/2015	Non recapturé	?	0
Fauvette	femelle	1.57	x	IGU5	28/04/2015	Non recapturé	?	0
Tigrette	femelle	1.70	x	IGU7	29/04/2015	Non recapturé	?	0
	Poids moyen	1.91 ± 0.72						
	femelle	1.65 ± 0.49						
	mâle	2.87 ± 0.06						

x : les données n'ont pas pu être récupérées

* : femelle pleine au moment de l'équipement

Les 14 chats équipés de collier GPS ont été capturés au niveau de 12 pièges différents (Fig. 7).

Figure 4.7. Localisation des pièges cages et des individus capturés

Une opération de contrôle a démarré sur ce site avec quelques premiers individus ayant été supprimés pendant la période de suivi GPS. L'essentiel des individus ont été supprimés après la fin de la période de la période de suivi GPS des chats (Fig. 4.8 et 4.9).

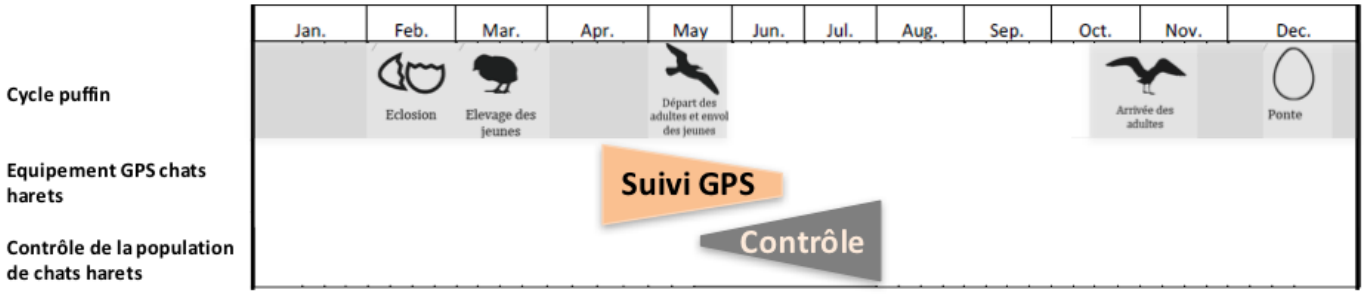


Figure 4.8. Calendrier des différentes opérations concernant les chats harets et en fonction du cycle du puffin du Pacifique (Bourgeois et al. 2017).

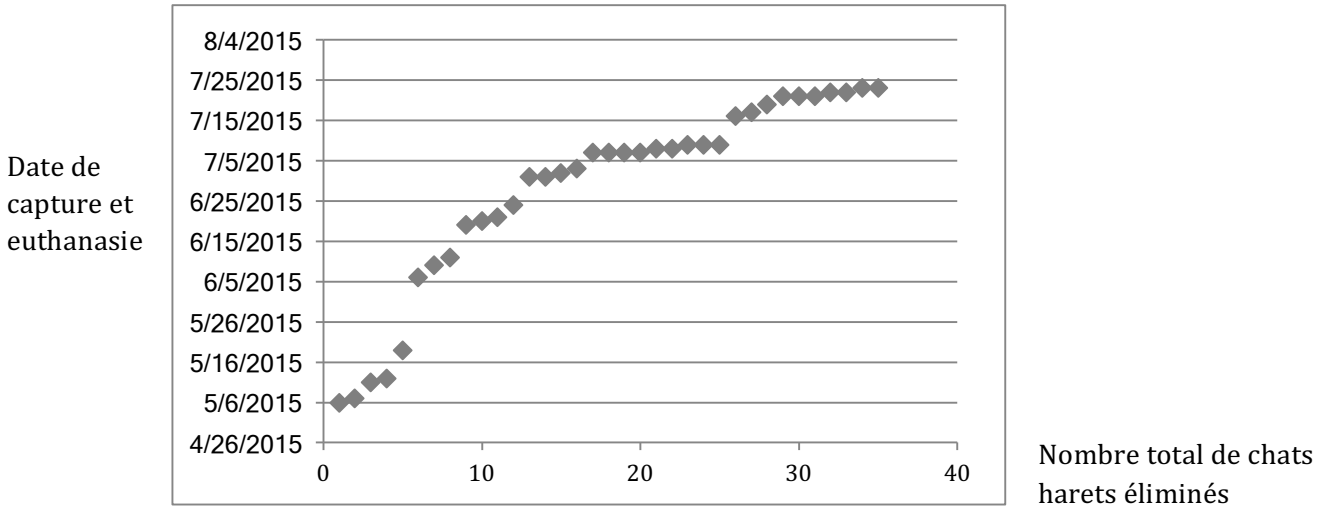


Figure 4.9. Courbe cumulative des captures et euthanasies de chats harets menées dans le cadre de l'opération expérimentale de contrôle d'une population de chats harets (Chapitre 5).

Ainsi la majorité des données GPS ont été collectées en dehors de la période de contrôle de la population de chats harets (Fig. 4.8), puisque celui-ci n'a vraiment été effectif qu'à partir du 6 juin 2015 (Fig. 4.9). Le chevauchement mineur des opérations ne semble pas pouvoir biaiser significativement les résultats obtenus. Il serait toutefois intéressant de tester l'effet du contrôle sur l'utilisation de l'espace pour un sous échantillons d'individus suivis avant et après le début de ce celui-ci.

4.1.3.3. Territoires des chats harets

La taille des territoires de chacun des chats équipés a été calculée sur une durée d'équipement comprise entre 7 et 60 jours (Tableau 4.3).

Pour les mâles, le nombre de jours de données disponibles est compris entre 39 et 60 jours, tandis que pour les femelles il varie entre 7 et 52 jours. Les tailles de territoires estimées sur un faible nombre de jours de données sont du même ordre que celles estimées avec un nombre de jour de données supérieur.

Tableau 4.4. Taille des domaines vitaux de chaque individu (km²)

nom	sexe	type_collier	Domaine vital KDE 95% (km²)	Cœur domaine vital KDE 50% (km²)	Domaine vital MCP 100% (km²)	nb_jours
Tigrou	male	SIRTRACK 74	5,28	1,64	6,32	60
Mistigri	male	SIRTRACK 76	8,66	1,71	11,7	49
Grisou	male	SIRTRACK 77	3,11	0,75	3,3	39
Pompon	male	SIRTRACK 80	17,14	4,71	18,9	48
Grisounette	femelle	IGU2	0,85	0,18	0,70	19
Tortank	femelle	IGU3	0,47	0,12	0,25	7
Baghera	femelle	IGU4	0,61	2,16	1,39	13
Khal	femelle	IGU6/1	1,31	0,23	1,91	20
Grisette	femelle	IGU8	0,62	0,16	0,48	7
Noireaude	femelle	SIRTRACK 79	0,52	0,16	0,69	52
Carapuce	femelle	SIRTRACK 81	0,47	0,11	0,79	43

Les domaines vitaux (MCP) des individus mâles sont de l'ordre de plusieurs km² (6,89 ± 3,96 km²) tandis que ceux des femelles sont de l'ordre de moins d'un km² (0,89 ± 0,57 km²) (Fig. 4.10 et Fig. 4.11).

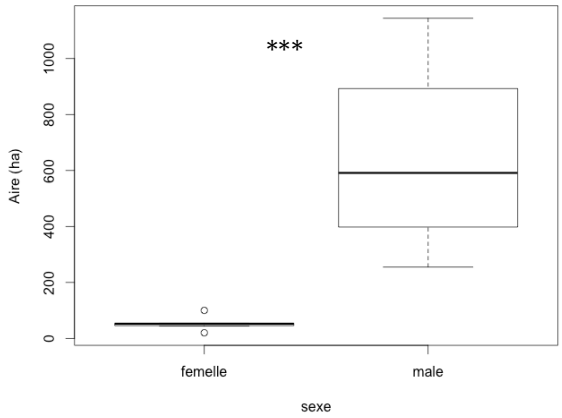
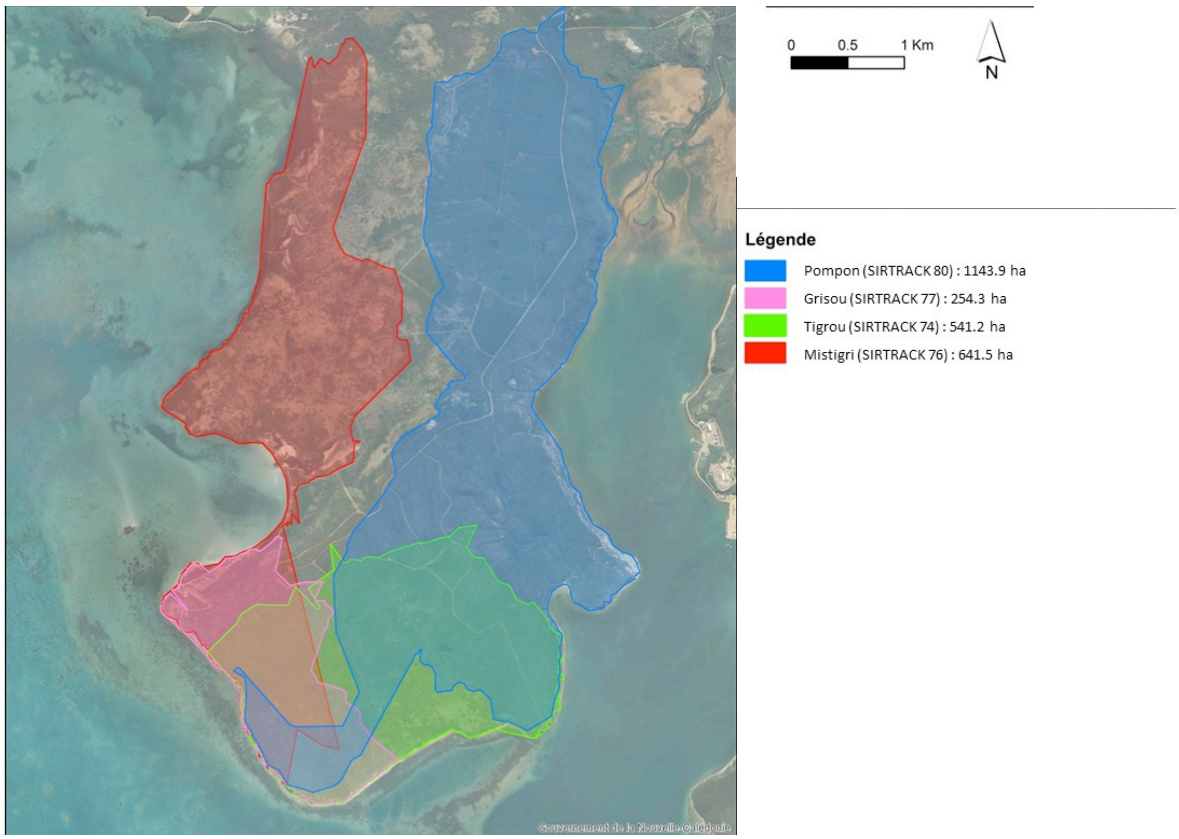


Figure 4.10. Taille moyenne des domaines vitaux (100% MCP) des chats harets selon le sexe. * = Test de significativité à 5%, Welch t-test (t = -3,193 ; df = 3,0142 ; P= 0,0492)



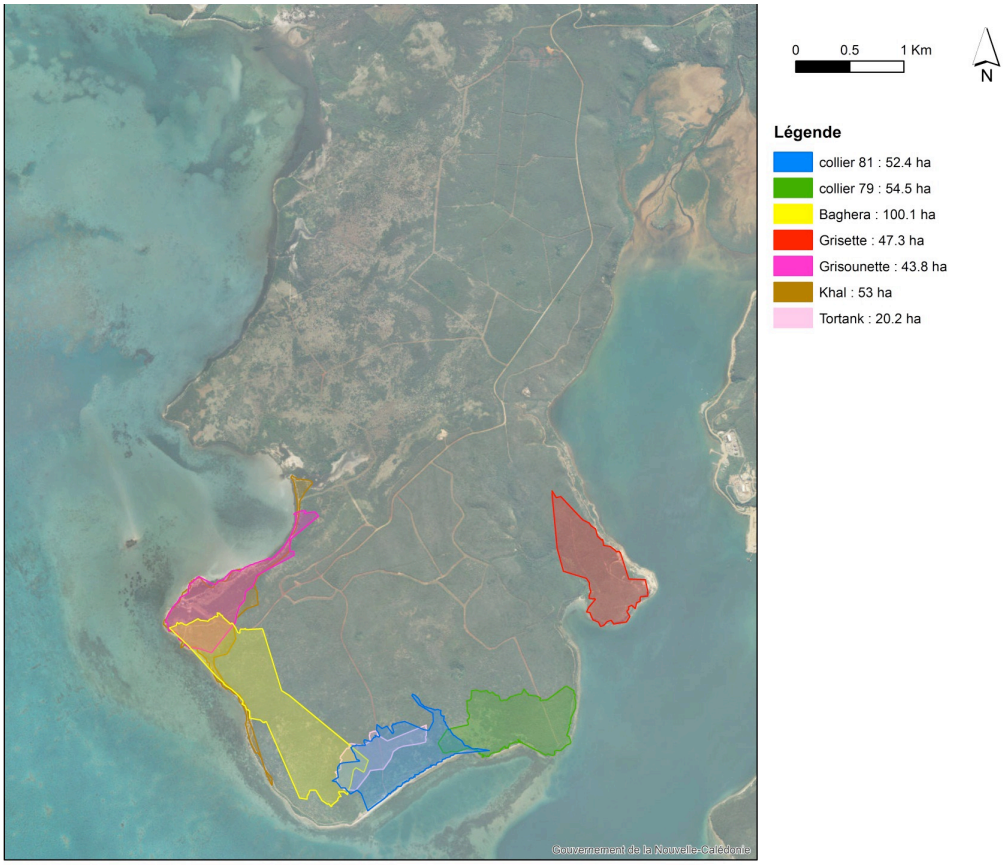


Figure 4.11. Domaines vitaux (MCP) des chats harets équipés a) mâles (n=4), b) femelles (n=7)

4.1.3.4. Estimations des domaines vitaux par la méthode des kernels de densités (KDE 50% et KDE95%)

Les domaines vitaux (KDE 95%) des individus mâles sont plus grands que ceux des femelles ($P < 0,05$) et sont de l'ordre de plusieurs km² (5,68 ± 2,80 km²) (Fig. 4.12) tandis que ceux des femelles sont de l'ordre de moins d'un km² (0,92 ± 0,63 km²). De la même façon, les cœurs des domaines vitaux (KDE 50%) sont plus grands d'un facteur dix ($P < 0,05$) chez les mâles que chez les femelles avec respectivement des KDE 50% moyens de 2,20 ± 0,53 km² et 0,22 ± 0,18 km².

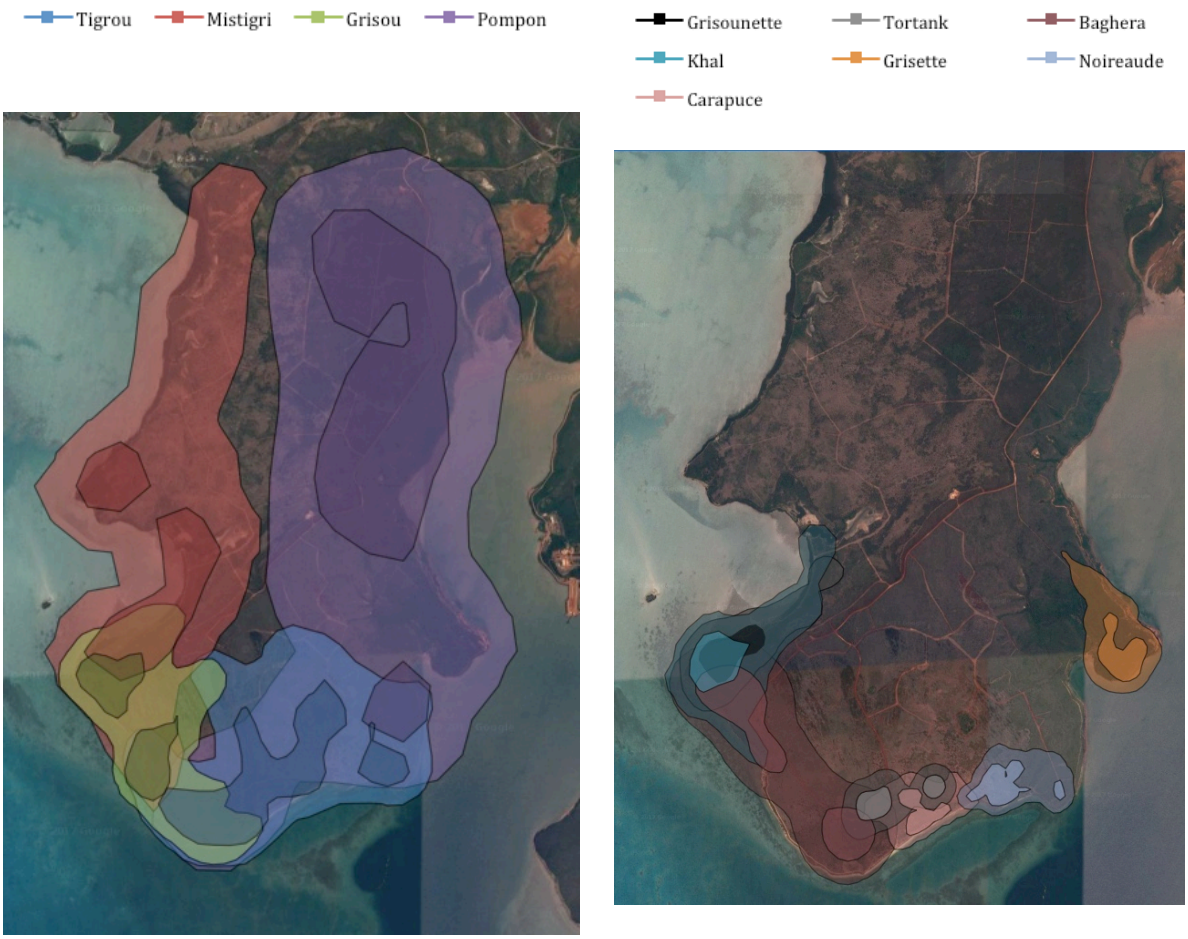


Figure 4.12. Domaines vitaux (KDE 95% et KDE 50%) des chats harets équipés a) mâles (n=4), b) femelles (n=7). Chaque couleur correspond à un individu, le plus grand des polygones correspond au KDE 95% et le plus petit au KDE 50%.

Un seul individu mâle a son cœur de domaine vital en plus de son domaine vital chevauchant avec la colonie de puffins fouquets (Tigrou). Deux autres mâles ont leurs domaines vitaux qui chevauchent la colonie (Pompon et Grisou). Quatre individus femelles ont leur domaine vital et leur cœur de domaine vital qui chevauchent la colonie (Tortank, Baghera, Noireaude, Carapuce).

4.1.3.5. Distances parcourues au cours de la journée et sur la durée d'équipement par les chats harets suivis

A l'échelle de la population, on constate un effet du sexe de l'animal sur la distance moyenne parcourue par 12 heures (F = 41,115, P<0,000363). Les mâles parcourent en moyenne plus du double de la distance que parcourent les femelles ($d_{femelle}$ =1796,8 ± 1068,0 m/12h et $d_{mâle}$ = 4424,8 ± 2698,0 m/12h) (Fig. 4.13).

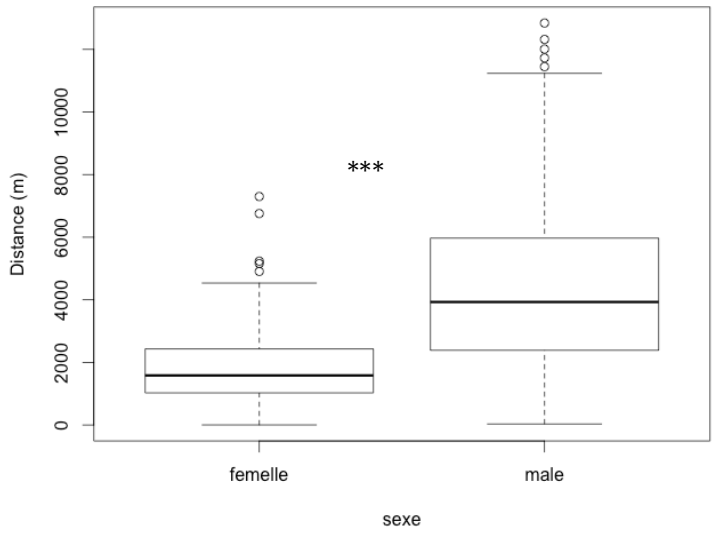


Figure 4.13. Distance parcourue par 12 h en fonction du sexe de l'individu

A l'échelle populationnelle, on ne constate pas d'effet de la période de la journée (modalité jour/nuit) sur la distance moyenne parcourue (F = 0,6 ; P = 0,464 ; d_{jour} = 4153,8 ± 3004,1 d_{nuit} = 2359,0 ± 1373,7 m/12h) (Fig. 4.14) et pas d'effet de l'intéraction entre le facteur sexe et la période de la journée (F = 3,833 ; P = 0,091).

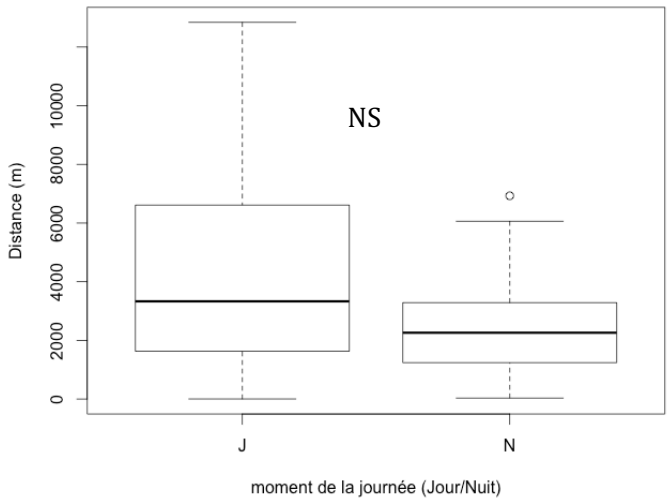


Figure 4.14. Distance parcourue par 12 h en fonction de la période de la journée (modalité jour/nuit)

A paramètre sexe fixé, on ne constate pas non plus d'effet de la période de la journée (modalité jour-nuit) sur la distance moyenne parcourue pour les mâles et pour les femelles. Néanmoins, pour les mâles en moyenne 67,0% de la distance parcourue sur 24h est parcourue de jour tandis que pour les femelles elle est de 54,3%. (Fig. 4.15, Tableau 4.5).

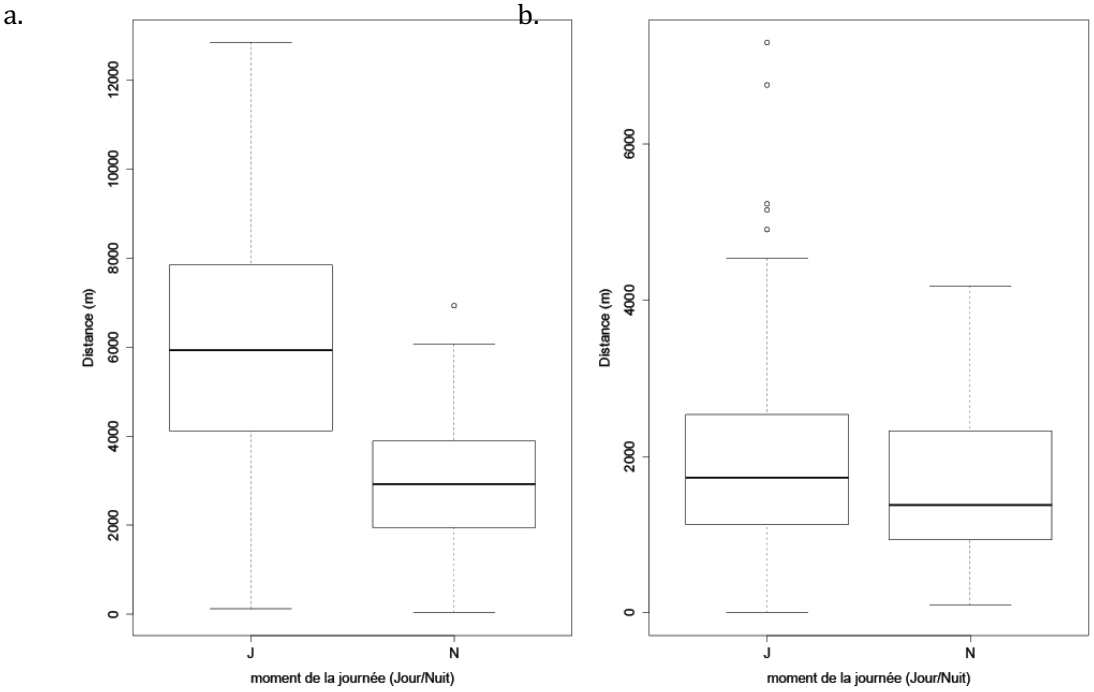


Figure 4.15. Distance parcourue par 12 h en fonction de la période de la journée (modalité jour/nuit) (a) chez les mâles, (b) chez les femelles

A l'échelle individuelle, pour chacun des mâles les distances parcourues de jour sont significativement plus grandes que celles parcourues de nuit ($P < 0,001$) (Fig. 4.16 et Fig. 4.17, Tableau 4.5). Pour trois femelles, les distances parcourues de jour sont plus grandes que celles parcourues de nuit ($P < 0,01$) (Fig. 4.18 et Fig. 4.19, Tableau 4.5).

Tableau 4.5. Distances moyennes parcourues de jour et de nuit pour chacun des individus et résultats des différents Welch test *P < 0,05 ; **P < 0,01 ; ***P < 0,001 ; NS Non significatif ; d.f, degrees of freedom

		Distance parcourue de jour (m)	Distance parcourue de nuit (m)	Résultats test Effet Période (Jour Nuit)			
		mean±SD	mean±SD	t	df	p-value	significativité
Femelle	Grisounette	1993,5 ± 1350,9	894,1 ± 637,1	3,1744	26,238	0,003812	**
Femelle	Tortank	1249,6 ± 303,8	730,5 ± 380,4	2,6117	9,5336	0,02694	*
Femelle	Baghera	1186,6 ± 562,3	1540,1 ± 380,4	-1,4163	22,897	0,1702	NS
Femelle	Khal	2957,3 ± 1863,1	1550,8 ± 713,3	3,1527	24,454	0,004243	**
Femelle	Grisette	1205,5 ± 655,7	1608,3± 911,4	NA	NA	NA	NA
Femelle	Noireaude	1508,1 ± 694,3	1341,8 ± 660,9	1,239	99,757	0,2182	NS
Femelle	Carapuce	2374,6 ± 981,8	2435,7 ± 872,2	-0,3015	80,877	0,7638	NS
Mâle	Tigrou	6206,1 ± 2789,8	3299,8 ± 1376,3	7,2366	86,113	$1,791.10^{-10}$	***
Mâle	Mistigri	7697,1 ± 2223,9	2895,7 ± 1204,4	13,184	72,062	$< 2,2e^{-16}$	***
Mâle	Grisou	3697,392 ± 2767,5	2155,0 ± 1663,0	2,9645	60,037	0,004343	**
Mâle	Pompon	5646,4 ± 2221,1	3137,3 ± 1178,7	6,8409	70,005	2,43E-09	***

NA : données non acquises

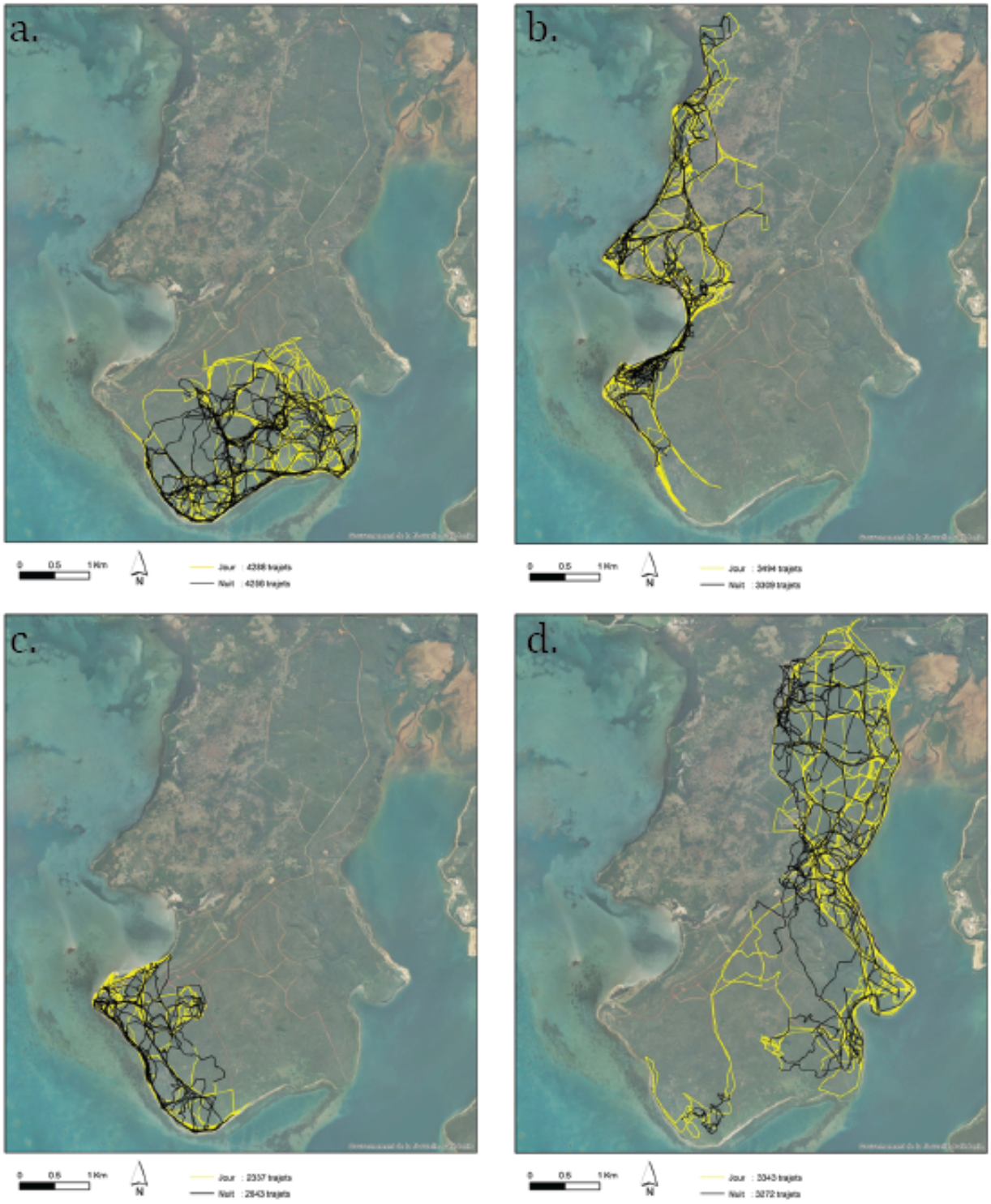


Figure 4.16. Distance moyenne parcourue par chaque individu mâle équipé (a. Tigrou, b. Mistigri, c. Grisou, d. Pompon de jour (jaune) et de nuit (noir)

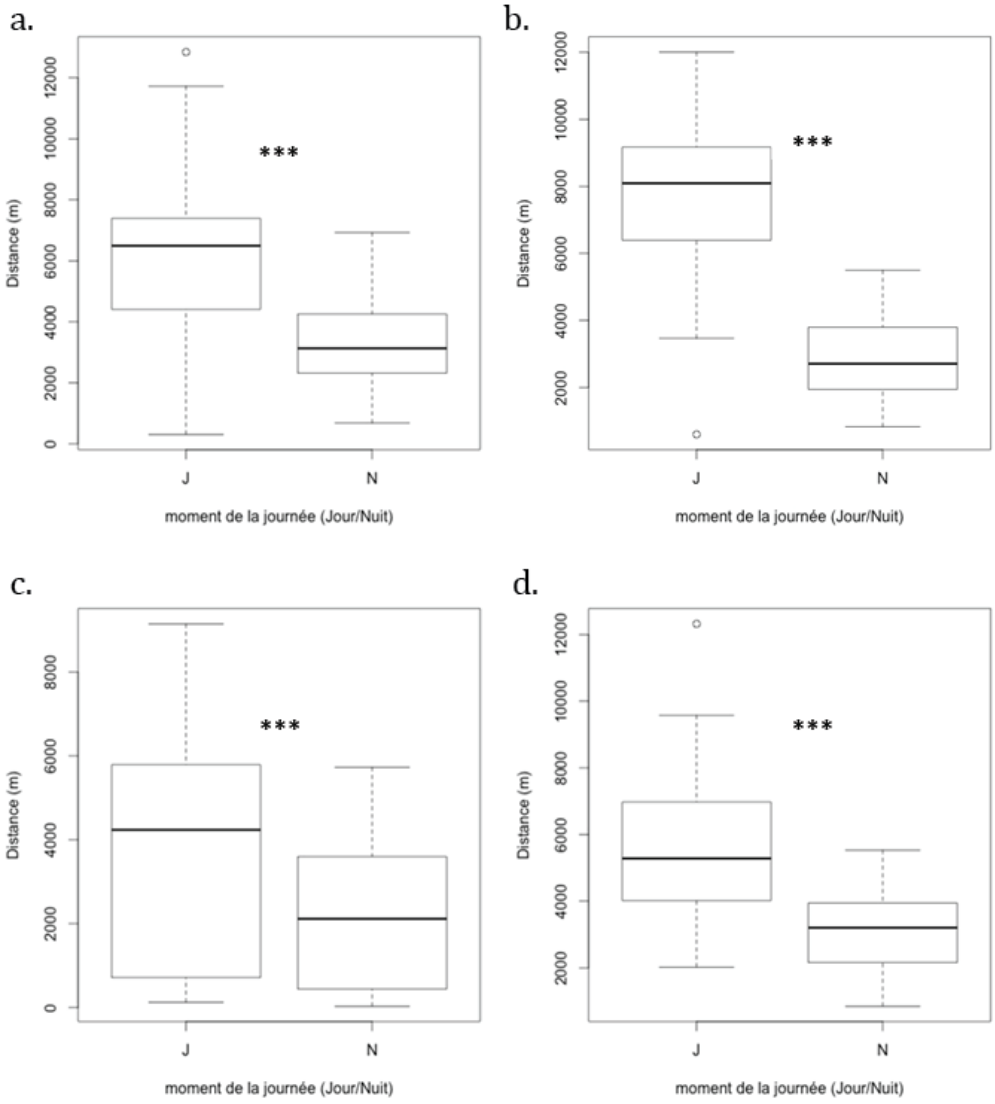


Figure 4.17. Distance moyenne parcourue par chaque individu mâle équipé (a. Tigrou, b. Mistigri, c. Grisou, d. Pompon) de jour (J) et nuit (N), *P < 0,05 ; **P < 0,01 ; ***P < 0,001

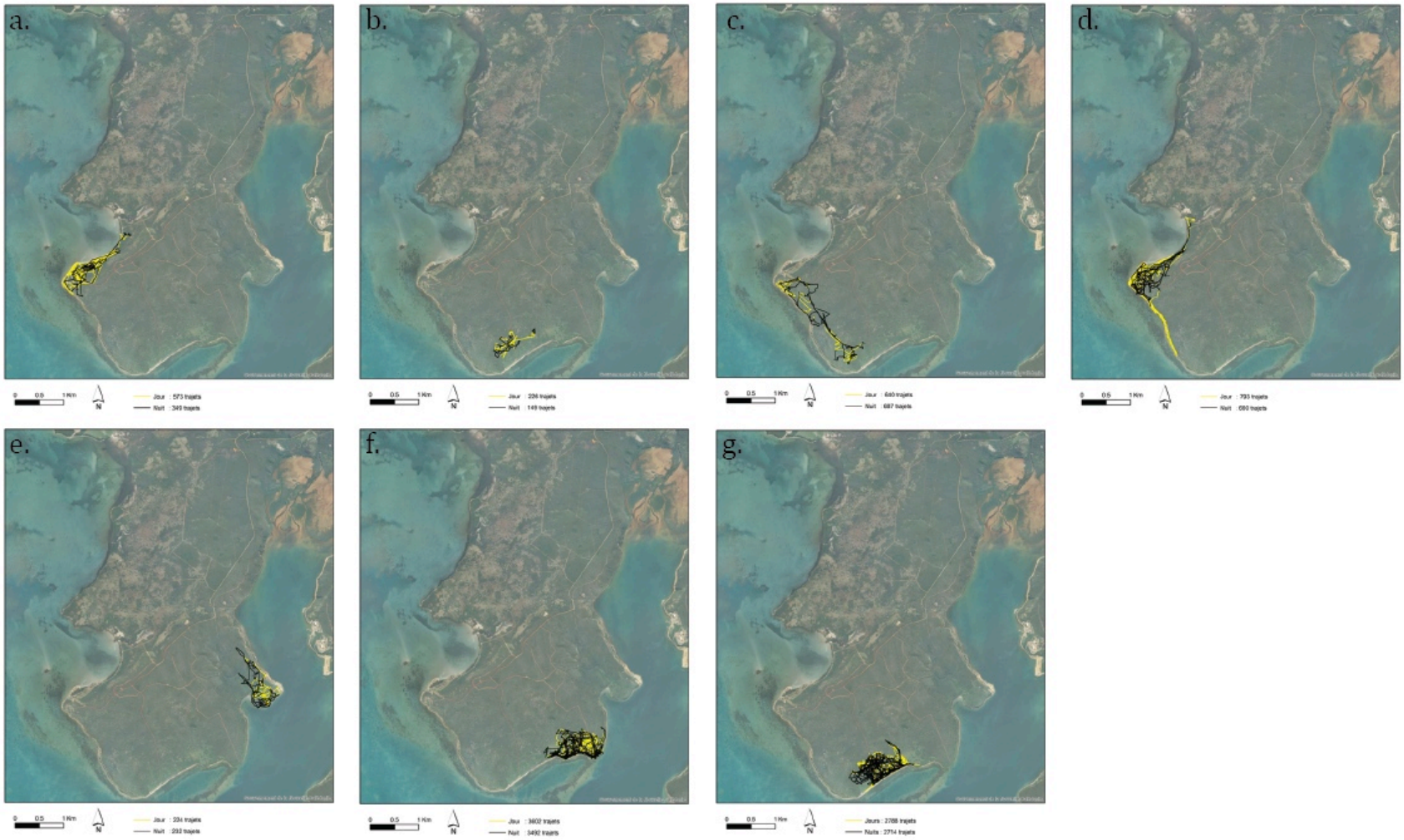


Figure 4.18. Distance moyenne parcourue par chaque individu femelle équipée (a. Grisounette, b. Tortank, c. Baghera, d. Khal, e. Grisette, f. Noireaude, g. Carapuce) de jour (jaune) et de nuit (noir)

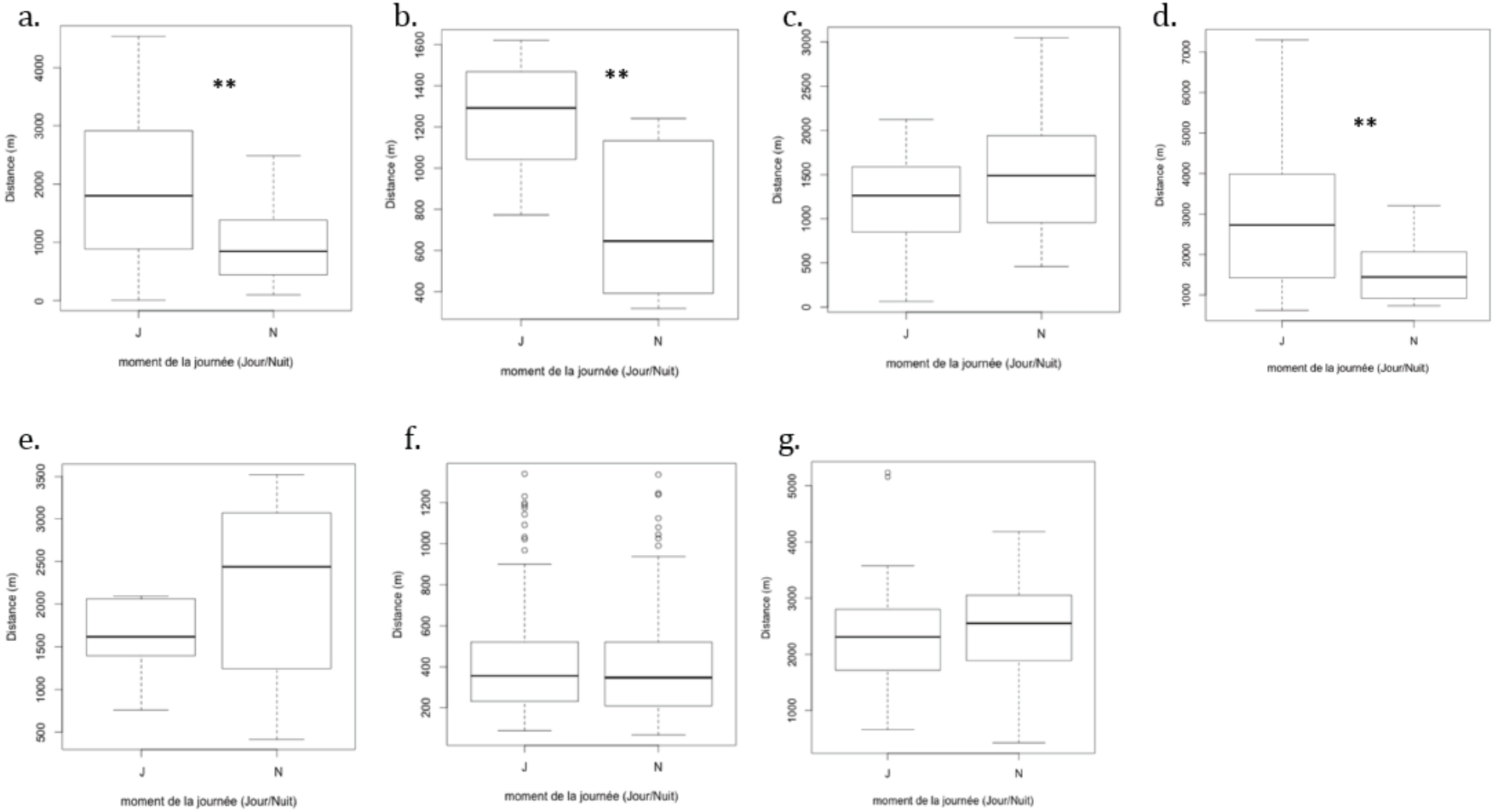
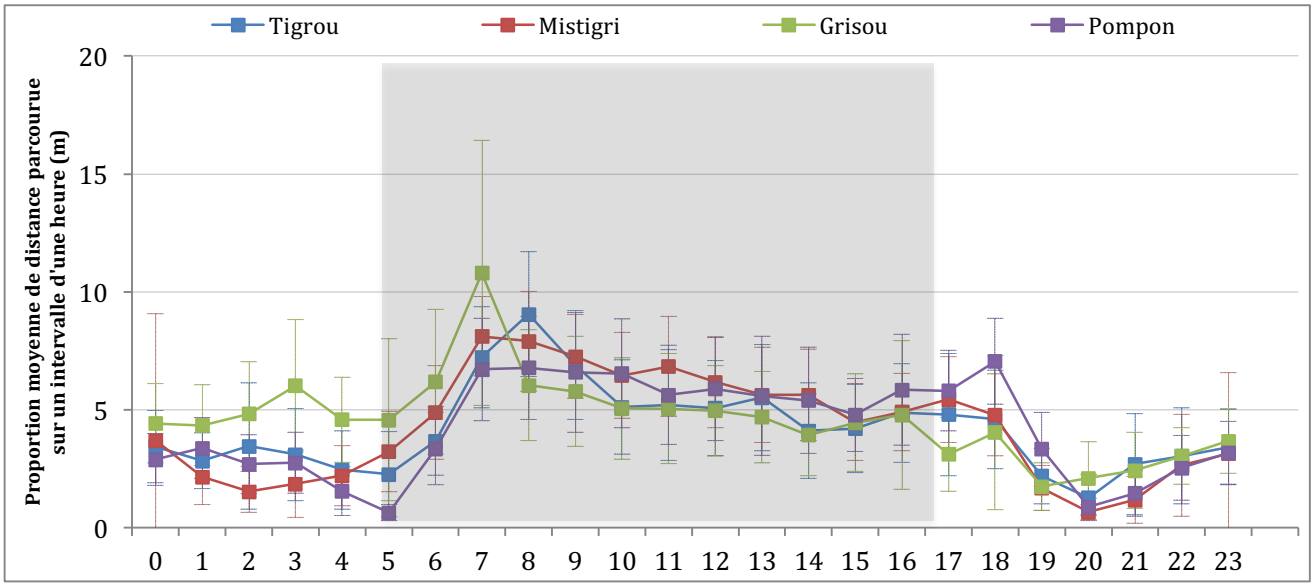


Figure 4.19. Distance moyenne parcourue par chaque individu femelle équipée (a. Grisounette, b. Tortank, c. Baghera, d. Khal, e. Grisette, f. Noireaude, g. Carapuce), de jour (J) et nuit (N). *P < 0,05 ; **P < 0,01 ; ***P < 0,001)

Patrons horaires des distances parcourues par les chats harets équipés

Chez les mâles, un patron horaire commun sur la distribution des distances parcourues sur 24h est observé. Il n'y a pas d'effet de l'individu (F = 1,782, P = 0,148) (Fig. 4.20a).

a.



b.

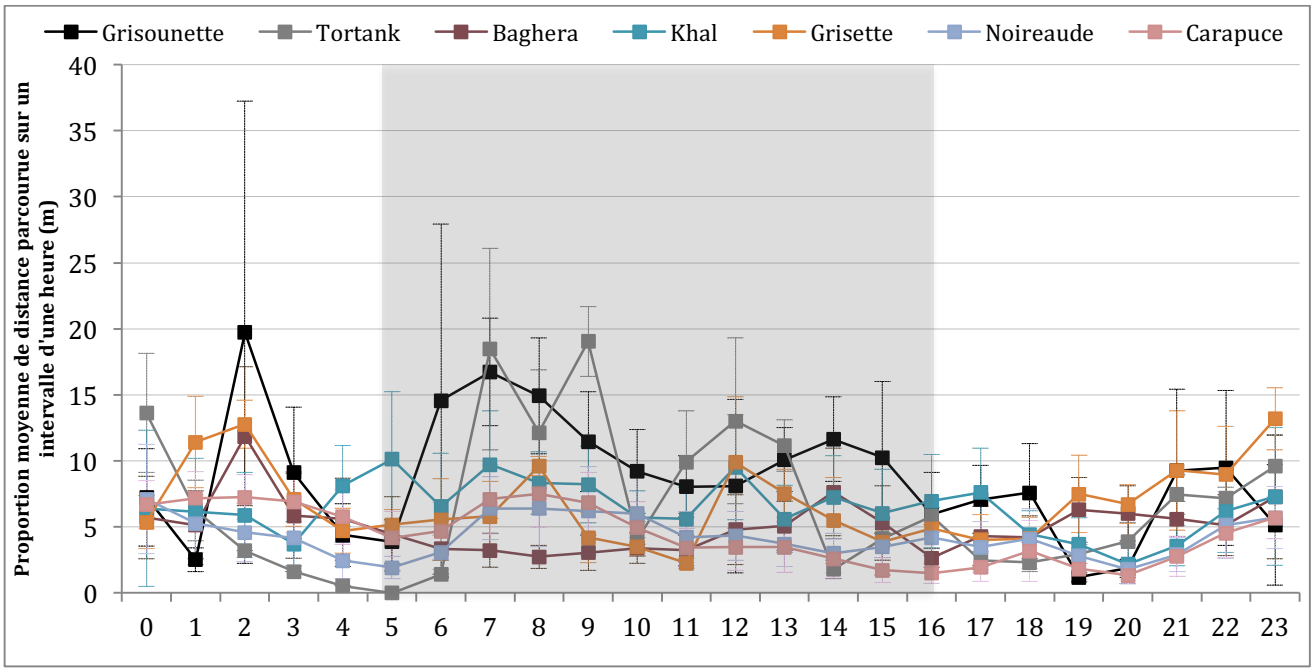


Figure 4.20. Proportion moyenne de la distance parcourue au long de la journée sur l'ensemble de la période d'équipement par les individus a) mâles, b) femelles

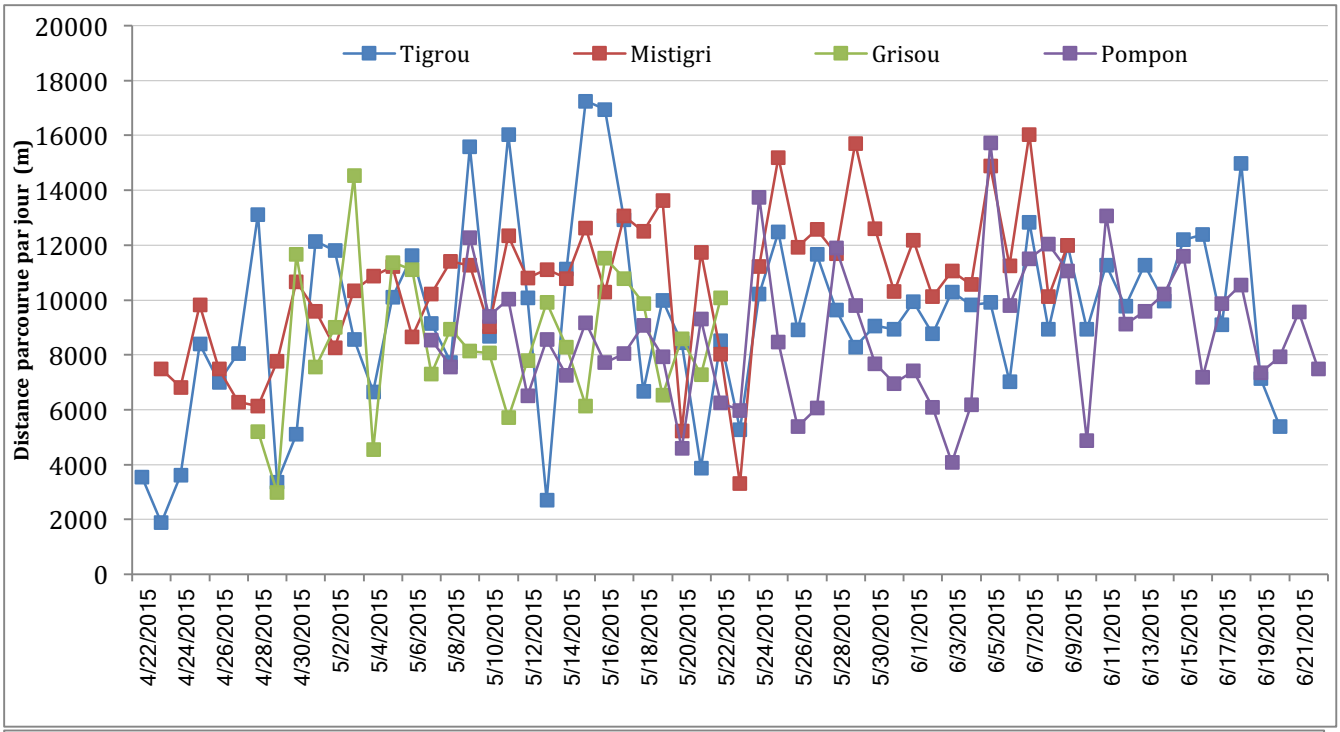
La majorité des distances sont parcourues de jour avec un pic notable autour de 7 heures du matin et selon le mâle considéré, entre 6,7 et 10,8 % des distances moyenne parcourues en 24h, parcourues dans ce créneau. Autour de 20 heures, les distances parcourues sont généralement très faibles (entre 0,7 et 2,1 %) puis augmentent jusqu'à minuit (entre 2,9 et 4,4 %).

A contrario aucun patron horaire des distances parcourues vraiment clair n'est observé chez les femelles et il y a un effet de l'individu (F = 33,459 ; P < 2e-16) (Fig. 4.18b). Néanmoins un léger pic nocturne est observé vers 23 h (entre 5,7 et 13,2 %) ainsi qu'un léger pic diurne à 7h du matin. Ce dernier n'est pas commun à toutes les femelles. Le pourcentage de distance parcourue moyen pour les femelles est maximum autour de ce créneau de 7h (9,3%) mais très variable entre les différents individus (entre 3,2 et 18,5%).

Patrons journaliers à l'échelle de la période d'équipement (proportion moyenne de distance parcourue par jour).

Sur la durée d'équipement il n'y a pas de tendance claire à l'augmentation ou diminution des distances totales parcourues au fil des jours ni pour les femelles ni pour les mâles (Fig. 4.21).

a.



b.

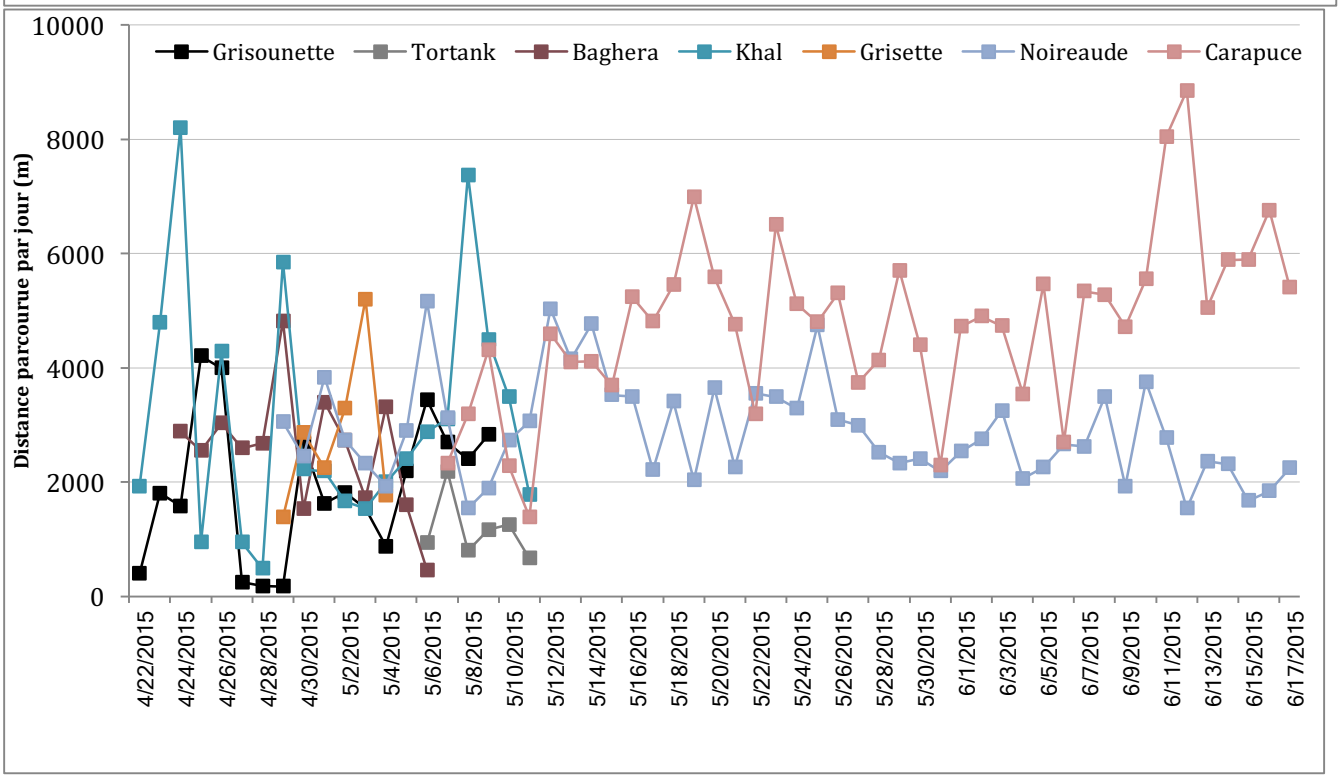


Figure 4.21. Distance parcourue par jour et pour chaque individu a) mâle b) femelle, sur l'ensemble de sa période d'équipement

4.1.3.6. Etude des déplacements des chats équipés en fonction de la période du cycle de reproduction des puffins fouquets (avant, pendant et après la période d'envol)

Chez les chats harets mâles équipés de colliers GPS, trois individus ont pu être suivis sur une longue période couvrant les trois périodes du cycle des puffins (avant, pendant et après la période d'envol), et un quatrième chat a été suivi sur les périodes pendant et après la période d'envol des puffins. Chez les femelles les données respectives de cinq, sept et deux femelles ont été récupérées pour les périodes avant, pendant et après la période d'envol des puffins. Les données de deux femelles sont disponibles sur les trois différentes périodes du cycle des puffins, les données de cinq femelles sont disponibles à la fois pour la période avant et pendant envol des puffins.

Chez les mâles, l'analyse des latitudes moyennes (« proxy » de la distance moyenne à la colonie de puffins située à l'extrémité sud de la presqu'île) montre deux chats résidants à des latitudes basses donc à proximité de la colonie (Tigrou et Grisou Fig 22a, b et c). Cependant l'un d'eux (Grisou) a été également observé à des latitudes plus hautes durant la période avant envol. « Pompon » est le chat qui semble résider aux plus hautes latitudes, tandis que « Mistigri » semble résider à des latitudes intermédiaires.

L'analyse des latitudes minimales observées aux différentes heures de la journée montre qu'avant la période d'envol des puffins, deux individus ont fréquenté le sud de la presqu'île où se trouve la colonie (Tigrou et Grisou, Fig. 4.22d, e et f). « Tigrou » semble être à des latitudes basses (i.e. à proximité de la colonie) à toutes les heures de la journée, tandis que « Grisou » se rend à ces latitudes entre 13h et 18h durant la période précédent l'envol, puis devient résidant pendant et après la période d'envol des puffins. Pendant la période précédent l'envol, « Mistigri » ne s'est pas rendu à des latitudes basses (i.e. à proximité de la colonie), tandis qu'il s'y rend pendant la période d'envol des puffins (entre 10 et 11h). Après la période d'envol, il fréquente des latitudes minimales plus basses, et à proximité de la colonie entre 7 et 15h. « Pompon » pendant la période d'envol descend à des latitudes minimales plus basses entre 10 et 19h tandis qu'après celle-ci, il fréquente la colonie à toutes les heures de la journée.

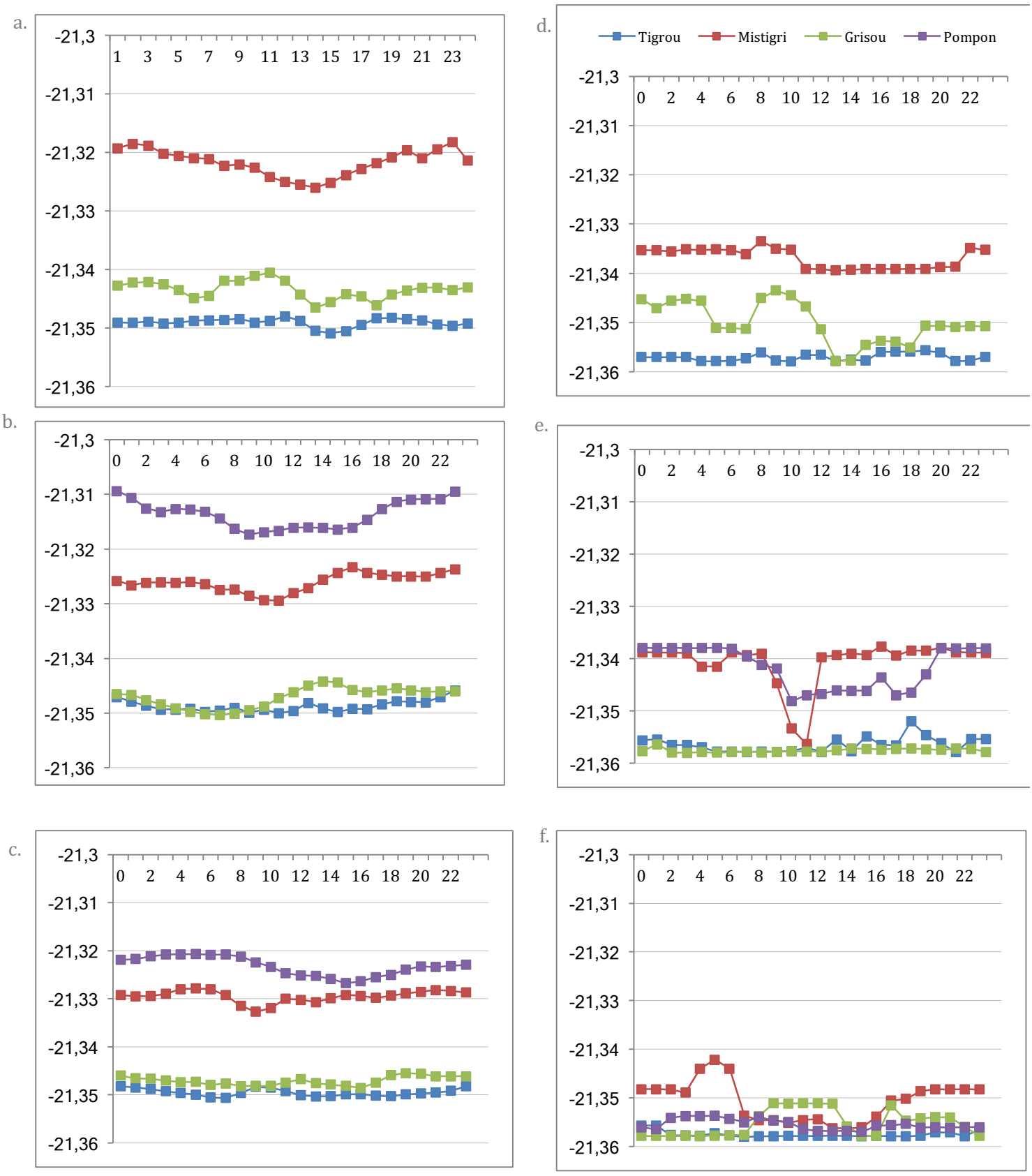


Figure 4.22. Latitudes moyennes (a, b, c) et minimales (d, e, f) enregistrées sur chacune des différentes tranches horaires pour les individus mâles avant (a, d), pendant (b, e), et après la période d'envol des puffins (c, f).

Les femelles occupent en moyenne des latitudes plus basses que les mâles quelle que soit la période considérée (Fig. 4.22 et Fig. 4.23). Avant la période d'envol des puffins, une des cinq femelles équipées (Noireaude), semble être résidente à des latitudes correspondant à l'emplacement de la colonie de puffin (latitude < 21,35) (Fig. 4.23a.). A cette même période, deux femelles supplémentaires fréquentent la colonie, l'une à toute heure (Baghera), l'autre (Khal) à 5 et 8 heures (Fig. 4.23d).

Pendant la période d'envol des puffins, quatre femelles semblent être résidentes à des latitudes qui correspondent à l'emplacement de la colonie, à savoir « Noireaude », « Baghera » et deux femelles nouvellement équipées (Tortank et Carapuce) (Fig. 4.23b). Un individu supplémentaire (Khal) fréquente la colonie de manière ponctuelle entre 8 et 9h (Fig. 4.23e). Les deux autres individus femelles suivis aux périodes avant et pendant l'envol (Grisette et Grisounette) restent à des latitudes plus hautes à ces deux périodes (Fig. 4.23a, b, d, e). Après envol, les deux seules femelles suivies (Noireaude et Carapuce) semblent être résidantes aux latitudes correspondant à l'emplacement de la colonie de puffins fouquets (Fig. 4.23c et Fig. 4.23f).

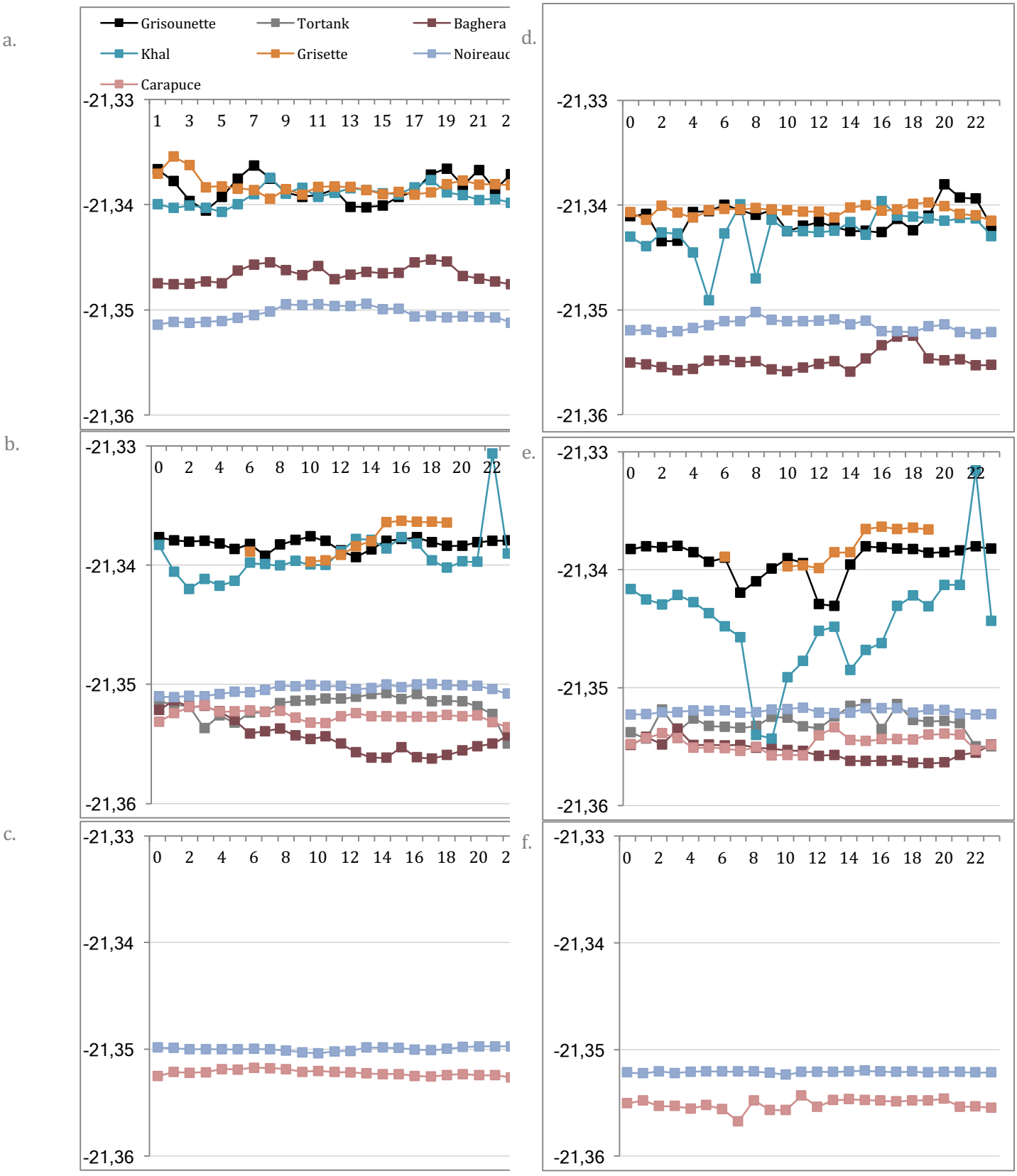
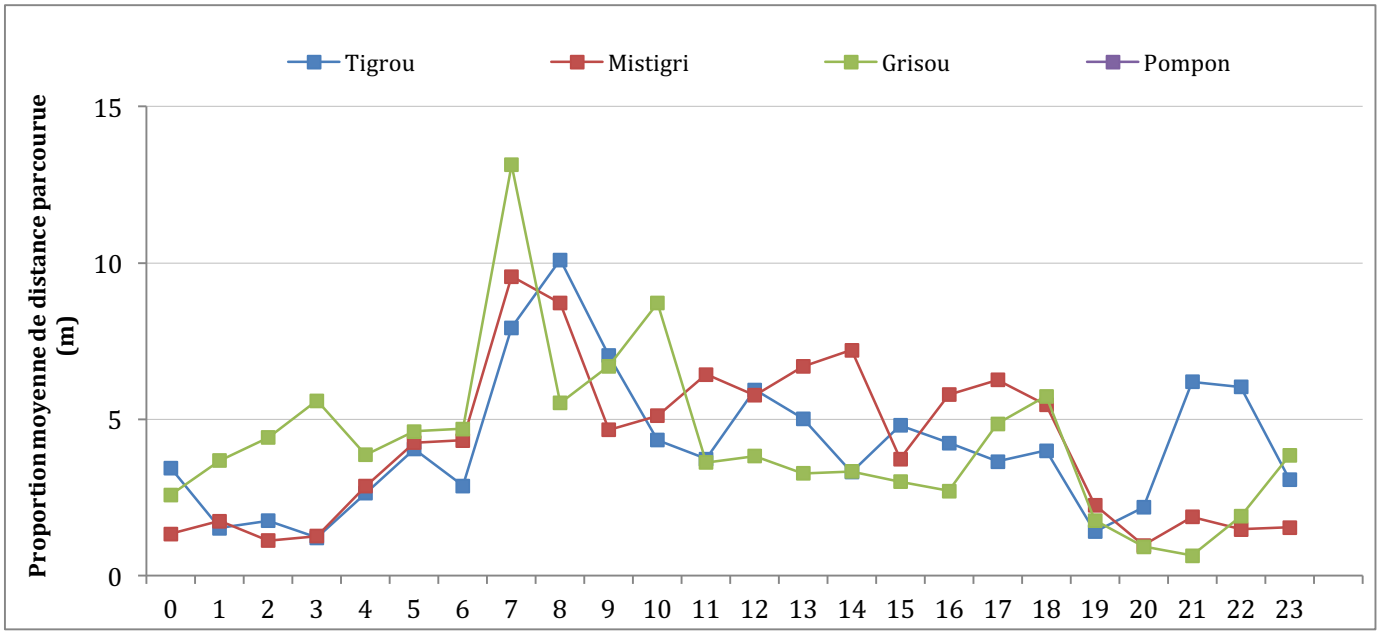


Figure 4.23. Latitudes moyennes (a, b, c) et minimales (d, e, f) enregistrées sur les différentes tranches horaires pour les individus femelles aux périodes avant (a, d), pendant (b, e), et après envol des puffins fouquets (c, f).

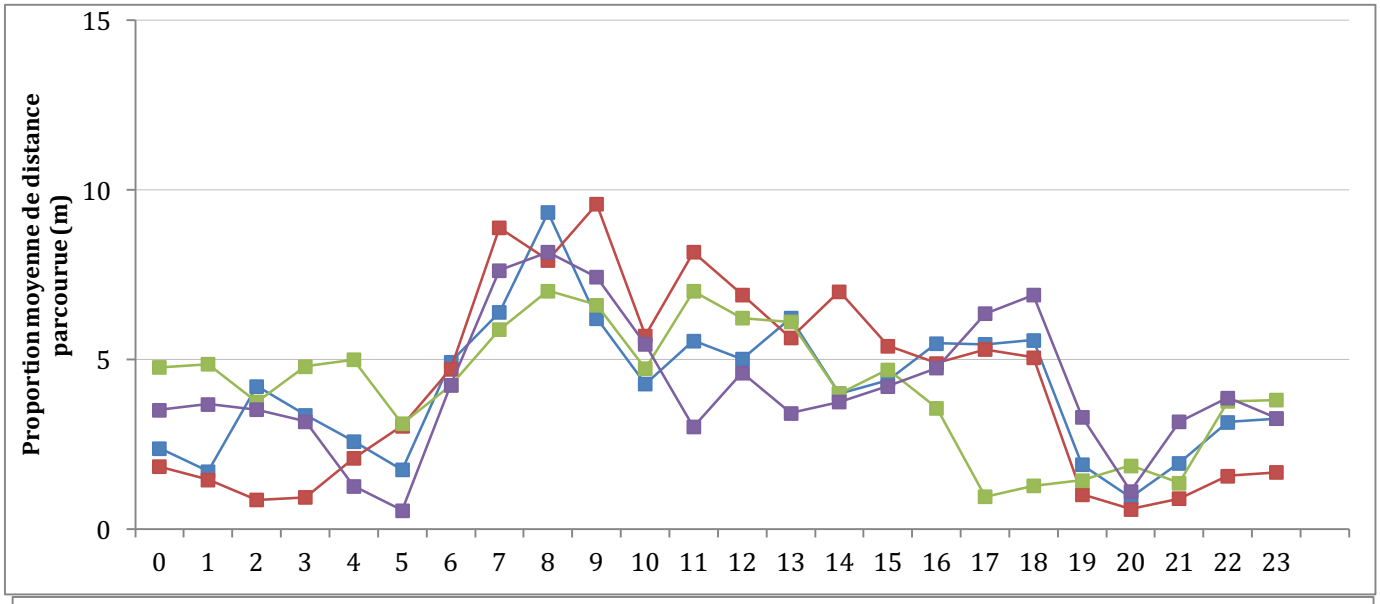
Pour les chats harets mâles, les heures de fréquentation de latitudes basses (abords de la colonie) correspondent à des heures où sont effectués la majorité des distances parcourues dans la journée et ce pour chacune des périodes considérées (Fig. 4.24a, b et c). Il n'y a pas d'effet de la période du cycle du puffin sur le patron horaire des distributions des distances parcourues (F = 1,260 ; P= 0,284). On ne constate pas non plus d'effet de l'individu (F = 1,782 ; P = 0,148), ni d'effet de l'interaction individu et période du cycle des puffins (F = 1,252 ; P = 0,282) sur la répartition des distances parcourues sur 24 h.

Pour la femelle « Khal » qui fréquente de manière ponctuelle des latitudes basses (abords de la colonie) pendant la période d'envol des jeunes, les heures de fréquentation correspondent à des heures où l'individu parcourt des distances importantes (Fig. 4.25e). Il n'y a pas d'effet de la période du cycle du puffin sur le patron horaire des distributions des distances parcourues (F = 1,832 ; P= 0,1603) (Fig. 4.24 et Fig. 4.25). Il y a un effet de l'interaction individu et période du cycle des puffins (F = 3,010 ; P = 0,0103) sur la répartition des distances parcourues sur 24 h. A paramètre période fixé, on constate un effet individu à chacune des différentes périodes du cycle des puffins ; à savoir avant envol (F = 16,16 ; P < 2e-16), pendant l'envol (F = 12,24 ; P < 2e-16), et après envol (F = 2.607 ; P = 0.0232).

a.



b.



c.

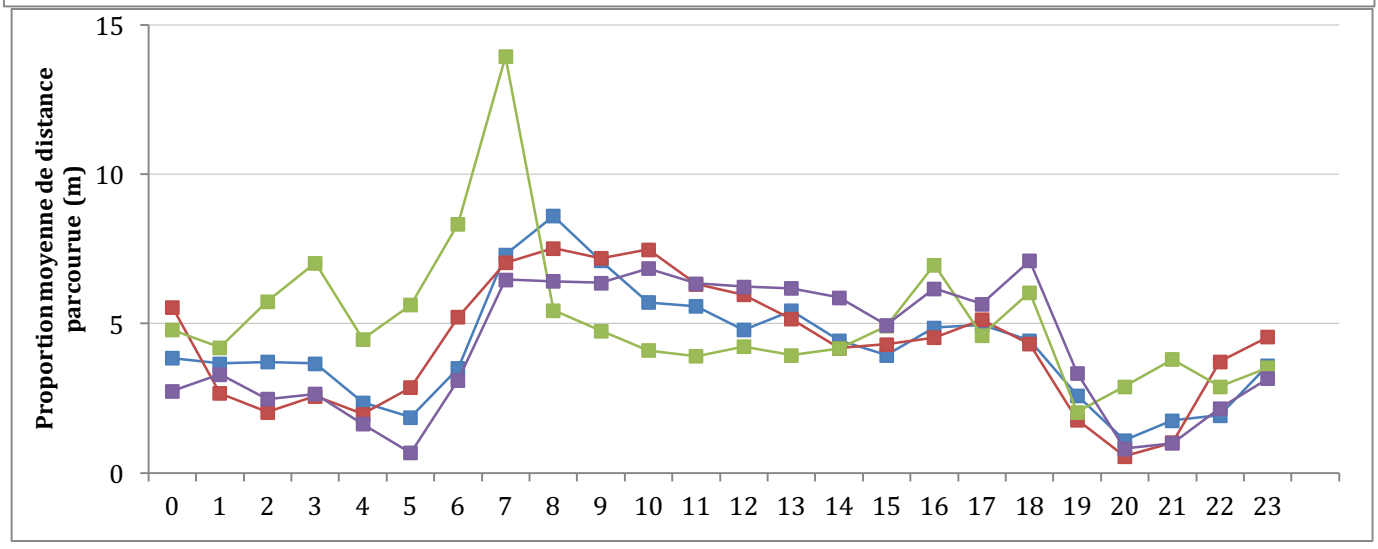
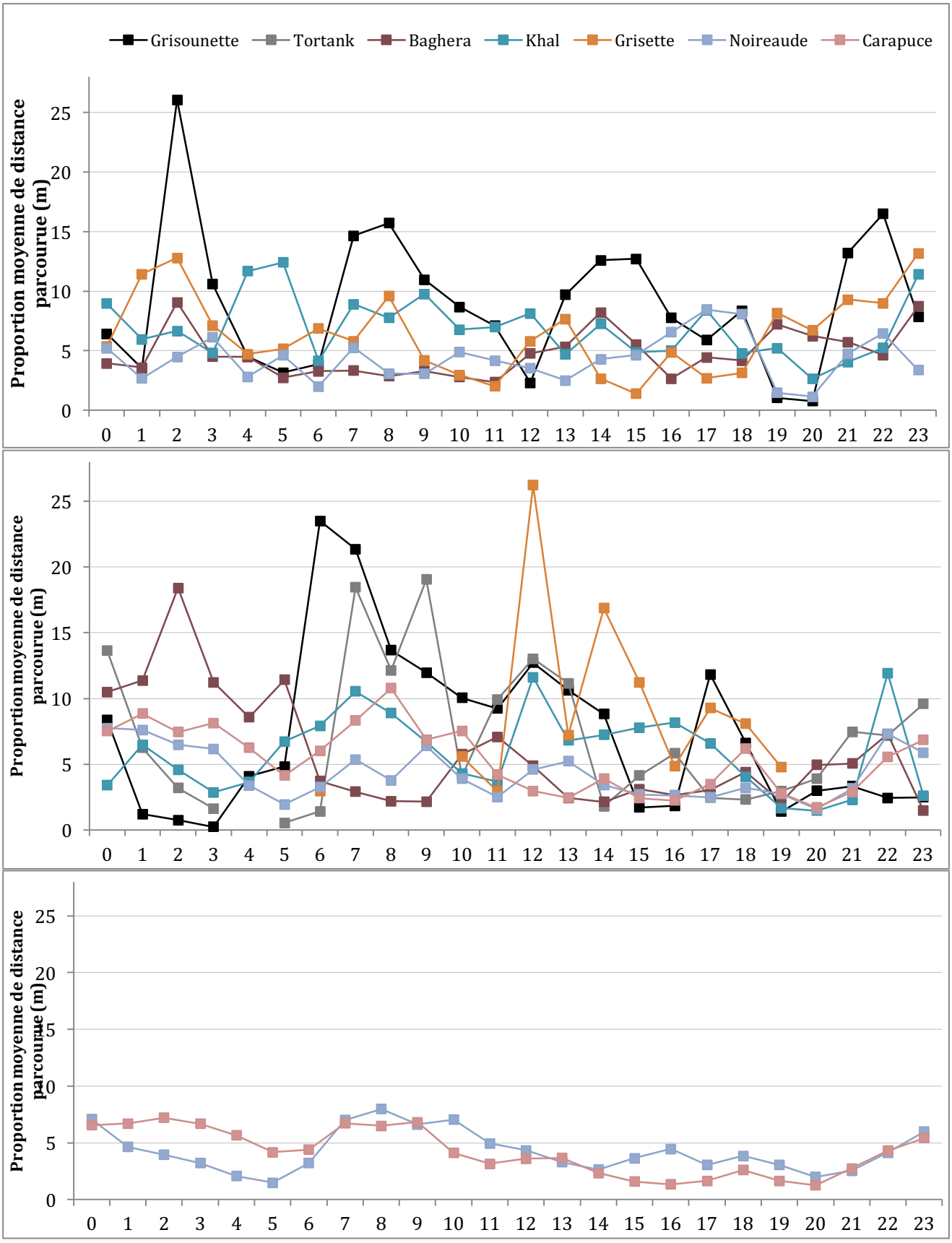


Figure 4.24. Proportion moyenne de la distance parcourue par chaque individu mâle au long de la journée a) avant, b) pendant et c) après l'envol des puffins



c.

Figure 4.25. Proportion moyenne de la distance parcourue par chaque individu femelle au long de la journée a) avant, b) pendant et c) après l'envol des puffins

a.

4.1.4. Discussion

4.1.4.1. Compréhension des patrons de prédation saisonnier du chat haret sur les puffins fouquets par analyse du régime alimentaire

Les puffins fouquets représentent une part importante du régime alimentaire des chats harets sur ce site (avec une fréquence d'occurrence moyenne de 9,68 ± 7,18 % sur le cycle annuel et une fréquence d'occurrence maximale de 30,16 %). La prédation d'espèces d'oiseaux marins est un fait courant sur les différentes îles du monde (e.g. Stattersfield et Capper, 2000, Bonnaud et al. 2015a). La forte prédation qu'exerce le chat haret sur les oiseaux marins est principalement due au fait que ces espèces autochtones n'ont pas développé de comportement de défense ou de fuite face à ce prédateur (Burger et Gochfeld, 1994 ; Keitt et al., 2002 ; Martinez-Gomez et Jacobsen, 2003) et constitue une proie très rentable sur un plan énergétique (Bonnaud et al. 2007, Bonnaud et al. 2015a).

Par ailleurs, la saisonnalité et la répétabilité des patrons de prédation des chats harets sur les puffins fouquets sont intéressantes. La prédation a lieu tout au long du cycle reproducteur de cette espèce mais montre des patrons de prédation originaux et inattendus au vu de ce qui est communément mis en avant dans la littérature. En effet au fur et à mesure du déroulement du cycle de reproduction des puffins fouquets, on constate une augmentation de la fréquence des restes de puffins dans les fèces de chats (Fig. 4.5). La prédation au début du cycle reproducteur (i.e. arrivée des individus et formation des couples) est faible comparée à d'autres travaux étudiant ces questions sur d'autres espèces de procellariidés (e.g Bonnaud et al., 2007). La période de formation des couples, n'est visiblement pas une période de forte vulnérabilité à la prédation pour cette espèce d'après les éléments retrouvés dans les fèces de chats harets. Néanmoins, c'est une période où il y a probablement le plus d'individus prospecteurs, i.e. d'oiseaux qui n'ont pas encore de partenaire ni de terriers (Ristow, 1998; Bradley et al., 1999; Hunter et al., 2000; Pontier et al., 2008), et où les chats harets peuvent tuer de nombreux individus sans les consommer (i.e. « surplus killing ») (Peck et al., 2008). Les oiseaux prospecteurs qui fréquentent les colonies passent nettement plus de temps au sol à vocaliser et à rechercher ou aménager un terrier comparativement aux reproducteurs. Ces oiseaux prospecteurs sont donc potentiellement plus vulnérables à la prédation que les reproducteurs qui rejoignent plus rapidement l'abri de leur terrier (Bourgeois et al. 2008 ; Ruffino et al. 2008), bien qu'à cette période, les adultes reproducteurs passent plus de temps à l'entrée des terriers et donc plus vulnérable à la prédation (Le Corre, données non publiées).

Les analyses des fèces récoltées en janvier et mars montrent ainsi une forte prédation des chats harets sur le puffin fouquet durant la période de couvaison (de la ponte de l'oeuf jusqu'à

l'éclosion) et au stade jeune poussin. A cette période, les partenaires se relaient pour couver puis s'occuper du jeune poussin (Bourgeois et al. 2017). A part deux cas isolés de restes de jeunes oiseaux trouvés dans les fèces (restes de duvet et plumes en fourreau témoignant de l'étape de formation des plumes), la prédation par les chats harets semble essentiellement orientée vers les adultes reproducteurs ; la plupart des poussins étant inaccessibles car abrités au fond des terriers étroits (e.g. Bourgeois et al., 2008 ; Bonnaud et al., 2009). Chez les espèces longévives (accès tardif à la reproduction et productivité réduite) comme les procellariiformes, la mortalité au stade d'adulte reproducteur est particulièrement dommageable en terme de dynamique de la population (Bonnaud et al. 2012). Ainsi, la mort d'un adulte se traduit généralement par la mort du poussin (puisque le partenaire survivant peut difficilement assurer seul un nourrissage et des soins suffisants), ainsi que par la non-reproduction du partenaire survivant l'année suivante voire pendant plusieurs années (temps nécessaire notamment à la formation d'un nouveau couple) (Le Corre, 2008; Russell et al., 2009).

La très forte occurrence de restes de puffins dans les fèces de chats harets récoltées au mois de juin, montre une forte prédation exercée durant la période d'envol des jeunes (avril-mai) (Fig. 4.5). Il est donc probable, qu'outre la prédation d'adultes reproducteurs, les chats harets exercent une pression de prédation importante sur les jeunes puffins fouquets juste avant l'envol comme c'est le cas pour d'autres espèces de Procellariidés (Faulquier et al. 2009; Russell et al. 2009). En effet, durant une période de 1 a 2 semaines avant leur envol, les jeunes connaissent une phase « d'émergence » durant laquelle ils passent du temps à l'entrée, voir à l'extérieur des terriers afin d'exercer et déployer leurs ailes (Warham, 1996).

Ces patrons de prédation saisonniers originaux pourraient avoir des conséquences et effets inattendus sur la dynamique et la viabilité des populations de cette espèce d'oiseau marin puisque le prélèvement a vraisemblablement lieu sur toutes les classes d'âge et particulièrement sur les adultes reproducteurs et sur les jeunes à l'envol. Ces éléments viennent appuyer l'intérêt de mettre en place une étude d'impact de la prédation du chat haret sur la viabilité de cette population à court et long terme (CF partie 6.3.1).

4.1.4.2. Compréhension des patrons de prédation spatiaux du chat haret sur les puffins fouquets par analyse du régime alimentaire et étude des déplacements

Les fèces contenant des restes de puffins fouquets montrent une répartition non aléatoire sur le site d'échantillonnage (Fig. 4.6) et sont davantage concentrées à proximité de la colonie de

puffins fouquets. Cela pourrait éventuellement suggérer que les chats harets ayant les territoires les plus proches de la colonie consomment davantage cette ressource. Néanmoins des fèces de chats harets contenant des restes de puffins fouquets sont retrouvées à plusieurs kilomètres (>3km) de la colonie ce qui suggère également la possibilité de grands déplacements des chats harets et notamment des individus consommant des puffins.

Equiper les chats de colliers GPS peut permettre de mieux comprendre si les fèces contenant des restes de puffins retrouvées loin de la colonie traduisent des comportements de type « raid alimentaire » (i.e. individus ayant un cœur de territoire loin de la colonie mais s'y rendant pour se nourrir du fait de la concentration géographique de cette ressource facilement accessible) ou d'individus globalement très mobiles (i.e. individus ayant des territoires cœurs plus ou moins proches de la colonie mais étant très mobiles).

Des déplacements importants de la part d'individus ayant un cœur de territoire éloigné, peuvent correspondre à des déplacements à « risque » (en traversant éventuellement les territoires d'autres chats, des routes, etc.) dans le but d'aller se nourrir sur la colonie. Ces « risques » peuvent être largement compensés par la certitude de se procurer une proie facile à attraper et rentable énergétiquement (Keitt et al. 2002, Bonnaud et al. 2007, Russel et al. 2009). Par ailleurs, les pistes sur lesquelles sont récoltées les fèces peuvent correspondre à des espaces relativement « neutres » permettant la circulation relativement « libre » des individus, y compris de ceux provenant de territoires plus éloignés, ce qui peut faciliter le déplacement des animaux et leur accès à la colonie. Des études récentes semblent montrer l'existence de « corridors » dans le cadre d'une ressource abondante localisée très attractive (e.g. Hervias et al. 2014 ; Bonnaud et al. 2015b : Recio et al. 2017). Ces éléments feront l'objet d'analyses plus poussées dans les mois à venir, où il s'agira d'étudier dans le détail les déplacements sur ces pistes et en dehors (i.e. fréquences, allures, direction).

Le nombre de chat haret pour lequel les données GPS ont pu être récupérées a été satisfaisant (n=11 dont 4 mâles et 7 femelles). Ce nombre est au-dessus du nombre d'individus moyen équipés dans les précédentes études publiées travaillant sur ce type de question et sur ce modèle biologique (via données VHF ou GPS) (Tableau 4.6, Bridges et al. 2015).

Tableau 4.6. Description de détails méthologiques et de résultats (100% MCP) d'autres études ayant suivi des populations de chats harets avec des équipements de type colliers GPS ou VHF. Adapté de Bridges et al. 2015.

Region	Location	Habitat	Method	Sample size	100% MCP (females)	100% MCP (males)	Reference
France	Levant Island	Maquis shrub, sclerophyllous forest	VHF	1F:2M	182	64	Bonnaud et al. (2015)
New Zealand	South Island	Mainland, agricultural	VHF	13F:9M	249	189	Norbury et al. (1998)
New Zealand	South Island	Mainland, coastal grassland	VHF	3F:7M	148	207	Moller and Alterio (1999)
New Zealand	North Island	Agricultural	VHF	4F:9M	154	240	Langham and Porter (1991)
Italy	Northern	Agricultural	VHF	4F:3M	148	264	Genovesi et al. (1995)
United States	San Clemente Island	Island, Mediterranean, semiarid	GPS	6F:5M	179	288	Bridges et al. (2015)
Ecuador	Galapagos Islands	Island, semiarid woodland	VHF	4F:10M	82	304	Konecny (1987)
United States	Catalina Island	Island, Mediterranean semiarid	VHF	7F:5M	170[a]	370[a]	Guttilla and Stapp (2010)
Australia	New South Whales	Mainland, agriculture and open woodland	VHF	4F:11M	238	423	Molsher et al. (2005)
New Zealand	North Island	Mainland, forested	VHF	7F:14M	117	446	Gillies et al. (2007)
Australia	Victoria	Mainland, forested	Both	4F:4M	105	455	Buckmaster (2012)
Australia	Victoria	Mainland, semiarid	VHF	2F:4M	170	620	Jones and Coman (1982)
Australia	Kangaroo Island	Island, Mediterranean mixed vegetation	GPS	4F:9M	516	838	Bengsen et al. (2012)
New Zealand	South Island	Mainland, River valley	GPS	1F:4M	1,607	876	Recio et al. (2010)
New Caledonia	Pindaï Peninsula	Dry Forest on littoral	GPS	7F:4M	89	1006	This study
Australia	Gibson Desert	Mainland, desert	VHF	1F:2M	~700[b]	~1,200–1,500[b]	Burrows et al. (2003)
Australia	Northern Territory	Mainland, semiarid woodland	VHF	0F:4M	—	2,210	Edwards et al. (2001)
Australia	Interior	Mainland, arid range	GPS	3F:7M	2,078[b]	3,232[b]	Moseby et al. (2009)

[a] 95% MCP; as calculated from breeding season observations.
[b] 95% MCP.

La quantité et qualité des données récupérées et utilisables ont également été très satisfaisantes avec 44189 points collectés et une moyenne de 4017 ± 3101 points par individu et la bibliographie préconisant un nombre minimum de 30 points pour les calculs de taille de territoire (Seaman & Powell 1996). Des publications plus récentes étudiant les déplacements de chats harets présentent des nombres moyens de points GPS par chat compris de 39 et 5200 points (Tennent & Downs, 2008, Martin et al. 2013, Wood et al. 2016) sur des périodes d'équipement équivalentes (nombre de points minimum et maximum dans notre étude : 394 et 8555 point par individu).

Territoires et déplacements des chats harets

Les domaines vitaux mesurés par les MCP sont toujours plus grands pour les mâles que pour les femelles, résultat retrouvé dans la plupart des travaux menés précédemment et publiées (e.g., Kangaroo Island, Australie dans Bengsen et al. 2012 ; San Clemente Island, US dans Bridges et al. 2015, Tableau 4.6). Pour autant, dans notre étude cet écart est fortement marqué puisque les domaines vitaux des mâles sont en moyenne presque douze fois plus grands que ceux des femelles, alors que dans la littérature les territoires des mâles sont environ deux voire quatre fois plus grands pour la plus grande différence trouvée dans la littérature (Bugmaster et al. 2012, Tableau 4.6). Seules trois études montrent des domaines vitaux plus grands pour les femelles que pour les mâles, deux sur l'île sud de la Nouvelle Zélande (Norbury et al. 1998, Recio et al. 2010) et une sur l'île du Levant en France. Néanmoins, au vu du faible nombre d'individus suivis (i.e. une seule femelle) dans cette dernière étude et dans celle de Recio et al. 2010, ces

résultats semblent peu probants et doivent être complétés pour être vraiment comparables sur ce point.

Les domaines vitaux moyens (100% MCP) mesurés dans notre étude pour les mâles sont de grandes tailles puisque seules trois études montrent des domaines vitaux plus grands, et ce dans des habitats arides, semi arides ou désertiques en Australie, milieux facilitant ou nécessitant de grands déplacements (Burrows et al. 2003, Edwards et al. 2001, Moseby et al. 2009, Tableau 4.6). La grande taille des territoires pourrait être expliquée par la présence de nombreuses pistes qui peuvent faciliter les déplacements, mais aussi par la pauvreté de ce site en terme de ressource et l'attractivité de la colonie pouvant elles aussi induire de grands déplacements pour combler les besoins alimentaires journaliers. Ces grands déplacements pour les males pourraient aussi être expliqués par l'accès aux femelles qui sont nombreuses autour de la colonie de puffins. Les domaines vitaux moyens (100% MCP) mesurés dans notre étude pour les femelles sont par contre parmi les plus petits avec seulement une étude montrant des domaines vitaux plus petits (Konecny 1987 ; Tableau 4.6).

La biologie et la physiologie des chats harets conditionnent en grande partie les déplacements et donc les territoires des chats. Les chats harets sont des mammifères carnivores solitaires, ayant un système de reproduction polygyne dans lequel les mâles ont accès à plusieurs femelles (Liberg et al. 2000). Les territoires des mâles sont principalement déterminés par l'accès aux femelles, tandis que les territoires des femelles sont principalement déterminés par la disponibilité des proies et la distribution des autres femelles (Liberg et al. 2000 ; Power, 2000 ; Turner & Bateson 2014) Les sites hautement productifs, en terme de biomasse offrent des conditions trophiques peu limitantes avec souvent une plus vaste gamme de proies et des abondances plus importantes que pour des sites moins productifs (Ferguson et al., 2009). Ainsi sur des sites hautement productifs les femelles peuvent satisfaire leurs besoins nutritionnels sur un territoire plus petit (Konecny, 1987 ; Powell, 2000). La zone autour de la colonie étant une zone de ressource trophique importante, ces éléments peuvent expliquer la taille réduite des territoires des femelles, dont quatre d'entres elles sont quasi exclusivement localisées autour de la colonie (Fig. 4.11 et Fig. 4.12). Les trois autres femelles ont leurs domaines vitaux concentrés sur deux zones où des ressources d'origine anthropique sont disponibles (i.e. poubelles de deux camps). Néanmoins la taille des territoires peut être plus importante quand la productivité, disponibilité en proie est localisée ou très saisonnière (Kenecny, 1987, Powell, 2000). Ainsi les femelles pourraient avoir des domaines viaux plus larges quand la productivité et/ou la disponibilité en proie diminuent. Il serait intéressant de mesurer les variations et positions des domaines vitaux des différents individus en fonction des différentes périodes du cycle des

puffins fouquets sur le site (i.e. présence/absence). Ces questions feront l'objet de nouvelles analyses dans les mois à venir.

Organisation des territoires (KDE 95% et KDE 50%) et fréquentation de la colonie

L'analyse fine de l'organisation des territoires des chats harets par calcul des kernels de densités couplée aux résultats de leurs déplacements à des latitudes correspondant à l'emplacement de la colonie durant les différentes périodes du cycle des puffins, apportent des éléments intéressants pour la compréhension des patrons de prédation des chats. Le cœur des domaines vitaux (KDE 50%) de quatre femelles et d'un mâle chevauchent l'emplacement de la colonie de puffins fouquets (Fig. 4.12). Ces individus, résidents, sont certainement les plus menaçants pour la colonie de puffins fouquets. Deux mâles supplémentaires montrent un chevauchement de leur domaine vital (KDE 95%) avec l'emplacement de la colonie, ce qui montre une fréquentation de la zone. Pour les chats mâles l'analyse de la fréquentation des latitudes minimales (proxy de l'emplacement de la colonie) au cours de la journée, et aux différentes périodes du cycle des puffins fouquets montre des comportements semblant être liés à l'activité de la colonie de puffins. Peu importe la période considérée, le mâle ayant le cœur de territoire sur la colonie fréquente des latitudes correspondant à son emplacement, ce qui confirme son caractère de résident. Durant la période précédent l'envol des puffins un individu supplémentaire fréquente la colonie de manière transitoire (entre 13h et 18h) tandis qu'il en devient résident pendant et après la période d'envol des puffins. Pendant la période d'envol des puffins, deux individus supplémentaires fréquentent la colonie de manière transitoire l'un entre 10h et 11h l'autre entre 10h et 19h. Après l'envol tous les individus fréquentent la colonie, l'un des deux derniers de manière transitoire seulement entre 10 et 19h (Fig. 4.22).

Ces éléments montrent des patrons de déplacement individuels intéressants qui varient selon la période considérée (i.e. vis à vis de la période du cycle des puffins fouquets). Ils tendent à confirmer l'attractivité de la colonie en journée pendant la période précédent l'envol, ce qui va dans le sens d'une prédation sur les adultes reproducteurs et les jeunes à l'entrée des terriers comme mentionné précédemment. Par ailleurs, ces éléments démontrent également une forte attractivité de la colonie durant l'envol des jeunes ce qui peut se traduire par une forte prédation sur les jeunes à cette période cruciale, moment où les colonies d'oiseaux marins sont particulièrement attractives (e.g. Faulquier et al. 2009; Russell et al. 2009).

Les chats équipés sont très mobiles et montrent une activité diurne plus importante que nocturne (d_{jour} = 4153,8 ± 3004,1m et d_{nuit} =2359,0 ± 1373,7 m). Les mâles sont également plus mobiles que les femelles. En effet les distances moyennes parcourues par jour pour l'ensemble des individus sont de l'ordre de 6512,8 ± 4377,8 m alors qu'elles sont respectivement de 8849,6

± 5396,0 m pour les males et de 3593,6 ± 2136 m pour les femelles, ce qui est cohérent avec les tailles de territoire respectives. Leo et al. (2017) mettent en évidence des distances maximales de 2,4 kilomètres parcourues par jour par les mâles qu'ils caractérisent de longues distances. Mc Gregor et al. (2017) parlent de déplacement de longue distance quand ceux-ci dépassent 5 kilomètres.

Pour les mâles, les distances parcourues montrent un patron temporel commun avec de plus grandes distances le jour (qui représente en moyenne 67,0% de la distance parcourue sur 24h) alors qu'il est moins clair pour les femelles pour lesquelles les déplacements de jour et de nuit (4 individus femelles) sont soit équivalents, soit plus important de jour aussi (3 individus femelles) (en moyenne 54,0% de la distance parcourue sur 24h est parcourue de jour). Cette activité diurne contre-intuitive (i.e. les chats étant généralement des animaux aux moeurs nocturnes, Turner & Bateson 2014) avait été suggérée lors de l'analyse des données de piégeage photographique (Chapitre 5). Les patrons de déplacements (i.e. proportions de distances parcourues) montrent un patron commun chez les mâles qui parcourent la majorité de leur distance journalière entre 7h et 18h avec un pic autour de 7h du matin (entre 6,7 et 10,8% selon le mâle considéré) (Fig. 4.18). Aucun patron horaire des distances parcourues vraiment clair n'est observé chez les femelles mais un léger pic nocturne est observé vers 23h (entre 5,7 et 13,2 %) ainsi qu'un léger pic diurne à 7h du matin, ce dernier n'étant pas commun à toutes les femelles. Le pourcentage de distance parcourue moyen pour les femelles est maximum autour de ce créneau de 7h (9,3%) mais très variable entre les différents individus (entre 3,2 et 18,5%) (Fig. 4.21). Une étude en Nouvelle Zélande (Tasman Valley) met en évidence une activité diurne importante avec une partie des déplacements effectués de jour (la majorité des déplacements étant réalisés entre 15h et 3h du matin) (Recio et al. 2010). Une autre étude met en évidence des déplacements diurnes chez les chats harets en Australie pouvant être expliquée par la facilité à chasser de jour ces marsupiaux pourtant nocturnes (*Dasyurus hallucatus*) (Mc Gregor et al. 2015). Ces éléments laissent penser que la prédation du chat haret sur les puffins a lieu le jour et principalement sur les adultes reproducteurs et les jeunes (les individus prospecteurs étant présents uniquement la nuit lors de l'élevage des jeunes, Bourgeois et al. 2017). En effet à cette période de fin d'élevage des jeunes, les oiseaux se rapprochent de l'entrée des terriers, comme c'est le cas chez d'autres espèces de Procelariidés (e.g. Brooke 2004 ; Bourgeois et al., 2008) Il serait intéressant d'étudier les déplacements des chats harets à d'autres périodes du cycle des puffins pour confirmer ces éléments, notamment les périodes précises du cycle de reproduction des puffins auxquelles ces différents chats sont présents sur la colonie. Ces éléments permettraient de mettre plus clairement en évidence les classes d'individus prédatés (en s'attachant par exemple à étudier si les chats fréquentent de plus en plus la colonie de jour plus on approche de l'envol des jeunes).

Chapitre 5.

5. Effets d'une opération expérimentale de contrôle d'une population de chats harets

Illustrations :

a. et b. Piège photographique en cours d'installation par Mathieu Mathivet et Pauline Palmas

c. et d. Chats harets photographiés par des pièges photographiques

Résumé :
Les populations de chats harets menacent la biodiversité et particulièrement sur les écosystèmes insulaires. Les chats harets ont envahi l'archipel de Nouvelle-Calédonieet l'on trouve des populations de ce prédateur invasif des habitats de bord de mer jusqu'aux plus hauts sommets et forêts humides, alors que la plupart des habitats abritent des assemblages d'espèces uniques. Dans cette partie, nous nous sommes attachés à évaluer les effets d'un effort de contrôle intense mais court sur le moyen terme sur une presqu'île abritant une importante colonie d'oiseaux marins. Un contrôle de la population de chats harets par piégeage et euthanasie a été mené sur 2 mois pour un effort de capture de 1200 jours.pièges. Des pièges photographiques ont été utilisés comme méthode de capture virtuelle afin évaluer la taille de la population de chats harets avant contrôle et trois mois après la fin de celui-ci. Trois indicateurs de la taille de la population de chats harets ont été calculés : indice d'abondance, nombre minimum d'individus et densités estimées par l'utilisation d'analyse SECR (Spacially Explicit Capture Recapture). L'indice d'abondance indique une présence de chats harets identique sur le site d'étude entre les deux sessions de piégeage photographique, le nombre d'individu minimum estimé ne diminue que de 8% et les densités de chats estimées sont de 1,6 et 1,38 chats par km^2 respectivement pour les sessions de piégeage photographique avant et trois mois après la fin du contrôle. Par conséquent, malgré la suppression de 36 chats durant le programme de contrôle (ce qui correspond à environ 3,5 chats au km^2), le contrôle ne s'est pas avéré efficace pour réduire de manière durable la taille de la population (3 mois après contrôle). L'indice d'activité qui est l'indice le plus simple et le moins couteux à mettre en œuvre, parait adéquat pour mesurer des abondances relatives de chat haret (i.e. inter sites et lors d'opération de contrôle) et est l'indice que nous recommandons aux gestionnaires. Par ailleurs, le suivi de la population par piégeage photographique après contrôle montre (i) une détection plus importante d'individus au nord de la presqu'île, (ii) des tailles de territoire moyens et de déplacements plus importants par rapport à la session de piégeage photographique initiale. Ces éléments renforcent l'hypothèse de recolonisation rapide de la presqu'île par immigration, et ce probablement par des individus sub-adultes à la recherche de territoire et en délimitation de leurs domaines vitaux Le contrôle létal sur des zones non clôturées nécessite d'être intense et permanent même sur des sites où les possibilités de recolonisation pourraient à première vue paraître limitées. L'exclusion par clôture est recommandée sur cette presqu'île inhabitée. Elle doit être précédée d'une étude de faisabilité, de campagne de sensibilisation afin d'optimiser la pérennité et l'efficacité de ce type d'installation dans le contexte de la Nouvelle Calédonie.

Cette partie correspond à l'article en préparation suivant :

Palmas P., Gouyet R., Oedin M., Millon A., Cassan J.J., Kowi J., & Vidal . Effect of high-intensity but short-time culling on a feral cat population. En préparation pour Pest Management Science.

5.1. Introduction

Most species extinctions on islands worldwide have been attributed to alien mammal predators (Courchamp, Chapuis & Pascal 2003; Blackburn *et al.* 2004; Doherty et al. 2016b). The domestic cat, *Felis catus*, is one of the most widespread introduced predators on islands. Its life history traits, companion animal status and usefulness as a rodent predator have promoted the domestic cat's wide-reaching human-mediated dispersal (Long 2003; ; Medina et al. 2011). Despite its long-standing domestication (Vigne et al., 2004; Driscoll et al., 2007; Hu et al., 2014), this species is still able to return to a wild stage, to rapidly reproduce and establish sustainable feral populations (Turner & Bateson, 2013). Feral cats are among the most harmful invasive predators for insular native fauna (Bellard et al., 2015; Doherty et al., 2016b). They are implicated in the recent extinction of 63 island species (40 bird, 21 mammal and 2 reptile species), i.e. 26% of recent extinctions, and threaten 430 vertebrate species (including mammals, birds and reptiles) (Doherty et al., 2016b). Mitigating feral cat impacts and reducing their populations has therefore become a global conservation priority, especially on islands housing high biodiversity (Doherty et al., 2017). Feral cat eradications have been successfully conducted on numerous islands worldwide, generally resulting in clear conservation benefits for many island mammals, birds and reptiles (e.g. Campbell *et al.*, 2011; Jones *et al.*, 2016). However, although recent management actions succeeded in eradicating cats from small and medium-sized islands (up to 62 000 ha - Dirk Hartog-, up to 29 000 ha - Marion) including "virtual" islands (within fenced enclosures), to date feral cat eradications remain unfeasible on the largest islands, particularly when inhabited. In such cases, population control (i.e. local limitation of abundance by culling) could constitute an alternative management strategy. The problem, however, is the high reinvasion rate in such "open" systems. Since felids can move rapidly and over long distances (Schmidt et al. 2009), the response to spatially restricted culling is typically compensatory immigration from surrounding source populations (e.g. Lieury et al., 2015). As a result, population control may mean the continuous removal of individuals (Lazenby et al., 2015); but the consequent high human and financial costs are an issue, given the limited resources typically available for such conservation programs (e.g. Doherty & Ritchie, 2017).

Due to the elusive behavior of cats, the success and efficiency of lethal control programs are difficult to assess and are therefore rarely monitored. Consequently, the level of control (i.e. the number of individuals or percentage of a population to remove) necessary to successfully reduce the invasive predators' population and their subsequent impacts is still largely unknown (e.g. Reddiex et al., 2006). Considering the complexity and cost of invasive predator control, monitoring such management is essential so as to decide whether to continue, adjust methods (intensity, periods, means employed), or cease the operation (Duron et al., 2017). For example,

in southern Tasmania, a long-term (13-month) but low-intensity culling of resident feral cats failed to reduce their abundance and even induced a temporary increase in numbers on the cull-sites, probably due to the continuous stimulation of immigration of individuals, likely the young (e.g. Lazenby et al., 2015). Other previous efforts on islands proved more efficient in controlling invasive populations at certain times of year, when populations or individuals are more vulnerable (Rocamora and Henriette, 2015). However, there are currently neither clear guidelines nor data on the factors affecting population management efficiency.

To shed light on such factors, we report herein a short but intense trap-culling operation conducted at a period unfavorable for the feral cat population (i.e. low availability of food resource), in a peninsula that should limit cat re-colonization, but where there are high and seasonal issues for seabird's conservation. Pindaï Peninsula which harbor a patchy and significant Wedge-tailed shearwaters colony (*Ardenna pacifica*, more than 10 000 – 15 000 breeding pairs, Spaggiari et Barré, 2003; BirdLife International, 2016) during 8 months per year, has been identified by managers as a priority conservation area for seabirds. The seasonal conservation issue presents the opportunity to carry out a temporal targeted feral cat control to mitigate their predation on seabirds during their breeding cycle.

We measured the effects of this control operation on feral cat abundance and density. Our aim was to assess the feasibility of such population control and their effect on population cat population size at mid-term. The ultimate goal of this study is to provide guidance on how to limit cat re-colonization and ensure effective population management.

5.2. Materials and Methods

5.2.1. Study site

New Caledonia is main island ("Grande Terre") is an old continental island belonging to Melanesia (Grandcolas et al. 2008) and located in the Pacific Ocean. With an area of 16,372 km^2, it houses three main natural habitats: Dry forest, Humid forest, and Maquis mosaic. The New Caledonian biodiversity hotspot shows outstanding levels of terrestrial species richness and endemism rates (Mittermeier et al., 2011; Myers et al., 2000). Since their introduction around 1860 (Beauvais et al. 2006), feral cats have now invaded the New Caledonia archipelago, from seashore habitats to the highest altitude forest (1628m) (Palmas et al. 2017). Most invaded habitats harbor unique species assemblages with high micro endemism rates, especially squamates, heavily preyed upon by cats (Palmas et al. 2017). An action plan currently being

drawn up by the local environmental authorities lists the feral cat among the top-five priority species for future management.

The Pindaï Peninsula (21° 19.40' S, 164° 57.50' E) (Fig. 5.1) has an area of 25.6 km^2 with a low (<15m) canopy and mean annual rainfall of less than 1,100 mm (Jaffré et al. 1993). It is covered in dry forest composed of a mosaic of sclerophylous and mesic forests on sedimentary and metamorphic rocks (Gillepsie and Jaffré, 2003; Isnard et al., 2016). Secondary successional sclerophyllous forests dominate this peninsula with *Acacia spirorbis* and *Leucana leucocephala* formations, and there is a large remnant of closed sclerophylous forest to the East and South.

Our study site was the southern part of the Peninsula (19 km^2), which houses the largest Wedge-tailed shearwater colony of Grande Terre island, about 10,000-15,000 breeding pairs. This colony is present in the South of the Peninsula (Fig. 5.1) for approximately 8 months from mid-October (adult arrival) to the end of May (juvenile fledging) (Table 5.1).

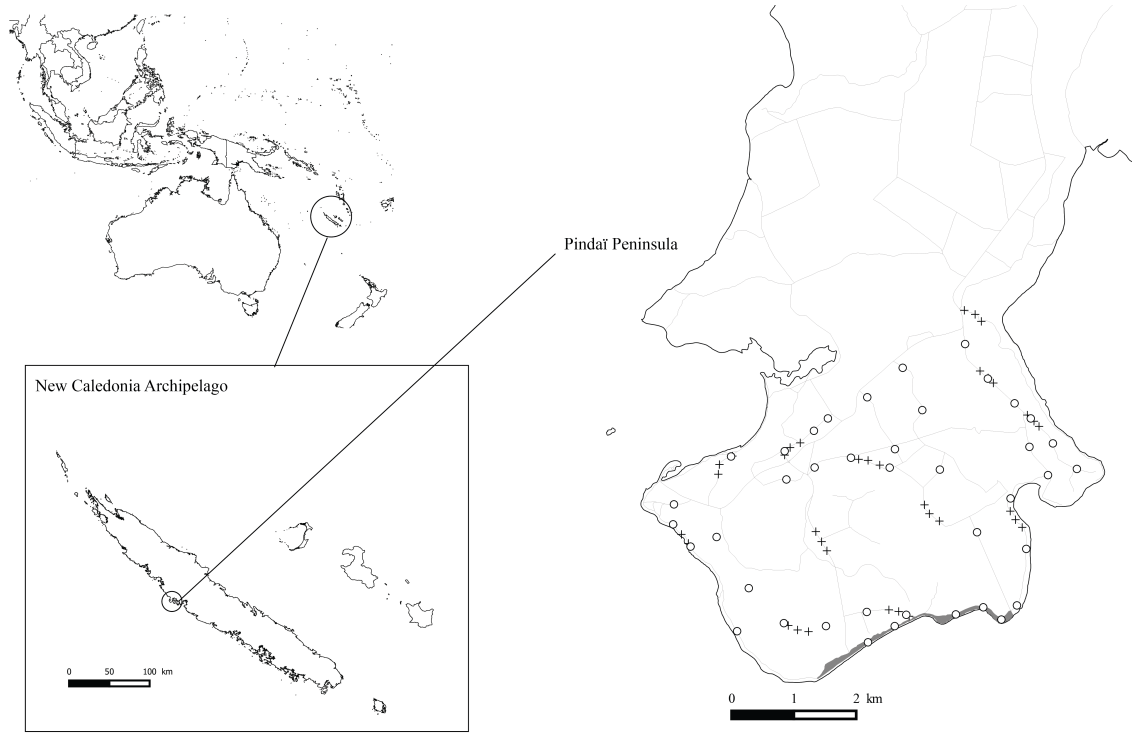


Figure 5.1. Location of the Pindaï Peninsula and sampling design: camera trap stations (cross, n = 77), live trap positions (circle, n = 32), seabird colony (grey area), roads and trails (grey lines)

Table 5.1. Control schedule using live traps and camera trapping according to Wedge-tailed shearwater breeding periods

	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.
Wedge-tailed shearwater presence breeding period	Hatching				Juv. Fledging					Adult arrival		Laying
Camera trapping				908 trap.days						1181 trap.days		
Feral cat control by live traps						1200 trap.days						

5.2.2. Feral cat trapping and culling

In predator trapping, food availability in the targeted site may be decisive for control efficiency (i.e., baited traps may be more attractive when few alternative food resources are available) (Rocamora and Henriette, 2015). Therefore, feral cat trapping and culling was carried out during the dry season, when resources are scarce (i.e., before seabird arrival, low activity period for squamates and invertebrates and probably lowest rodent abundance).

Culling operations were conducted during 38 active days between May and July 2015. Three different types of live traps (2 WIRETAINERS® models, CatTrap and PossumTrap; 32 traps in total) were deployed across the 11.14 km^2 covered (Fig. 5.3). Traps were deployed near paths and rural roads used by cats (Turner and Bateson, 2014; Recio et al., 2015; Palmas et al. 2017). The traps were hidden by forest vegetation and out of public sight. Feral cats were live-trapped during both day and night, since our study site contained no non-target native species liable to be caught by this type of trap (Desmoulins and Barré, 2005). Traps were checked and baited with oiled fish twice a day. When a cat was trapped, the veterinarian euthanized it in two steps: (i) light anesthetic with an intramuscular injection of Tiletamine/Zolazepam (10 mg kg-1 body-weight), followed by (ii) euthanasia with an intracardiac injection of Pentobarbital 500 mg/cats.

5.2.3. Camera trapping design / Photographic sampling

Feral cat population size is generally difficult to evaluate by traditional capture-recapture methods because of the elusive behavior of this species (Edwards et al. 2000; Short et al. 2003). Non-invasive methods using virtual capture-recapture by camera trapping are increasingly used and have clearly shown their efficiency in estimating occupancy rates, abundances and densities

for feral cats in natural areas (Robley et al,. 2010, Bengsen et al., 2012, Lazenby et al., 2015; McGregor et al., 2015).

Camera trapping was used to calculate three complementary indicators of population abundance and density pre- and post-culling.

We deployed 37 to 40 un-baited camera traps along paths and roads at 77 different locations generally according to a systematic grid. This systematic grid was constructed via SIG (QGis 2.2.0), and was overlaid on an aerial photograph of the Peninsula for maximum homogeneity of distribution. Automated digital cameras with flash, infrared flash, black light (Cuddeback®Ambush 1170, Cuddeback® Attack IR 1156, Moultrie® M1100i) were used. Spatially explicit capture-recapture (hereafter, SECR) models applied to virtual capture-mark-recapture data provided population density estimations, thereby avoiding the use of study area calculation as a density reference. Using SECR models, therefore, eliminated one major source of bias and allowed greater flexibility in the study design (Efford, Dawson & Borchers, 2009). SECR models require all the individuals to have a non-zero capture probability and camera traps have to be spaced so as to ensure that each theoretical individual's home range is covered by camera deployment. It is also important for individuals to be recorded at multiple camera trap stations. Thus, we positioned a minimum of 2 camera trap stations per theoretical mean home range of feral cats (Foster and Harmsen, 2012). To ensure the most homogeneous detection probabilities throughout the camera trapping session, we did not use baits or lures. Cameras were set up at a height of between 30 and 100 cm (to cover cat body height), facing the road, and were checked to confirm that the camera's shutter was triggered (Wang & Macdonald 2009). We set an interval of ten seconds between trigger events and three images per trigger event, to maximize identification of cats and to reduce the risk of fuzzy pictures.

Camera trapping was conducted for 30 successive days in both sessions (Tab. 2). We considered each sampling occasion as a day (24 h) (Otis et al., 1978, Wang et al., 2009). Camera traps were inspected at least once every two weeks to check battery system charge and to download data from memory cards. At the end of each trapping period, the cameras were retrieved and the images downloaded from the memory cards and stored before data processing.

5.2.4. Analyses

5.2.4.1. Trapping effort and capture per unit effort for both live and camera traps

The trapping effort was obtained by multiplying the number of traps by the number of active capture days over the considered periods (Table 5.1). Capture per unit effort (camera trapping sampling occasion was calculated by dividing the numbers of trapped cats per 100 trap-days.

5.2.4.2. General index

General index (GI) allowed us to obtain an estimation of feral cat activity over the study area by measuring the mean of virtual camera capture events per station and per occasion. This index follows the equation of Engeman (2005):

$$GI = \frac{1}{d}\sum_{j=1}^{d}\frac{1}{sj}\sum_{i=1}^{sj}x_{ij},$$

with d= the day, s = the station, and x_{ij} the number of captures at the i^{th} station and occasion j^{th}.

To compare GI calculated before and after culling, we used bilateral mean comparison. Residual homoscedasticity and normality were determined via Q-Q plots and Shapiro-Wilcoxon tests using R 3.0.3 software (R core Team 2014) (Zuur et al. 2007).

5.2.4.3. Individual identification of feral cats for camera traps survey and live trap individuals

We identified individual cats based on distinct natural markings (Karanth And Nichols 1998; Bengsen et al. 2011). First, we classified cats by coat color and patterns of the left or right flanks. Then morphological criteria were used: number, shape, dimension and position of stripes, bands and spots on the trunk and limbs; number and shape of rings on the tail; body signs such as scars or other distinctive traits; and sex (observation of the genital area or female with cubs). Pictures from each session were organized into folders, one for each possible individual (Mc Gregor et al. 2015). All identification folders were checked twice, by two different operators, for inconsistencies requiring the pictures to be reassigned. The folders were then reviewed by another operator.

Culled cats were identified in the same way as camera-trapped cats, using natural markings. Pictures of both flanks of culled cats were taken to i) identify cats camera-trapped during the pre-culling session, ii) associated right and left flanks pictures from the same individuals for the pre- culling pictures.

5.2.4.4. MTKBA (Minimum Number of feral cats Known to Be Alive) for camera trap survey

The minimum number of feral cats known to be alive (MKTBA, Lazenby et al. 2015) was calculated as the total number of individuals identified considering the side (left or right side of all cat pictures) allowing a maximum of identifications of individual cats. Since uniformly black cats are very difficult to identify individually, we assumed that our number of different black individuals was an underestimation.

5.2.4.5. SECR (Spacially Explicit Capture Recapture) estimations

Encounter histories were developed for each of the two survey sessions by dividing each survey period into a series of 25 and 35 days respectively for pre- and post-culling (one sampling occasion corresponding to 24h). This involved denoting each individual cat as observed or not, with the location of the camera trap. Density was estimated via SECR analyses using the 'secr' library in R (Borchers and Efford 2008). To avoid bias linked to identification, particularly likely with black cats, black cat pictures were excluded from the SECR analyses.

The existing tests for closure populations evaluation may indicate nonclosure even when a population is closed if other effects such as trap response are present. Indeed the test of Stanley and Burnham is sensitive to individual heterogeneity which is inevitable in most spatial sampling, and it should not in general be used for this sort of data (White et al. 1982). We assumed that the sampled population was demographically closed during each camera trap session, as cats are long-lived and kittens were not considered in the analyses (Otis et al., 1978; Mc Gregor et al. 2015). Mc Gregor (2015) used a 3-6 week survey period and secr analysis to estimate feral cat densities.

We then constructed the spatial-history capture matrix for camera-trapping data by linking each capture of the i-individual with the respective coordinates of the camera station and j-occasion, which covered 24h. We set trap detector type as 'count' for the camera-trapping analysis (allowing for multiple detections of the same individual within the same occasion, and to include the two camera trap sessions in the same analysis).

We evaluated six different spatial detection functions (half-normal, hazard half-normal, hazard rate, hazard hazard rate, hazard exponential, exponential), using two different functions for the distribution of home range centers, (i) a Poisson point process (Borchers & Efford, 2008) and (ii) a binomial point process (Royle et al. 2009). We created three habitat masks using the Mean Maximum Distance Moved (MDMM) function (SECR), which excludes areas inaccessible to cats

(open water) (Oppel et al. 2012). Mean Maximum Distance Moved (MDMM) is the average maximum distance between detections of each individual, i.e. the observed range length averaged over individuals (Otis et al. 1978). We thus created twenty-four different candidate models combining each combination of detection functions and the buffer MDMM.

Models were compared using AICc values and adopted by using the Akaike weight of each model as a weighting factor (Burnham & Anderson 2002). The model with the lowest AIC was used to estimate densities and home range parameters.

5.2.4.6. Home range statistics pre- and post-culling

To assess variations in the spatial use of feral cat between pre- and post- culling session, we calculated two measures of home range size in SECR from capture–recapture data.

Root Pooled Spatial Variance (RPSV) is a measure of the 2-D dispersion of the locations at which individual animals are detected, pooled over individuals (Calhoun and Casby 1958, Slade and Swihart 1983, Efford 2015). Mean home ranges for pre- and post- culling sessions were calculated using MDMM estimations (O'Connell et al. 2010).

5.3. Results

5.3.1. Feral cat trapping

36 cats were culled during the campaign, (26 females, 10 males) with a trapping effort of 1200 trap-days representing a capture per unit effort of 3 trapped cats / 100 trap-days. Females comprised 72.2% of all captured cats, leading to a strong female bias in this sampling. The percentage of culled feral cats previously identified by the pre-culling camera trap survey was 30.6 %.

5.3.2. Camera trapping

There were 908 active camera trap days in the pre-culling session and 1181 camera trap days in the post-culling session. These yielded 473 feral cat detections from 51 out of the 77 different stations pre-culling and 514 feral cat detections from 35 out of the 40 stations for post-culling (Fig. 5.2). The camera trapping rates of the pre- and post-culling sessions were respectively 50

and 43 (number of detections/100 trap-days). Feral cat camera trapping rates varied spatially between pre- and post-culling sessions (Fig. 5.2).

Before culling, the highest numbers both of detections and of individualized cats were in the South of the Peninsula, around the seabird colony. After culling, the highest numbers of detections were in the North-West of the study area and the highest number of individualized cats in the North-West and North-East.

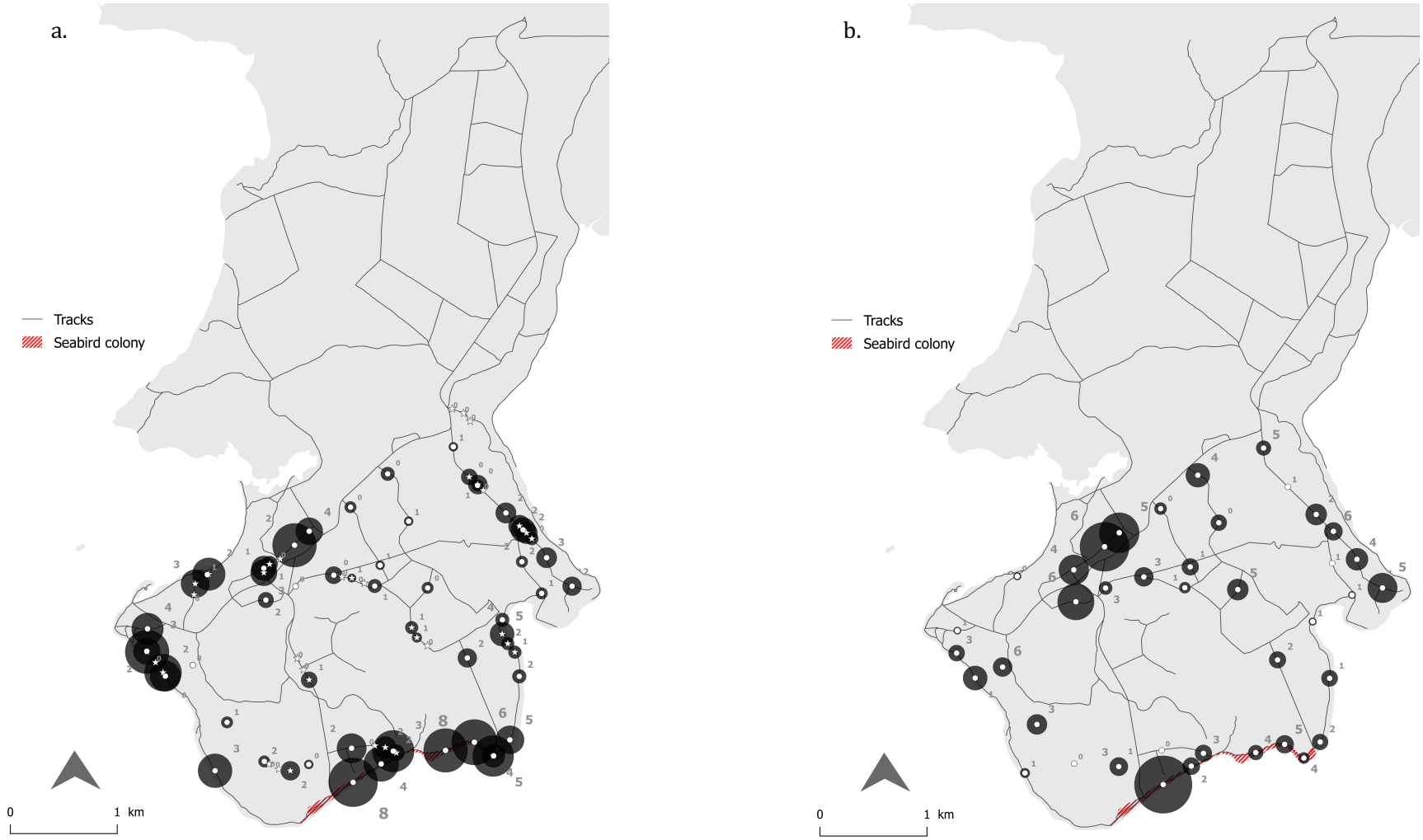


Figure 5.2. Variation in number of camera trapping events (black circles) and number of individualized cats among camera trap stations pre- (a) and post- (b) culling. The sizes of black circles and of figures are respectively proportional to the number of camera trap capture events per sampling occasion and the number of individualized cats. Camera trap stations ; temporary locations (white stars), permanent locations (white points).

5.3.2.1. Estimations of feral cat population size

GI

The General index (GI ± S. E) did not differ significantly between pre- and post-culling sessions (t = 1.28, df = 37, p-value = 0.21), with respectively 0.50 ± 0.24 and 0.43 ± 0.15 virtual capture per sampling occasion per station (Fig. 5.3).

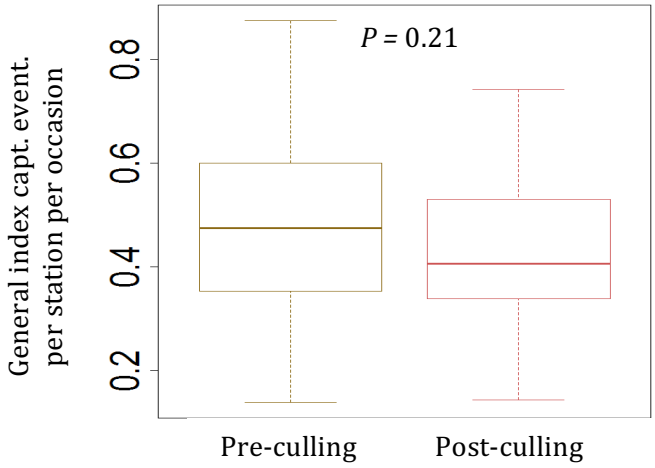


Figure 5.3. General index calculated for the pre- and post-culling camera trap sessions

MTKBA

Camera trapping yielded 416 feral cat photos showing identifiable cats (209 left-flanked and 207 right-flanked). Photos of these left flanked and the associated right flanked were used for the pre- and post-culling camera trap analyses MTKBA and SECR.

The minimum number of feral cats identified, all study periods considered, was 40 individuals: respectively 25 and 23 individuals from pre- and post-culling camera trap sessions. 8 individuals (29%) were identified from photos both from pre- and post-culling camera trap surveys.

One individual was uniformly black in the pre-culling session and two in the post-culling session. However, one of the latter showed distinctive damage to the tail. Pictures of black cats were not included in the SECR analyses to avoid spatial bias due to the low confident in identification.

SECR estimations of feral cat densities

Of the twenty-four models tested (Table 5.4), model M1 with the "hazard hazard rate" function gave the best estimation of cat densities, with a probability function of λ(d) and finally with the mask « ZE+Buffer S2 » (ΔAICc = 0, AIC weight = 0.53) (Table 5.4). Given the ΔAICc between M1 and M2 and for clarity, we only considered density estimations from M1.

Table 5.4. Model selection results for density estimation (SECR). Models are based on Akaike's information criterion corrected for small sample sizes (AICc). Delta AICc is the difference in AIC values between each model and the model with the lowest AIC. AICcwt is the model weight.

Model N°	Model name	Model	Detection function	No. Par	LogLik	AICc	delta AICc	AICcwt
M1	#secr_dfn15_ZE_Buffer_AP	λ(0)~1 σ~1 z~1	hazard hazard rate	3	-1853.106	3712.798	0	0.5325
M2	#secr_dfn1_ZE_Buffer_AP	g0~1 σ ~1 z~1	hazard rate	3	-1853.236	3713.058	0.26	0.4675
M3	#secr_dfn15_ZE_Buffer_Moy	λ(0)~1 σ ~1 z~1	hazard hazard rate	3	-1864.527	3735.64	22.842	0
M4	#secr_dfn1_ZE_Buffer_Moy	g0~1 σ ~1 z~1	hazard rate	3	-1864.62	3735.826	23.028	0
M5	#secr_dfn15_ZE_Buffer_AV	λ(0)~1 σ ~1 z~1	hazard hazard rate	3	-1874.757	3756.1	43.302	0
M6	#secr_dfn1_ZE_Buffer_AV	g0~1 σ ~1 z~1	hazard rate	3	-1874.792	3756.169	43.371	0
M7	#secr_dfn1_ZE	g0~1 σ ~1 z~1	hazard rate	3	-1884.633	3775.851	63.053	0
M8	#secr_dfn15_ZE	λ(0)~1 σ ~1 z~1	hazard hazard rate	3	-1884.694	3775.973	63.175	0
M9	#secr_dfn2_ZE_Buffer_AP	g0~1 σ ~1	exponential	2	-1887.627	3779.54	66.742	0
M10	#secr_dfn16_ZE_Buffer_AP	λ(0)~1 σ ~1	hazard exponential	2	-1889.41	3783.105	70.307	0
M11	#secr_dfn2_ZE_Buffer_Moy	g0~1 σ ~1	exponential	2	-1897.213	3798.711	85.913	0
M12	#secr_dfn16_ZE_Buffer_Moy	λ(0)~1 σ ~1	hazard exponential	2	-1898.902	3802.091	89.293	0
M13	#secr_dfn2_ZE_Buffer_AV	g0~1 σ ~1	exponential	2	-1906.91	3818.106	105.308	0
M14	#secr_dfn16_ZE_Buffer_AV	λ(0)~1 σ ~1	hazard exponential	2	-1908.556	3821.397	108.599	0
M15	#secr_dfn2_ZE	g0~1 σ ~1	exponential	2	-1920.357	3844.999	132.201	0
M16	#secr_dfn16_ZE	λ(0)~1 σ ~1	hazard exponential	2	-1921.938	3848.162	135.364	0
M17	#secr_dfn0_ZE_Buffer_AP	g0~1 σ ~1	halfnormal	2	-1942.385	3889.055	176.257	0
M18	#secr_dfn14_ZE_Buffer_AP	λ(0)~1 σ ~1	hazard halfnormal	2	-1942.945	3890.175	177.377	0
M19	#secr_dfn0_ZE_Buffer_Moy	g0~1 σ ~1	halfnormal	2	-1946.147	3896.58	183.782	0
M20	#secr_dfn14_ZE_Buffer_Moy	λ(0)~1 σ ~1	hazard halfnormal	2	-1946.684	3897.653	184.855	0
M21	#secr_dfn0_ZE_Buffer_AV	g0~1 σ ~1	halfnormal	2	-1952.44	3909.165	196.367	0
M22	#secr_dfn14_ZE_Buffer_AV	λ(0)~1 σ ~1	hazard halfnormal	2	-1952.966	3910.217	197.419	0
M23	#secr_dfn0_ZE	g0~1 σ ~1	halfnormal	2	-1963.612	3931.509	218.711	0
M24	#secr_dfn14_ZE	λ(0)~1 σ ~1	hazard halfnormal	2	-1964.072	3932.429	219.631	0

Estimated feral cat densities (D ± S. E.) were 1.601 ± 0.327 adult cats per square kilometer pre-culling and 1.379 ± 0.301 per square kilometer post-culling for model M1 (Table 5.5).

Table 5.5. MDMM (km^2) and feral cat density estimations (number of individuals per km^2) pre- and post-culling of feral cat populations. Results are given for the best SECR model according to AIC criteria.

Model	Session	MDMM (km^2)	Density ± S. E ($cat.km^{-2}$)	Lower limit 95%	Upper limit 95%
M1	Pre-culling	11.00	1.60±0.33	1.08	2.38
	Post-culling	16.68	1.38±0.30	0.90	2.11

The 95% confidence intervals for each session were large, but constant across sessions (Table 5).

Home range statistics and individual cat detection pre- and post-culling

Pre-culling, the number of new individual detections rapidly increased over the first two weeks, reaching saturation point after 22 days of camera trapping with 24 individuals detected. Post-culling, new detections increased less rapidly, showing signs of saturation from the end of the camera trapping session (after 28 days of trapping), with roughly the same number of individuals detected, 21.

Mean Maximum Distance Moved estimation (from the M1 model) for pre- and post-culling camera trapping sessions was respectively 1100 and 1668 ha. Mean home range estimation was more than twice lower pre-culling than post-culling (respectively 0.95 km^2 and 2.21 km^2). Root Pooled Spatial Variance (RPSV) was lower for the pre-culling session, with 752.2 m compared to 878.9 m for post-culling.

5.4. Discussion

5.4.1. Feral cat trapping success

The intense but short control effort deployed led to successful live-trapping of 2.3 cats / 100 trap-days. Feral cats were live-trapped in an intensive operation conducted both in daytime and at night. Consequently, our trapping success is in the same range as that reported in other

studies using wire cage traps (e.g. 1.1 trapped cat / 100 trap-nights in Mc Gregor et al. 2015, ranging from 0 to 2.6 cats /100 trap-nights according to trapping session in Lazenby et al. 2015).

5.4.2. Camera trapping

5.4.2.1. Camera trapping success

Camera trapping at our study sites resulted in a level of feral cat detection (50 and 43 detections/100 trap-days, corresponding to 25 and 21,5 detections/100 trap-12h, respectively for pre- and post-culling sessions) similar to that of studies using either un-baited or baited camera trapping methods (e.g. 26 detections/100 trap-nights in Mc Gregor et al. 2015 for unbaited, and 7.7 detections/100 trap-nights in Lazenby et al. 2014 for baited camera trap surveys). Detection of new individuals reached a plateau during the camera trapping sessions, showing that our un-baited camera trapping protocol was an efficient way to survey the feral cat population. However, fewer cats were both culled and camera-trapped during the pre-culling session (30.6%) than in other studies (e.g. 65% for Kangaroo Island in Bengsen et al. 2011, 44% and 56% for the Mount Field and Tasman Peninsula sites in Lazenby et al. 2015). This result, together with the low percentage of feral cats caught in both of the camera-trapping sessions, suggests high permeability in this feral cat population, with widespread movement of individuals (i.e. immigration and emigration) or high mortality. This is supported by the youth of the culled individuals, all under 3 years old (estimated age by veterinarian dental analysis, P. Palmas unpublished data). Moreover the sex ratio of culled feral cats was biased in favor of females (72.2%), which generally indicates rapid population growth.

5.4.2.2. Estimations of population densities

Initial population density in our study site was estimated to be 1.6 individuals per km^2 (i.e. from the pre-culling camera trapping session). Feral cat density at our site is higher than estimated densities in Australia (e.g. 0.7 cats.km^2 before trapping in Bengsen et al. 2011, 0.18 cats.km^2 in Mc Gregor et al. 2015) and lower than elsewhere (e.g. 2.3–10.1 cats.km^2 in Great Britain, Europe, New Zealand, United States in Langham and Porter, 1991; Liberg, 1980; Macdonald et al., 1987; Warner, 1985).

The high probability of detection in our two camera trapping sessions, and the high number of individual cats detected at least from two different camera trap stations, met the two requirements for SECR calculations: (i) every animal has a non-zero probability of encountering a camera trap station during the sampling period, and (ii) the location and density of stations

ensure that any feral cats (adult) have access to at least two camera trap stations (Karanth and Nichols 1998+ref récente) It is crucial that sampling design for SECR studies maximize capture probabilities (Burnham et al 1987). Capture probabilities for camera traps were particularly high in this study, due also to the virtual absence of vegetation in front of camera trap stations positioned close to open roads and tracks. This allowed us almost systematically to observe from the photos stripe patterns on cat legs, suitable diagnostic data for individual identification (Bengsen et al. 2011). However, capture probabilities could be improved by reducing the number of unusable feral cat pictures through a different camera station configuration. The availability of pictures of each cat's two flanks, maximizing cat identification, can certainly be increased by using paired cameras at each camera station (Karanth and Nichols 1998, Mc Gregor et al. 2015).

The presence of multiple uniformly colored cats, particularly black cats, in our study could lead to underestimating MKTBA and densities (estimated by SECR) (Lazenby et al. 2015). However, this phenotype was rare in our feral cat population: only 3 of the 36 culled cats were uniformly black.

5.4.2.3. Detecting changes in cat population after feral cat control effort

The camera trapping methods used in our study provided an effective way to monitor changes in feral cat abundance at our study site.

No marked changes in the relative abundance and density of feral cats were observed in response to culling, whatever the indicator considered (time interval between the two camera trapping sessions was 5 months). The abundance index (GI) indicated a similar cat presence in the peninsula across the two camera trapping sessions. The number of individuals (MKTBA) decreased by only 8% post-culling, and estimated feral cat densities (SECR) were similar in the two sessions (see Table 5.1), with 1.6 and 1.38 cats per km^2 respectively for pre- and post-culling camera trapping sessions.

Consequently, three months after the end of the control campaign that eliminated 36 cats over 10,6 km^2, the feral cat population had reached roughly the same level of activity, abundance and density as before the culling operation. No lasting effect of our culling effort was thus observed, despite its intensity. A recent photographic capture–recapture survey also successfully estimated the effect of feral cat culling and population response. The study found an increase of 211% and 75% in cat numbers during the 13-month period of culling at the Mount Field and Tasman Peninsula study sites, respectively (Lazenby et al. 2015).

One of the biological mechanisms that may explain the rapid return to identical or increased feral cat abundance levels is that culling operations could have removed dominant individuals. In fact, abundance and distribution of feral cats are partly controlled by territorial behavior and social interactions (Goltz et al. 2008), and removing dominant individuals could increase the number of individuals, particularly sub-adults (e.g. Lazenby et al. 2015). Sub-adults present lower home range fidelity than adults and are at the stage of seeking and delimiting their home ranges (Mc Gregor et al. 2014). The higher estimated home range and RSPV found post-culling (approximate increase of 132% and 16.8% respectively) support the hypothesis that the cats recolonizing the Peninsula are mostly young males.

Our observation here of an "increase" in population after culling is more likely attributable to the arrival of new individuals than to a demographically dependent process caused by birth and death. This is borne out by the high numbers of cat detections in the North of the peninsula during the post-culling camera trapping session (Fig. 5.2). However culling may also afford the remaining cats greater access to resources, thus promoting increased juvenile survival. Increases in population due to compensatory response have been documented for numerous species following low-level culling (Sinclair et al. 2006), quickly leading to equivalent or greater population levels. For example, a recent open area study found an increase in feral cat abundance following prolonged low-level culling (Lazenby et al. 2015 pas forcément un biais, plutôt une indication de la structuration spatiale de la pop par sexe. Ca concorde assez bien avec les résultats du tracking.). Most studies, however, report a post-culling reduction in feral cat numbers, although often after an intensive and sustained control effort (Algar and Burrows 2004) or in situations where populations are relatively closed (e.g. Peninsula and fenced areas, Short et al., 1997; Read and Bowen, 2001).

5.5. Conservation implications

5.5.1. Insights from our lethal control effort

This short but intense culling of resident feral cats failed to reduce the feral cat population over the medium term. However the consistency in calculations of feral cat abundance observed here between the GI and the two other measures used, MKTBA and densities via SECR, is promising. This index could provide an alternative environmental management strategy for monitoring changes in the feral cat population, when the reliable individual identification required for SECR cannot be achieved or if data collection is too time-consuming.

The rapid increase in feral cat numbers following the culling was probably due to the continuous immigration of sub-adult individuals, probably young males. Lethal control in unfenced areas needs to be intense and continuous, which means high financial and human investment, even for a Peninsula (Veitch 1985; Norbury 1998; Short et al. 1997; Edwards et al. 2001). In unfenced areas, feral cats also need to be controlled by removing resident animals and limiting immigration from the perimeter of core conservation areas.

5.5.2. Alternative measures for more efficient lethal control

While poison baiting can provide landscape-scale reductions in some circumstances (Moseby et al. 2009; Johnston et al. 2011), this method is unlikely to be applicable in New Caledonia, where non-targeted species hunted by local human populations might be killed (e.g. pigs *Sus scrofa*).

Intense lethal control could be used in this unfenced area during the period of presence of Wedge-tailed shearwaters, but the breeding cycle of this species (presence at breeding colony from October to May) makes this type of annual control costly and labor-intensive. It is also likely to result in large numbers of trap-shy feral cats.

Another option might be to reduce feral cat access to human food, thereby eliminating additional resources for the feral cat population and enhancing control efficiency (i.e. attractiveness of trap baits). Short et al. (2002) showed that feral cats that did not use rubbish dumps were more likely to be caught in concealed foot-hold traps than cage traps. Guard dogs could be trained to protect wildlife and to prevent predation by feral cats on the Wedge-tailed shearwaters' breeding colony, as reported in two cases in South-West Victoria (little penguins *Eudyptula minor* and gannets *Morus serrator*; van Bommel et al. 2010) (Doherty et al. 2016).

Exclusion fencing is widely used in Australia and New Zealand to protect biodiversity (Long and Robley, 2004, Doherty et al. 2016). Barrier exclusion fences are expensive to construct, up to AUD $11,000 per km for fences that also exclude feral cats (Long and Robley, 2004), but are cost-effective over the long term.

Increasing the success of management actions means taking into account the whole range of management approaches in their ecological, economic, and human contexts (Doherty et al. 2016; Doherty, Ritchie & Bode 2016). It is also crucial to (i) estimate the efficiency of management actions throughout pre- and post-control monitoring of the targeted invasive species, and (ii) measure the responses of species (i.e. population size, expansion range, reproduction rate) to this management (Doherty et al. 2016).

Chapitre 6.

6. Synthèse, Discussion générale et Perspectives de recherche

6.1. Synthèse et discussion générale

Ce travail de thèse s'est intéressé à l'écologie des populations de chats harets et à leurs effets sur la biodiversité de l'archipel de Nouvelle-Calédonie. Ce travail vient combler un manque important de données dans une zone géographique pour laquelle peu de connaissances et d'études étaient jusqu'alors disponibles concernant l'écologie et l'impact des chats harets (i.e. îles du Pacifique Sud, hors Australie et Nouvelle-Zélande) (Bonnaud et al., 2011 ; Medina at al., 2013), alors même que les problématiques associées aux invasions biologiques y sont cruciales (e.g. Spatz et al., 2017). Ce travail conduit au sein d'un hotspot de biodiversité exceptionnelle et sur des écosystèmes particuliers apporte des éléments de connaissances nouveaux qui (i) viennent compléter (« noircir » en réalité) le bilan mondial des impacts connus du chat haret sur les faunes insulaires, (ii) permettent de dégager des premières pistes en matière de gestion et de lutte de cette espèce invasive et de ses impacts au niveau de la Nouvelle-Calédonie et (iii) ouvrent de nouvelles perspectives de recherche quant aux futures zones et contextes géographiques à investiguer dans le futur. Ce travail s'inscrit en outre dans un contexte d'attentes fortes de la part des institutions locales impliquées dans la gestion des espèces invasives en Nouvelle-Calédonie (Provinces, Conservatoire des Espaces Naturels de Nouvelle-Calédonie), et a d'ores et déjà permis d'inscrire le chat haret parmi les cinq espèces prioritaires dans le futur plan de gestion des espèces invasives à l'échelle du « pays » (CEN NC, 2017). Dans le cas d'îles de grande superficie et habitées sur lesquelles aujourd'hui seules des opérations ciblées de contrôle des populations de ce prédateur invasif peuvent être envisagées, des connaissances robustes sur les impacts occasionnés aux faunes locales, notamment aux espèces de vertébrés endémiques et/ou menacées sont particulièrement nécessaires pour élaborer des stratégies de gestion étayées, adaptées et priorisées. Dans une première partie (chapitre 3), les résultats d'une étude détaillée du régime alimentaire de ce prédateur introduit ont été présentés et permettent de décrire les patrons de prédation au sein des principaux habitats naturels de Nouvelle Calédonie, de dresser une liste d'espèces indigènes concernées par la prédation (dont de nombreuses espèces endémiques menacées) et d'identifier les types habitats et les groupes d'espèces pour lesquels les enjeux sont les plus forts en terme de conservation et donc,

nécessitant une gestion des populations de chats harets devrait être envisagée en priorité. Dans une seconde partie (chapitre 4), les résultats de l'étude des déplacements et de l'utilisation du territoire par les chats harets, via l'équipement et le suivi d'individus par colliers GPS ont été présentés. Les résultats obtenus fournissent des éléments de connaissances fondamentaux sur l'utilisation de l'espace (i.e. les déplacements, la taille et forme des territoires) ainsi que l'emprise spatiale que prend la menace chats harets dans le cadre d'un enjeu de conservation localisé. Ces éléments permettront de dimensionner l'emprise spatiale à donner aux futures mesures de gestion des populations invasives cibles dans le but de réduire leurs impacts sur une importante colonie d'oiseaux marins. Dans une troisième partie de résultats (chapitre 5), les abondances et densités de chats harets ont été évaluées dans le cadre d'une opération expérimentale de contrôle par piégeage des populations de chats harets au niveau d'une zone à fort enjeu de conservation, et d'un millier d'hectares environ. Les résultats de ce chapitre ont permis d'acquérir des éléments d'informations concernant les densités de chat haret sur un type d'habitat en Nouvelle-Calédonie, et de mesurer l'efficacité d'une mesure de contrôle des populations de chat haret réalisable par les gestionnaires en mesurant son effet à moyen terme.

6.1.1. Vers une meilleure connaissance de l'écologie trophique du chat haret, des espèces affectées et des habitats prioritaires en terme de gestion pour la conservation de la biodiversité native de Nouvelle-Calédonie

Les études de régime alimentaire constituent une étape essentielle à la compréhension de l'écologie trophique, des patrons de prédation et des interactions trophiques qui régissent les relations prédateurs-proies (Lozano et al., 2006). La méthodologie de collecte et d'analyse de fèces est très répandue puisqu'elle est non intrusive, relativement simple à mettre en place et fournit des éléments de résultats nombreux et pertinents (Trites & Joy, 2005). La collecte et l'analyse de ce type d'échantillons doivent être réalisées de manière rigoureuse pour être la plus informative possible, notamment lorsque des éléments de saisonnalité du régime alimentaire des populations de chat haret sont recherchés, ou lorsque la diversité des espèces-proies potentielles est élevée. Dans le cadre de ce travail de thèse, nous avons pris le parti de conduire une étude particulièrement détaillée du régime alimentaire du chat haret à partir d'un important échantillonnage de terrain qui s'est étalé sur six années consécutives (2011-2016). Les fèces analysées ont de ce fait pu être collectées sur un nombre important de sites (n=14) avec chaque fois au minimum 4 à 6 sessions d'échantillonnage, mais souvent davantage. Ces sites représentatifs des différents principaux habitats naturels présents en Nouvelle Calédonie, ont été échantillonnés sur plus de quatre ans chacun, pour un total de 2 435 km de pistes et chemins parcourus, ce qui a donné lieu à un nombre élevé d'échantillons analysés (n=5356). Ainsi, sur la

base du nombre d'échantillons analysés, cette étude de régime alimentaire constitue à ce jour la plus importante étude originale réalisée sur le régime alimentaire des chats harets ; la plupart des études publiées reposant sur l'analyse de 100 à 500 échantillons maximum (Bonnaud et al., 2011). Un effort particulier d'analyse macroscopique des restes de proies a aussi été réalisé, incluant le développement d'outils diagnostiques et de collections de référence, afin d'améliorer la capacité de détection et d'identification des espèces-proies concernées ainsi que leurs fréquences d'apparition dans le régime alimentaire du chat haret.

Le caractère de prédateur généraliste et opportuniste du chat haret mis en avant par les résultats de ce travail est concordant avec les différentes synthèses récentes (Bonnaud et al. 2011, Doherty et al. 2015a). Cependant, cette étude a également mis en évidence des patrons de prédation plutôt atypiques et originaux. Si les chats harets en Nouvelle-Calédonie se nourrissent classiquement en grande partie de rongeurs introduits (notamment de rats) qui constituent les proies principales, ils consomment également un grand nombre de proies secondaires (squamates, chauves-souris, oiseaux et insectes) dont la plupart sont indigènes et très souvent endémiques et menacées. A l'échelle de l'archipel, les chats exercent plus particulièrement une forte prédation sur le groupe des scinques, les roussettes et les pétrels. Nous avons montré que le groupe des squamates constitue la première catégorie de proies autochtones consommées par le chat haret avec 42.8% des fèces qui contiennent des restes de squamates avec au moins 35 espèces présentes dans son régime alimentaire. En Nouvelle-Calédonie, les squamates sont retrouvés avec des fréquences d'occurrence très supérieures à celles indiquées dans la bibliographie sur la plupart des îles du monde probablement du fait de leur forte abondancs et leur forte diversité spécifique (Bauer et al., 2012a; Skipwith et al., 2016; Smith et al., 2007). Leur forte occurrence dans le régime alimentaire des chats harets est concordante avec le caractère opportuniste de ce prédateur. Alors que les scinques sont très représentés dans le régime alimentaire des chats harets (FO = 37,21%), les geckos ne le sont que très peu (FO = 3%) malgré la haute abondance et la haute richesse spécifique de ce groupe en Nouvelle-Calédonie (Skipwith et al., 2016). Un autre résultat surprenant est celui du haut niveau de prédation exercé sur le groupe des chauves-souris (principalement des mégachiroptères) qui apparaissent tout au long de l'année dans le régime alimentaire du chat haret, dans trois des quatre habitats étudiés et sur neuf de nos quatorze sites d'étude avec une fréquence d'occurrence maximale qui atteint 13.1% pour un des sites de forêt humide. La prédation du chat sur ce groupe de proies est rarement ou marginalement reportée dans les analyses de régime alimentaire de chat haret (e.g. Scrimgeour et al., 2012; Doherty et al., 2015a), et particulièrement sur les roussettes pour lesquelles la prédation par des chats est mentionnée anecdotique et dans seulement deux études (Tidemann et al., 1994; Vincenot et al., 2015). La fréquence d'apparition des restes d'oiseaux dans les fèces de chats harets est presque deux fois inférieure à celle généralement observée dans les autres

études. Néanmoins la prédation exercée sur ce groupe est plus forte durant la saison humide et correspond à la période de présence de différentes espèces d'oiseaux marins pour leur reproduction (Bretagnolle & Villard 2007, Bourgeois et al. 2017). Les oiseaux marins peuvent devenir la première catégorie de proies natives consommées sur certains sites durant leur présence avec une fréquence d'occurrence record pour un de nos sites de mosaïque maquis / forêt humide (FO = 38,3%). Pour le groupe des oiseaux, un résultat surprenant est mis en évidence par cette étude puisqu'aucun évènement de prédation sur un oiseau endémique et non-volant (le Cagou, *Rhynochetos jubatus*) n'a été enregistré bien que cet oiseau présente toutes les caractéristiques pour être sujet à la prédation du chat haret (Chapitre 3.2). Le chat haret était jusqu'alors considéré comme étant une menace pour cet oiseau (Roots, 2006).

Sur l'ensemble de l'archipel de Nouvelle Calédonie, le chat haret consomme au moins 44 espèces de vertébrés dont 20 sont listées comme menacées sur la liste rouge UICN (classées vulnérable, en danger et en danger critique d'extinction) alors que les synthèses de Bonnaud et al. (2011) et Doherty et al. (2015a) en listent 29 et 16, respectivement sur toutes les îles du monde (exceptée l'Australie) et sur l'archipel australien. L'étude de régime alimentaire réalisée en Nouvelle-Calédonie ajoute donc 44,4% au nombre d'espèces menacées avérées comme consommées par les chats harets sur l'ensemble des îles du monde. La Nouvelle Calédonie, bien quelle ne représente que 0.12% de la surface des îles du monde, abrite donc 30.8% des espèces menacées d'extinction dont la consommation par le chat haret est avérée par une étude de régime alimentaire. Ce chiffre est en outre un chiffre minimum, notamment du fait d'un important micro-endémisme chez les squamates de Nouvelle-Calédonie. Si l'on cherche à comprendre l'impact global exercé par les chats harets sur la biodiversité des îles de la planète, ce résultat illustre l'importance de poursuivre dans le futur les études de régime alimentaire au niveau d'îles et d'archipels à haute biodiversité et peu ou pas étudiés jusqu'alors (Nogales et al., 2013 ; Doherty et al., 2016).

Les perspectives de mettre en place des éradications de chats harets sur des grandes îles habitées de la superficie de la Nouvelle-Calédonie (> 18 000km^2) ne semblent pour l'heure pas envisageables. De ce fait, une réflexion sur les mesures de contrôle ciblées à mettre en place sur des sites à enjeux de conservation constitue probablement une issue pour lutter contre les effets de ce prédateur invasif. Les résultats de prédation sur les groupes à fort enjeux de conservation et particulièrement sur les espèces classées menacées sur la liste rouge UICN, montrent que le chat haret représente une menace plus intense et de grande ampleur sur les habitats de mosaïque maquis / forêt humide et forêt humide. Pour ces raisons, notre étude recommande que les actions de gestion des populations de chats harets soient conduites en priorité sur des sites clefs pour la conservation d'espèces menacées de ces deux habitats et plus précisément sur

les zones abritant des colonies de roussettes, des colonies de pétrels et des populations d'espèces de scinques micro-endémiques et en danger (Chapitre 3.1). Les habitats de mosaïque maquis / forêt humide étant souvent en outre le siège d'activités minières (Pascal et al. 2008), les programmes de contrôle de populations de chats harets pourraient être mis en place en priorité sur ce type d'habitat par des financements de type compensatoires auprès des opérateurs miniers (Holmes et al. 2016, Palmas et al. 2017). Tant les méthodologies de contrôle pouvant être mis en place pour supprimer des individus sont aujourd'hui bien étudiées (Doherty et al., 2016a), les effets des opérations de contrôle sur les densités de populations de chats harets à court, moyen et long terme et les niveaux de densités de populations « soutenables » pour les populations proies constituent encore de réelles inconnues. Dans ce cadre, nous nous sommes attachés à étudier l'effet d'une mesure de contrôle à moyen terme en mesurant la colonisation d'un site après une opération de gestion de contrôle (Chapitre 5) et mettons en perspective de travailler sur l'impact des populations de chats harets sur la dynamique et la viabilité de populations d'espèces proies pour évaluer les densités de chats harets soutenables pour la conservation et le maintien de populations proies viables (Partie 6.4).

6.1.2. Suivi de l'effet à moyen terme d'une opération de contrôle sur la population de chats harets

Afin de limiter les impacts occasionnés par les chats harets, des opérations d'éradication et de lutte contre ses populations sont communément réalisées dans les écosystèmes insulaires (Robertson, 2008 ; Campbell et al. 2011) et se sont généralement traduites par des effets bénéfiques sur la biodiversité native notamment sur les groupes des mammifères, oiseaux et squamates (Doherty & Ritchie, 2016; Jones et al., 2016). Lorsqu'elles sont envisageables et réalisables, les éradications sont préférées aux opérations de contrôle puisqu'elles permettent d'éliminer durablement les espèces invasives concernées en évitant les coûts répétés que génèrent dans le temps les opérations de contrôle (Bomford & O'brien, 1995). Néanmoins sur les grandes îles habitées, les éradications sont souvent inenvisageables du fait de la fréquente incapacité à éliminer tous les individus (Bomford & O'brien, 1995 ; Mack et al., 2000) et de facteurs sociaux et économiques (Baxter et al., 2005 ; Sharp et al., 2011). Dans ce cadre, des opérations de contrôle létal visant à réduire la taille des populations invasives à de plus faibles densités peuvent alors être mises en place. Les méthodes de contrôle létal et non létal sont bien documentées (Robertson, 2008 ; Denny & Dickman, 2010 ; Doherty et al. 2016) mais les études montrant une réduction du nombre d'individus ont souvent mis en place un effort de contrôle intense et soutenu (e.g. Algar & Burrows 2004) ou bien concernent des sites où les populations sont relativement fermées démographiquement (e.g. presqu'île et zones clôturées (Short et al., 1997; Read and Bowen, 2001). En effet du fait de leurs grands déplacements (Chapitre 4), un

contrôle localisé des populations de chats harets peut engendrer une immigration compensatoire depuis les populations sources environnantes (Lieury et al., 2015). Les coûts (humains et financiers) engendrés par des opérations de contrôle intense et continu, restent le principal frein à leur mise en place du fait des ressources généralement limitées des programmes de conservation (e.g. Doherty & Ritchie, 2017). Par ailleurs, du fait du caractère élusif des chats, le suivi des populations permettant de mesurer l'effort à mettre en place, son succès et son efficacité dans le cadre de contrôle létal est rarement mis en place. En effet la taille des populations de chats harets est difficile à estimer par l'utilisation de méthodes traditionnelles de capture marquage recapture (Edwards et al. 2000; Short et al. 2003) mais des méthodes de CMR virtuelle par piégeage photographique sont de plus en plus utilisées et ont montré leur efficacité pour estimer des paramètres tels que les taux d'occupations, les abondances et densités pour les populations de chat haret en milieu naturel (Robley et al,. 2010, Bengsen et al., 2012, Lazenby et al., 2015; McGregor et al., 2015).

Dans le cadre de ce travail de thèse, nous avons conduit une opération de contrôle expérimental (Chapitre 5) sur une zone (i) sur laquelle la population de chats harets est relativement « fermée » en termes de mouvements d'individus (i.e. extrémité d'une presqu'île) et (ii) qui présente un fort intérêt de conservation puisqu'elle abrite la plus grande colonie de puffins fouquets de la Grande Terre (Spaggiari et Barré, 2003). Une opération de contrôle létal intense a été mise en place sur une courte période (2 mois) et à un moment défavorable sur un plan alimentaire pour les populations de chats harets (faible disponibilité de ressources alimentaires). L'effort réalisé dans le cadre de cette étude est un effort correspondant à celui pouvant être fourni par les gestionnaires en charge de la protection de l'environnement et de la limitation des opérations de contrôle à venir. Nous avons testé la faisabilité d'un contrôle létal (« capturabilité » des individus), et les effets à moyen terme d'un effort de contrôle intense mais court, via le suivi des abondances et densités de chats harets avant l'opération et trois mois après la fin de celle-ci (Chapitre 5). Le suivi de la population de chats harets a été réalisé via la mise en place d'un réseau de pièges photographiques permettant de calculer différents indicateurs plus ou moins complexes de la taille de la population de chats harets (indice d'abondance, nombre minimum d'individus et densités estimées par l'utilisation de SECR). Le but de cette opération de recherche/action était *in fine* de pouvoir donner des indications et recommandations aux gestionnaires dans la mise en place d'un contrôle et leur proposer des outils simples pour le suivi de l'effet du contrôle sur la population cible.

Du fait (i) d'une forte activité diurne des chats harets sur ce site constatée par l'utilisation de pièges photographiques (Chapitre 5) puis confirmée à posteriori par le suivi d'individus équipés de colliers GPS (Chapitre 4) et (ii) de l'absence d'espèces non cibles sur notre site d'étude, nous

avons mis en place un piégeage à la fois nocturne et diurne afin d'intensifier notre effort de capture sur sa courte durée. Le contrôle mis en place a montré un bon succès de capture, de l'ordre de 2,3 chat pour un effort de 100 jours de piégeage (24h) ce qui est du même ordre que les autres études utilisant des pièges cages appâtées si l'on rapporte leur effort à 24 heures (Mc Gregor et al. 2015, Lazenby et al. 2015). La densité de population initiale mesurée par l'usage de piégeage photographique était relativement haute comparée aux densités estimées en Australie (avec 1.6 individus par km^2 à Pindaï, contre 0.7 chats.km^2 pour Bengsen et al. 2011, et 0.18 chats km^2 pour Mc Gregor et al. 2015). L'utilisation du piégeage photographique s'est avérée efficace pour mesurer les changements de taille de la population de chats harets sur notre site d'étude. Les trois indices utilisés (indice d'abondance, nombre minimum d'individus et densités) se sont avérés efficaces pour mesurer les changements dans la taille de population. Ainsi l'indice d'activité (GI) qui est l'indice le plus simple et le moins coûteux à mettre en œuvre parait adéquat pour mesurer des abondances relatives de chats harets (i.e. inter sites et lors d'opération de contrôle) et, est l'indice que nous recommandons aux gestionnaires.

Malgré le contrôle intense mis en place, aucun changement significatif d'abondance ou de densité n'a été observé trois mois après la fin du contrôle et ce quel que soit l'indice utilisé. L'indice d'abondance (GI) indique une présence de chats harets identique sur le site d'étude entre les deux sessions de piégeage photographique, le nombre d'individus minimum estimé ne diminue que de 8% et les densités de chats estimées sont de 1.6 et 1.38 chats par km^2 respectivement pour les sessions de piégeage photographique avant et trois mois après la fin du contrôle. Par conséquent, malgré la suppression de 36 chats durant le programme de contrôle (ce qui correspond à environ 3,5 chats au km^2), le contrôle ne s'est pas avéré efficace pour réduire de manière durable la taille de la population. Compte tenu du nombre important de chats capturés, largement supérieur à la densité initiale mesurée, le processus de recolonisation semble rapide dès lors que des individus sont supprimés. Un des mécanismes biologiques pouvant expliquer ce rapide retour au même niveau d'abondance est la suppression d'individus résidents dominants qui jouent un rôle important dans le contrôle de l'abondance et la distribution des chats harets qui sont des animaux territoriaux (Goltz et al. 2008). Par ailleurs, la session de piégeage photographique mise en place trois mois après contrôle montre (i) une détection plus importante d'individus au nord de la presqu'île, (ii) des tailles de territoire moyennes et de déplacements plus importants par rapport à ceux mesurés lors de la session de piégeage photographique initiale. Ces éléments renforcent l'hypothèse de recolonisation rapide de la presqu'île par immigration plutôt que par d'autres processus démographiques (i.e naissance, mort) et ce probablement par des individus sub-adultes pouvant être à la recherche et en délimitation de leurs domaines vitaux (Mc Gregor et al. 2014).

Le contrôle létal sur des zones non clôturées nécessite d'être intense et permanent même sur des sites où les possibilités de recolonisation pourraient à première vue paraître limitées (i.e. presqu'île). Ce type de gestion engendre des coûts financiers et humains importants (Veitch 1985; Norbury 1998; Short et al. 1997; Edwards et al. 2001). Si des mesures de contrôle, par la suppression d'individus résidents sont à envisager sur des sites non clôturés, il est important de limiter l'immigration depuis la zone périphérique jusqu'à la zone cœur de conservation. L'exclusion par clôture est largement utilisée en Australie et en Nouvelle-Zélande pour protéger la biodiversité (e.g. Long and Robley, 2004, Doherty 2016). Ce type d'installations est onéreux dans sa construction et son entretien mais montre une efficacité sur le long terme (Long & Robley, 2004). Le site d'étude de Pindaï qui est une presqu'île inhabitée, présente des caractéristiques favorables à l'installation de ce type de dispositif. Néanmoins la surveillance et la gestion de cette installation doivent faire l'objet d'une étude plus poussée pour évaluer la faisabilité, l'acceptation par la population et donc la pérennité et l'efficacité de ce type d'installation dans le contexte de la Nouvelle-Calédonieoù l'impact des populations de chats harets vient tout juste d'être mis en évidence.

Compte-tenu du nombre important de puffins fouquets sur cette colonie, qui représente entre 2 et 3% de la population totale de Nouvelle-Calédonie, il serait judicieux de mettre en place une campagne de sensibilisation auprès de la population et des usagers de la presqu'île (i.e. pêcheurs, chasseurs, activités nautiques, camps de vacances) en parallèle. Pour avoir des éléments de poids et marquants quant aux impacts occasionnés par les populations de chats harets sur cette espèce, il serait intéressant de prolonger ce travail par une étude de viabilité des populations à court et moyen terme, en fonction des modes de gestion qui sont appliqués (CF Partie 6.4.1).

6.1.3. Utilisation de l'espace par les populations de chat haret

Une bonne connaissance de l'utilisation de l'espace et des ressources par les chats harets peut permettre de mieux appréhender les impacts occasionnés par ce prédateur invasif (Alterio et al., 1998; Wilson et al., 2010; Sparkes et al., 2014) et peut s'avérer utile pour l'orientation des opérations de contrôle à mettre en place dans le but d'en réduire les impacts. En effet l'acquisition d'éléments de connaissances sur la sélection de l'habitat, les déplacements, la taille et forme des territoires, peuvent permettre de mieux déterminer l'emprise spatiale, la localisation et l'intensité des mesures de contrôle et de suivi à mettre en place (Goltz et al., 2008 ; Moseby et al., 2009 ; Koch et al., 2014 ; Bengsen et al., 2011 ; 2015 ; Doherty et al., 2015). Les patrons de déplacement et d'utilisation de l'espace des chats harets dans les différents

biomes et écosystèmes insulaires étant très variable, les programmes de contrôle en sont difficiles à dimensionner (définition de la surface optimale à traiter et de l'intensité de l'effort) (Moseby et al. 2009, Doherty et al .2014) et doivent donc dans la mesure du possible être précédés de programmes de recherche visant à étudier les caractéristiques spatiales locales des déplacements (Dickman et al. 2010 ; Doherty et al. 2014). Le développement et l'utilisation de la télémétrie GPS permettent une meilleure précision dans le suivi des déplacements (Recio et al. 2013) et peuvent permettre de répondre à des questions très précises concernant la taille des territoires, l'utilisation de l'habitat et même les rythmes et vitesses de déplacement (Recio et al., 2010).

La majorité des dispositifs GPS étant de simples enregistreurs, une récupération de l'appareil doit avoir lieu pour que les données puissent être acquises (Metsers et al., 2010; van Heezik et al., 2010 ; Hervias et al., 2014). Plus récemment, de nouveaux dispositifs sont apparus permettant la récupération des données à distance et sont de plus en plus utilisés pour des mammifères de taille moyenne à petite et notamment pour les chats harets (e.g. Mc Gregor et al. 2017). Toutefois les déplacements de chats harets et leur utilisation des territoires demeurent encore peu connus dans de nombreux écosystèmes insulaires et ont rarement été mis en lien avec les comportements de recherche alimentaire des individus. Dans le cadre de cette étude nous nous sommes intéressés à l'utilisation de l'espace, aux déplacements des chats harets sur un site de forêt sèche en Nouvelle-Calédonie au niveau d'une presqu'île abritant en son extrémité une importante colonie de puffins fouquets *Ardenna pacifica*, espèce qui constitue une ressource alimentaire très localisée et certainement très attractive pour les chats harets (Chapitre 3, Palmas et al. 2017). Les principaux objectifs ont été de comprendre les patrons temporels de prédation des puffins par les chats harets par l'étude du régime alimentaire du prédateur, d'obtenir des éléments de connaissances sur l'utilisation de l'espace en fonction du cycle saisonnier de présence des puffins par l'équipement de chat haret de colliers.

Les échantillons (fèces) ont été collectés au cours de deux cycles annuels avec une récolte tous les deux mois (n=669, Chapitre 3, Palmas et al. 2017). Deux types de colliers GPS (SIRTRACK ® Minitrack collar et I Got U ® GT120) ont été déployés sur les individus. Le premier ne nécessite pas la recapture de l'animal pour récupérer les données (système de localisation de l'animal et téléchargement des données par VHF), tandis que le second impose la recapture de l'animal pour récupérer les données (GPS enregistreurs de points). La recapture des individus équipés s'est faite dans le cadre d'une opération expérimentale de contrôle et de limitation de la population de chats harets présentée dans le Chapitre 5. La période d'équipement des individus a couvert trois périodes distinctes du cycle des puffins, à savoir les périodes avant, pendant et après envol des jeunes (Bourgeois et al. 2017). Les données collectées ont permis d'étudier

différents paramètres d'utilisation de l'espace par les chats harets : taille des territoires (domaines vitaux, et cœur de domaine vital), distances parcourues de jour de nuit et au cours de la journée, présence sur la colonie ; en fonction des différentes périodes du cycle des puffins.

Les puffins fouquets constituent une proie importante pour la population de chats harets puisque cette espèce est présente dans le régime alimentaire avec une fréquence d'occurrence moyenne de 9,68 ± 7,18 % sur l'ensemble cycle annuel et atteint une fréquence d'occurrence maximale de 30,16% au moment de l'envol des jeunes. Les patrons saisonniers de prédation montrent une augmentation de la fréquence des restes de puffins dans les fèces de chats tout au long du déroulement du cycle de reproduction des puffins. La prédation au début du cycle reproducteur (arrivée des individus et formation des couples) est plutôt faible comparée à d'autres travaux étudiant ces questions sur d'autres espèces de procellariidés (e.g Bonnaud et al., 2007). La période de formation des couples, n'est visiblement pas une période de forte vulnérabilité à la prédation pour cette espèce sur ce site, contrairement à d'autres espèces étudiées par ailleurs (Bourgeois et al., 2008 ; Ruffino et al. 200). Les analyses de fèces montrent une forte prédation des chats harets sur les puffins fouquets durant la période de couvaison de l'œuf puis d'élevage du jeune poussin. A cette période où les partenaires se relaient pour couver puis s'occuper du jeune poussin, la prédation par les chats harets semble essentiellement orientée vers les adultes, et certainement vers les adultes reproducteurs. Des restes de plumes en fourreau ou de duvet ont été retrouvés de manière anecdotique, ainsi la prédation sur les poussins et jeunes puffins en cours de mue semble très rare, ce qui peut être expliqué par l'inaccessibilité des poussins qui sont abrités au fond de terriers étroits (e.g. Bourgeois et al., 2008 ; Bonnaud et al., 2009). Néanmoins, la quasi absence de macro-éléments attestant la prédation de jeunes par les chats harets ne garantit pas que celle ci n'ait pas lieu, principalement du fait de la haute digestibilité du duvet dans les fèces (Zarzoso et al. 2016). Chez les espèces longévives comme les procellariiformes, la mortalité des adultes reproducteurs est particulièrement dommageable pour l'espèce en termes de dynamique et viabilité de population (Bonnaud et al. 2012), d'autant plus que la mort d'un adulte engendre bien souvent la mort du poussin ainsi que par la non-reproduction du partenaire survivant qui doit retrouver un adulte pour former un nouveau couple (Le Corre, 2008; Russell et al., 2009). Par ailleurs une forte prédation semble aussi s'exercer durant la période d'envol des jeunes. Ainsi à la prédation d'adultes reproducteurs, s'ajoute une pression de prédation importante sur les jeunes puffins fouquets juste avant l'envol comme c'est le cas pour d'autres espèces de Procellariidés (Faulquier et al. 2009; Russell et al. 2009). Ces patrons de prédations originaux (i.e. prélèvement ayant vraisemblablement lieu sur toutes les classes d'âge et particulièrement sur les adultes reproducteurs et les jeunes à l'envol) pourraient avoir des effets inattendus sur la dynamique et la viabilité des populations de cette espèce. Ces éléments viennent appuyer l'intérêt de mettre en

place une analyse des conséquences démographiques de la prédation du chat haret sur la viabilité de cette population à court et long terme (CF partie 6.3.1).

Les données GPS de dix chats harets ont pu être récupérées (4 mâles et 6 femelles) pour un total de 44189 points collectés et une moyenne de 4017±3101 points par individu. Le nombre d'individus équipés est au-dessus de la moyenne des précédentes études publiées sur les déplacements des chats harets (via des données VHF ou GPS) (Tableau 4.6, Bridges et al. 2015) et le nombre de points GPS collectés semble très satisfaisants pour étudier les déplacements et l'utilisation des territoires de chats harets puisque les nombres moyens de points GPS collectés dans les différentes études sont compris entre 39 et 5200 points selon les études (Tennent & Downs, 2008, Martin et al. 2013, Wood et al. 2016). Les domaines vitaux mesurés par les MCP sont plus grands pour les mâles que pour les femelles, comme c'est le cas dans la plupart des travaux publiés (e.g., Kangaroo island, Australie dans Bengsen et al. 2012 ; San Clemente Island, US dans Bridges et al. 2015, Tableau 6) mais dans le cas de notre étude, cet écart est particulièrement marqué. Ces domaines vitaux moyens sont de grandes tailles pour les mâles, tailles qui se rapprochent de celles mesurées dans des habitats arides, semi arides ou désertiques en Australie facilitant ou nécessitant de grands déplacements (Burrows et al. 2003, Edwards et al. 2001, Moseby et al. 2009, Tableau 6). Ils sont par contre plus petits pour les femelles, avec seulement une étude de la littérature rapportant des domaines vitaux encore plus petits (Konecny 1987 ; Tableau 4.6).

Les territoires des mâles sont principalement déterminés par l'accès aux femelles, du fait du système de reproduction polygyne dans lequel les mâles ont accès à plusieurs femelles (Liberg et al. 2000). Les territoires des femelles sont principalement déterminés par la disponibilité des proies et la distribution des autres femelles (Liberg et al. 2000 ; Power, 2000 ; Turner & Bateson 2014). Les zones géographiques autour de la colonie de puffins étant une zone de ressources trophiques importantes, ces éléments peuvent expliquer la taille réduite des territoires des femelles, dont quatre d'entre elles sont quasi-exclusivement localisées à proximité de la colonie. L'organisation des territoires des chats harets par calcul des kernels de densités, couplé aux résultats de leurs déplacements à des latitudes correspondant à l'emplacement de la colonie durant les différentes périodes du cycle des puffins, montrent que les domaines vitaux de sept individus (4 femelles, 3 mâles) chevauchent la colonie, avec cinq d'entre eux qui y sont résidents (KDE 50%) et sont certainement les plus menaçants. Les déplacements latitudinaux montrent des comportements qui semblent être liés à l'activité de la colonie de puffins pour les mâles. Les déplacements latitudinaux montrent des variations selon la période considérée (i.e. vis-à-vis de la période du cycle des puffins fouquets) et tendent à confirmer l'attractivité de la colonie en journée pendant la période précédent l'envol, une forte fréquentation de la colonie durant la

période d'envol des jeunes qui est une période où la prédation est facilitée et où les colonies d'oiseaux marins sont particulièrement attractives (e.g. Faulquier et al. 2009; Russell et al. 2009). Les chats équipés sont très mobiles (distances moyennes parcourues par jour pour l'ensemble de nos individus : 6512,8±4377,8 m ; distances maximales de 2,4 km dans Leo et al. (2017) et longues distances à partir de 5km pour Mc Gregor et al. 2017) et montrent une activité diurne plus importante que nocturne (d_{jour} = 4153,8 ± 3004,1m et d_{nuit} =2359,0±1373,7 m). Les mâles sont plus mobiles que les femelles ($d_{mâles}$ les mâles 8849,6±5396 m ; $d_{femelles}$: 3593,6±2136 m) ce qui est en adéquation avec les résultats concernant les tailles des territoires. Par aillerus, les mâles parcourent de plus grandes distances le jour (en moyenne 67,0% de la distance parcourue sur 24h) et alors que ce schéma est moins clair pour les femelles (en moyenne 54,0% de la distance parcourue sur 24h). Cette activité diurne assez contre-intuitive (i.e. les chats étant généralement des animaux aux moeurs nocturnes, Turner & Bateson 2014) a cependant déjà été mise en évidence dans deux études ; en Nouvelle Zélande à Tasman Valley (Recio et al. 2010) et en Australie où ce comportement peut être expliquée par la facilité à chasser de jour des marsupiaux (*Dasyurus hallucatus*) (Mc Gregor et al. 2015). Ces éléments laissent penser que la prédation exercée par les chats harets sur les puffins a lieu le jour et principalement sur les adultes reproducteurs et les jeunes qui se rapprochent de l'entrée des terriers à cette période et deviennent accessibles aux prédateurs (e.g. Bourgeois et al., 2008). Il serait intéressant d'étudier les déplacements des chats harets à d'autres périodes du cycle des puffins pour confirmer ces éléments, notamment pour connaître à quelles périodes précises du cycle de reproduction des puffins ces différents chats sont présents sur la colonie pour mettre plus clairement en évidence les classes d'individus prédatés.

Ces résultats mettent en évidence une prédation importante par les chats harets et indiquent que même des individus dont les cœurs de territoires sont éloignés, constituent également une menace pour la population de puffins fouquets. Ainsi ces éléments doivent être pris en compte dans le dimensionnement des futures opérations de gestion qui ne peuvent, pour être efficaces, qu'être prises à l'échelle de la presqu'île, d'autant plus que la recolonisation après contrôle des prédateurs, peut se réaliser rapidement (CF chapitre 5).

6.2. Perspectives de recherche

6.2.1. Augmenter le pouvoir de discrimination et de détection des espèces prédatées dans le régime alimentaire des chats harets

La collecte de fèces puis l'analyse macroscopique de leur contenu constituent une des méthodes les plus utilisées et les plus efficaces pour caractériser le régime alimentaire des chats harets. Préciser la gamme d'espèces proies affectées par la prédation et également préciser l'intensité de la prédation donc possiblement des impacts occasionnés. Ainsi la constitution de collections de références à partir de matériel frais est une étape essentielle pour la reconnaissance des éléments de restes de proies présents dans les échantillons alimentaires de prédateur et ce point est d'autant plus important lorsque l'étude est réalisée au niveau de sites et pour des groupes à forte richesse spécifique. En lien avec ce travail de doctorat, notre équipe s'est donc attachée à constituer des collections de références pour les espèces de groupes de vertébrés potentiellement concernées par la prédation du chat haret (i.e. rongeurs, oiseaux, roussettes, squamates). Une collection de cadavres d'espèces de proies candidates (i.e. animaux retrouvés morts) et de restes issus de cadavres (e.g. plumes, griffes, pelage) a été constituée. Les restes macroscopiques non-digérés permettent alors généralement un bon degré d'identification du groupe, du genre et très souvent des espèces prédatées (Bonnaud et al. 2011 ; Doherty et al. 2015a). Pour certains groupes, comme celui des scinques, très diversifié et hautement endémique en Nouvelle-Calédonie, d'autres outils spécifiques ont été développés et utilisés dans ce travail et permettent d'avoir une bonne compréhension de la prédation du chat haret sur ce groupe et un panorama précis des différentes espèces affectées (au moins 32 espèces consommées). Il s'est agi en particulier de créer une clé de détermination des écailles de scinques grâce à l'exploitation de la collection de reptiles calédoniens présente au Muséum d'Histoire Naturelle de Sydney (Australian Museum, Sydney), de la réalisation de photographies en microscopie électronique à balayage et en microscopie optique, et d'utiliser ensuite différents éléments diagnostiques des écailles dorsales (forme, taille, ornementations ; crête, perforations) ou des écailles de têtes (forme et taille) pour déterminer les espèces consommées (De Méringo et al., 2015). Cet outil, couplé à la connaissance de la distribution des espèces au sein de la Nouvelle-Calédonie, a permis d'aboutir dans la très grande majorité des cas à une détermination au genre et à l'espèce des scinques ayant été consommé. Ainsi, parmi les 37,21% de fèces qui contenaient des restes de scinques (n=1993), 32 espèces de scinques ont été identifiées et 81,2% des restes de scinques (entre 74.2 to 97% selon le site considéré) ont pu donner lieu à la détermination de l'espèce concernée. Ces résultats montrent une identification haute résolution des restes de proies présents dans les fèces de chat via l'utilisation de ce nouvel outil, ce qui révèle dans notre cas d'étude, sa haute efficacité.

Pour d'autres groupes cependant, la détermination à une échelle fine via une collection de référence de restes de proies non digérés est plus délicate, d'une part parce que les éléments macroscopiques permettant la détection sont rarement retrouvés dans les fèces (i.e. seuls les os de tête et les mâchoires peuvent permettre la détection de geckos), et/ou d'autre part parce que ceux-ci peuvent ne pas être suffisants pour la détermination au niveau de l'espèce (i.e. les éléments ne permettent pas de connaître le genre ou l'espèce consommés, mâchoire et os de tête pour les geckos, restes de plumes pour certains pétrels). De ce fait, la prédation sur les geckos est très mal diagnostiquée, ainsi que la distinction des différentes espèces de pétrels. Pour ces deux groupes, l'emploi de méthodes d'analyse moléculaire (barcoding ADN), qui n'a pas pu être conduit dans le cadre de ce travail de thèse pour des questions budgétaires et aussi de temps disponible, devrait pouvoir prochainement permettre d'améliorer la détection et détermination des proies consommées (e.g. Zarzoso-Lacoste et al. 2016). En effet, les méthodes d'analyses moléculaires connaissent depuis une dizaine d'années un succès grandissant pour l'analyse de régime alimentaire de prédateurs (e.g. Kuch et al. 2002; Symondson 2002; Carreon-Martinez et al. 2011). Ces méthodes sont basées sur la détection et l'amplification d'ADN de proies cibles dans les échantillons alimentaires de prédateurs (fèces, estomacs) par Réaction de Polymérisation en Chaine (PCR). Ces méthodes offrent de nouvelles perspectives en écologie trophique puisqu'elles permettent (i) une détection sensible de différents taxa (l'ADN d'une proie peut être présent en l'absence de macro-restes visibles) ; (ii) une détermination précise (résolution taxonomique fine des proies consommées, sous réserve que ces espèces aient fait l'objet d'une caractérisation moléculaire et génétique) et (iii) lorsque les aspects techniques sont résolus le traitement d'échantillons nombreux en peu de temps.

Le type d'échantillon étudié (i.e. échantillon alimentaire du prédateur) se compose de l'ADN des proies consommées, celui du prédateur lui-même et celui de ses parasites et bactéries internes (Taberlet et al. 1999; Symondson 2002; Jarman et al. 2004; Deagle et al. 2006; Troedsson et al. 2009). Dans le cas de fèces qui ont pu subir pendant plusieurs semaines ou mois, l'action des agents extérieurs (soleil, vent, pluie, moisissures, etc…), certaines difficultés opératoires et analytiques supplémentaires peuvent provenir de la dégradation de la qualité de l'échantillon et des traces ADN contenues (e.g. Deagle et al., 2006).

6.2.2. Utilisation de barcoding ADN pour distinguer la prédation exercée sur les pétrels de Gould et pétrels de Tahiti

Du fait de la présence rares d'éléments discriminants (i.e. griffes et becs), l'analyse macroscopique réalisée sur les échantillons (restes de plumes) provenant du massif des

Dzumacs n'a pas souvent permis la détermination précise des restes d'oiseaux marins retrouvés dans les fèces de chats harets, dans la mesure où ce site héberge deux espèces d'oiseaux marins (Pétrel de Gould et Pétrel de Tahiti), dont les plumes sont assez similaires. Malgré la constitution d'une collection de plumes de référence issus de cadavres frais de ces deux oiseaux (plumes de la tête, cou, ventre, rémiges etc ...) et d'un effort important d'identification des restes de plumes dégradées retrouvées dans les fèces, la méthode d'identification par analyse macroscopique n'a pas été efficace pour la distinction des macrorestes de ces deux espèces. Ces deux espèces appartiennent à deux genres et ont des statuts de conservation différents (*Pterodroma leucoptera*, endémique et VU *Pseudobulweria rostrata* LC) et devraient pouvoir être discriminées plus aisément sur des bases génétiques. Ainsi, l'analyse macroscopique des échantillons provenant de ce site sera complétée par une analyse moléculaire. Les échantillons de fèces contenant des restes d'oiseaux marins ont déjà fait l'objet d'une préparation spécifique (i.e. préparation d'une poudre de fèces par grattage, et récupération des restes de plumes présentes dans les fèces). Ces échantillons seront broyées, et l'ADN sera extrait selon un protocole d'extraction mis au point spécifiquement pour ce type d'échantillon (Zarzoso et al. 2013) où l'ADN est présent en faible quantité du fait de la digestion du prédateur et de l'exposition de l'échantillon aux conditions environnementales souvent défavorables à la bonne conservation de l'ADN (Deagle et al., 2006). L'ADN d'oiseau sera amplifié avec des amorces mitochondriales spécifiques (CoxI) amplifiant des régions de taille moyenne et petite (environ 100-350 paires de bases) (Zarzoso et al. 2016) et développées pour ce type d'échantillon dans lequel l'ADN est hautement dégradé et fragmenté (Taberlet et al. 1999; Zaidi et al. 1999; Deagle et al. 2006 ; Troedsson et al. 2009; Pompanon et al. 2012). Les amplicons produits à l'issue de cette amplification par PCR, seront séquencés (barcoding ADN). L'alignement avec les séquences de références disponibles permettra la distinction de ces deux espèces d'oiseaux marins dans les fèces de chat haret collectées, alors qu'elle est à ce jour impossible par analyse macroscopique classique (restes de plumes, vertèbres).

La différenciation de ces espèces dans les fèces de chat haret permettra de déterminer plus précisément les taux de prédation moyens exercés par les populations de chats harets sur chacune des deux espèces de pétrels. Ces éléments, couplés aux données de densité de chats harets, permettront une amélioration de l'évaluation du prélèvement des chats harets sur les populations de chacune des espèces de pétrels du massif des Dzumacs (i.e. nombre d'individus consommés annuellement par les chats harets pour les deux espèces). L'intégration de ces taux de prédation précis dans des analyses démographiques de dynamiques et de viabilité de populations de ces deux pétrels (CF partie 6.3.1), permettra *in fine* d'estimer l'impact du chat haret sur ces espèces et leur viabilité à court et long terme. Ces éléments constitueront des

données importantes dans l'élaboration de stratégies de gestion des populations de chats harets au niveau de ce massif.

6.2.3. Utilisation de barcoding ADN pour préciser la prédation du chat haret sur les geckos

L'analyse macroscopique n'a pas permis une détection puis une détermination précises des restes de geckos présents dans les échantillons alimentaires du fait i) du faible pouvoir de détection des évènements de prédation (peu de restes identifiables comme provenant de geckos à l'exception de pièces osseuses de type mâchoire, pas de restes de type « écailles » à l'inverse des scincidae), et (ii) la faible résolution dans l'identification des proies concernées (i.e. degré de détermination : notamment absence ou difficulté à constituer une collection de pièces osseuses de référence). Faute d'éléments diagnostiques, la prédation exercée par les chats harets sur ce groupe hautement diversifié et endémique est pour l'instant possiblement largement sous-estimée ; les geckos apparaissant comme espèces proies dans d'autres études de régime alimentaire des chats harets dans d'autres études où ce groupe représente une moindre contribution à la faune (e.g. Bonnaud et al., 2011 ; Gillies and Bay, 2001; Murphy et al., 2004), et les geckos comme les chats sont connus pour être des animaux principalement nocturnes (Bauer et al. 1990, Bauer and Sadlier 2000 ; Turner & Bateson 2014). Nos résultats concernant les patrons d'activités des chats harets sur un de nos sites d'études pondèrent ce point puisqu'ils montrent une forte activité diurne des chats harets (avec de plus grandes distances parcourues de jour) (Chapitre 4). Ces éléments pourraient expliquer la très forte prédation sur le groupe des scinques dont la plupart des espèces sont diurnes (exceptés les genres *Marmorosphax* et *Sigaloseps* qui pourraient être nocturnes) et plus faible qu'attendue sur les geckos qui sont nocturnes (excepté les eurydactylodes).

Néanmoins, une sous-estimation de la prédation sur ce groupe et une mauvaise évaluation des espèces concernées sont très probables du fait (i) du peu d'éléments macroscopiques permettant de détecter la présence de geckos puisque seuls les restes de mâchoire et d'os de tête peuvent permettre de préciser l'identification de squamates en geckos (ii) une détermination chez ce groupe possible que dans de très rares cas en présence de mâchoire et avec une faible résolution puisque la détermination la plus fine a été menée au genre. Plusieurs spécialistes en lien avec l'Australian Museum de Sydney sont aussi en voie de publier une banque de données ADN de l'ensemble des espèces connues (y compris celles en cours de description) des geckos diplodactylidae de Nouvelle-Calédonie (marqueur mitochondrial :COI). La congruence a été testée vis-à-vis d'un marqueur classiquement utilisé pour les analyses de phylogénie sur ce

groupe de geckos (ND2) afin de vérifier qu'on retrouvait la même position relative des taxons au sein d'un arbre phylogénétique (Bauer et al. en préparetion). Les amorces à utiliser devront répondre aux caractéristiques suivantes : (i) amplifier des régions de taille moyenne et petite taille (<350 paires de bases), l'ADN dans ce type d'échantillon étant hautement dégradé et fragmenté du fait de la digestion et des conditions environnementales (Taberlet et al. 1999; Zaidi et al. 1999; Deagle et al. 2006 ; Troedsson et al. 2009; Pompanon et al. 2012), (ii) montrer un bon pouvoir d'amplification sur des échantillons de fèces du fait de la forte probabilité de présence d'inhibiteurs PCR (i.e. métaux lourds, CF Annexe 2), et (iii) montrer une haute variabilité inter-spécifique pour permettre la différenciation des différentes espèces de geckos. Les analyses moléculaires (i.e. barcoding ADN) sur les échantillons de fèces de chats harets devraient permettre d'acquérir (i) des éléments d'informations plus complets sur les espèces de geckos concernées par la prédation exercée par les chats harets et (ii) leurs fréquences d'apparition dans le régime alimentaire du chat haret sur les différents sites. Cette analyse moléculaire consistera en une recherche et amplification d'ADN mitochondrial (CoI) sur (i) des échantillons de poudre préparés spécifiquement (CF partie précédente), et (ii) un lot plus conséquent d'échantillons de fèces analysées macroscopiquement et actuellement stockées dans l'alcool si l'extraction sur ce type de matériaux s'avère efficace. Ces séquences amplifiées suivront un traitement par séquençage et alignement comme décrit au paragraphe précédent.

Cependant, bien qu'une approche moléculaire de ce type permette d'obtenir des résultats semi-quantitatifs (i.e. présence/absence, proportions de proies) d'un type de proie, elle ne permet pas une véritable quantification (i.e. nombre d'individus consommés). Par ailleurs, les taux d'amplification PCR révélés par une étude parallèle visant à amplifier l'ADN du prédateur dans ses propres fèces (ADN microsatellitaire) sur un site de forêt sèche (Pindaï), se révèlent inférieurs à ceux mesurés sur des lots d'échantillons provenant d'autres îles du monde (Palmas et al. in prep, Annexe 1 et 3). Pour ces raisons, l'usage simultané de ces deux méthodes complémentaires (i.e. analyse moléculaire et morphologique) est recommandé. En effet ces deux méthodes couplées peuvent permettre avec plus d'acuité, un nombre minimum de proies par échantillon de régime alimentaire (Soininen et al. 2009; Pompanon et al. 2012; Yoccoz 2012, Zarzoso et al. 2016). Compléter cette analyse du régime alimentaire des populations de chats harets de Nouvelle-Calédonie permettra d'avoir une vision encore plus complète et précise de la gamme d'espèces concernées par la prédation du chat haret et de leur fréquence d'occurrence dans son régime alimentaire.

6.2.4. Le chat haret comme « espèce échantillonneuse » de biodiversité

Pour l'analyse trophique, nous avons dû faire face à une forte hétérogénéité des tailles d'échantillonnages entre sites et entre type d'habitats. Alors qu'il est généralement admis dans la littérature qu'une taille d'échantillon d'une centaine de fèces de chats harets est suffisamment représentative de son régime alimentaire (Bonnaud et al. 2011), se pose la question de la taille optimale ou nécessaire du lot d'échantillons permettant d'arriver à décrire le régime alimentaire du chat haret sur les différents sites et habitats investigués quand ceux-ci abritent une importante biodiversité. Le cas de la prédation sur le groupe des scinques en Nouvelle-Calédonie permet de creuser ce type de question puisque c'est un groupe de vertébrés très diversifié et aux taux d'endémismes exceptionnels, avec pour rappel 66 espèces présentes en Nouvelle-Calédonie et dont 63 sont endémiques (soit 95,45% d'endémisme chez ce groupe ; Whitaker et Sadlier, 2011 Hand et Grant-Mackie, 2011; Sadlier et al., 2012, 2013, 2014a, 2014b, 2014c, 2014d) et parce que notre effort de détermination sur ce groupe à été particulièrement poussé (i.e. du fait de la création de la clef de détermination, De Méringo et al., 2015). En outre, ce groupe présente de forts taux de micro-endémisme avec de nombreuses espèces qui ont une aire de distribution restreinte et par exemple ne sont connues que d'un seul massif (e.g. *Marmorosphax boulinda*, Sadlier et al. 2009).

Les courbes d'accumulation d'espèces peuvent être utilisées pour estimer la saturation en termes de détection d'espèces dans le régime alimentaire du chat. Il est intéressant de tracer ces courbes à l'échelle du territoire et pour les différents types d'habitats investigués durant cette étude pour connaître la représentativité du régime alimentaire du chat haret sur chacun des milieux en fonction de la pression d'échantillonnage (Fig. 6.1 et 6.2).

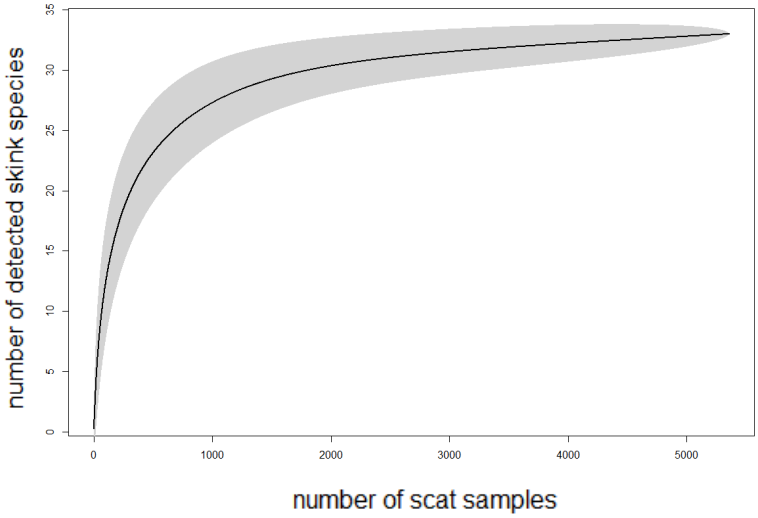


Figure 6.1. Courbe d'accumulation des espèces de scinques retrouvées dans le régime alimentaire des chats harets pour l'archipel de Nouvelle-Calédonie(n=5356)

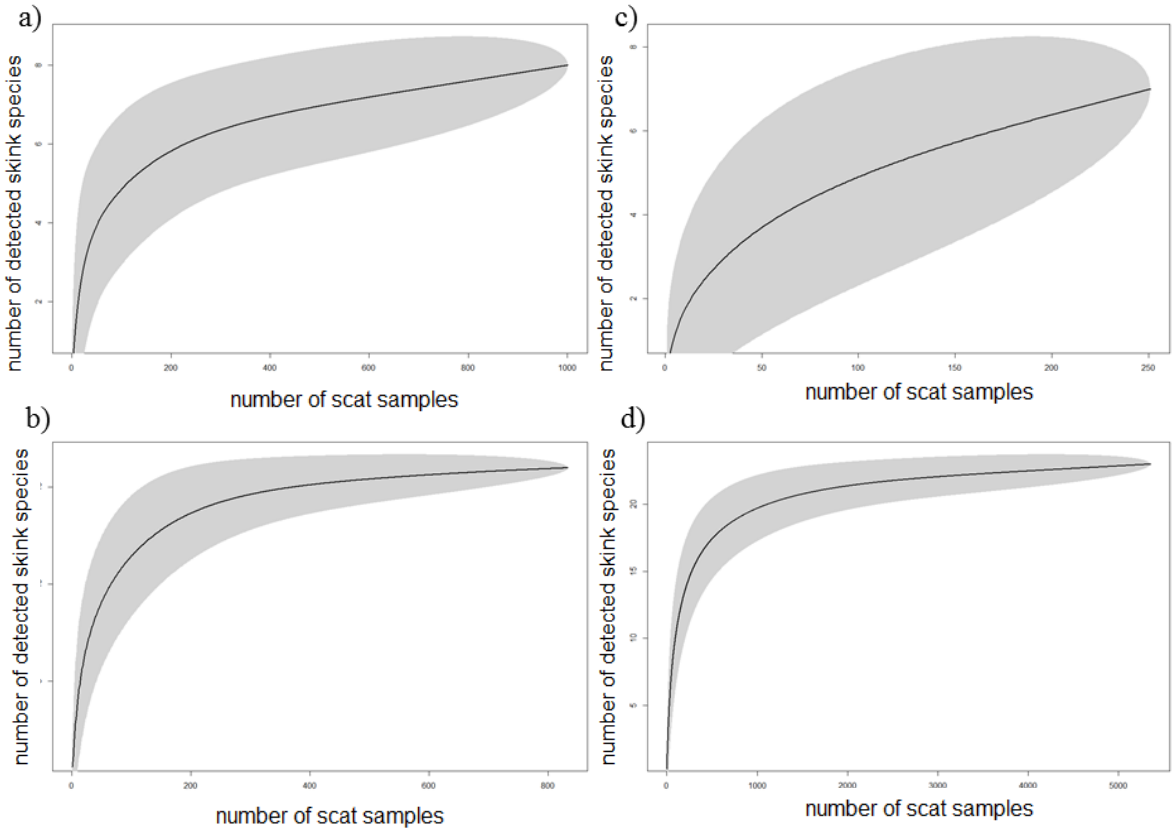


Figure 6.2. Courbes d'accumulation des espèces de scinques retrouvées dans le régime alimentaire des chats harets pour les habitats de (a) forêt sèche, (b) forêt humide, (c) forêt sur calcaire, et (d) mosaïque maquis / forêt humide

Pour chacun des habitats étudiés, le nombre de fèces nécessaires pour décrire le régime alimentaire du chat haret en termes de prédation sur le groupe des scinques semblent dépasser largement les chiffres préconisés dans la littérature (n=94 fèces pour Trites et al. 2005 et n= 100 pour Bonnaud et al. 2011). Les courbes d'accumulation des espèces de scinques tracées pour l'ensemble du jeu de données (Fig. 6.1), les habitats de forêt humide et mosaïque maquis / forêt humide (Fig. 6.2b et 6.2d) atteignent un plateau. La courbe d'accumulation pour la forêt sur calcaire montre également quasiment un plateau (Fig. 6.2c). La courbe d'accumulation tracée pour l'habitat de forêt sur calcaire continue d'augmenter relativement rapidement, alors que celle tracée pour l'habitat de forêt sèche montre un début de plateau. Le nombre d'échantillons traités pour chacun des habitats donne une première explication de l'hétérogénéité de détection de nouvelles espèces dans ces habitats. Aussi le nombre d'espèces présentes dans ces habitats, leur rareté et les taux de micro-endémisme sont des facteurs pouvant entrer en compte dans

l'estimation de la taille optimale d'échantillonnage à mettre en place pour avoir la vision la plus juste de la faune impactée dans les différents milieux étudiés.

Du fait du caractère généraliste et opportuniste de ce prédateur introduit, en consommant une large gamme de proies (notamment des vertébrés) et selon leur disponibilité (Fitzgerald & Turner, 2000 ; Bonnaud et al. 2011), cette espèce montre d'intéressantes capacités d'échantillonnage de la biodiversité, particulièrement pour les espèces cryptiques c'est à dire peu visibles (espèces rares, nocturnes ou très localisées). En ce sens, les fèces de chat haret pourraient être utilisées comme des « capsules de biodiversité » permettant de décrire les espèces présentes sur les différents sites échantillonnés (Boyer et al. 2015) et parfois à une échelle fine en considérant tailles de territoires des chats harets (i.e. domaine vital, CF chapitre 4.).

Ce type de perspectives peut être illustré sur deux groupes de proies consommées par le chat haret en Nouvelle-Calédonie et pour lesquels ce concept pourrait apporter de réelles avancées de connaissances : celui des oiseaux marins (avec le cas du du pétrel de Tahiti et du pétrel de Gould) et des scinques (*Phasmasaurus tillieri* et *Emoia loyaltiensis*). Pour ces deux groupes peu d'informations concernant leurs distributions précises sont connues et disponibles. Par ailleurs la recherche et le suivi de ces espèces s'avèrent fastidieux, coûteux en temps et en moyens humains, avec des protocoles souvent invasifs/intrusifs (i.e. pièges collants pour les scinques).

Des restes de pétrels sont fréquemment retrouvés dans les fèces de chat haret de certains sites de maquis mosaïque/foret humide. Leur fréquence d'occurrence annuelle dans les fèces de chat haret peut excéder 38,3% alors que très peu d'informations sur les localisations des colonies et le nombre de couples reproducteurs sont aujourd'hui acquises. Ces données, couplées aux données de taille de territoire acquises par l'utilisation de colliers GPS (Chapitre 4) et à la géolocalisation du point de collecte des fèces de chat analysées, pourraient permettre la détermination de zones à haute probabilité de présence de colonies d'oiseaux marins. En effet les chats harets consomment généralement ce type d'oiseaux au sol et à proximité de la colonie (e.g. Bonnaud et al. 2007). Ces approches permettraient d'augmenter l'efficacité des programmes de conservation ou de recherche sur ces espèces puisqu'ils orienteront les recherches de colonies. Nous proposons ici de développer une approche originale basée sur l'utilisation d'outils statistiques spatialisés appliqués à la distribution et au contenu des fèces pour identifier des secteurs de forte probabilité de présence d'espèces cryptiques cibles. De nombreuses fèces (500 environ) ont déjà été récoltées sur certains sites d'études comme le massif des Dzumacs, leur géo-localisation (points GPS) ainsi que leur composition en reste de proies seront connus avec précision à l'issue du barcoding ADN et notamment la présence de

restes de Pétrels de Gould et de Pétrels de Tahiti. Cela permettra de connaitre, parmi l'ensemble des fèces collectées, la localisation précise de celles contenant des restes d'oiseaux marins (type pétrel de Gould, soit potentiellement 180 fèces contenant des restes de pétrels sp.).

La première étape de ces analyses consisterait en la réalisation de cartes de densité de probabilité basées sur la cartographie des occurrences de points, ce qui correspond à une analyse des processus ponctuels afin de tester si la répartition des fèces contenant l'espèce proie cible est aléatoire ou non. Si cette répartition n'est pas aléatoire, nous obtiendrions des cartes de plus forte probabilité de présence en fonction de la répartition des fèces contenant des restes de pétrels de Gould (Calenge, 2005). Ces cartes de densités pourront ensuite être couplées à l'utilisation du territoire par les chats (domaine vital théorique ou mesuré par équipement GPS) permettant de localiser, en relation avec la capacité de déplacement des chats, des zones de plus fortes probabilités de présence de colonies d'oiseaux marins. La deuxième étape serait de tenir compte de l'hétérogénéité des observations, du fait (i) d'une pression d'observation différentielle (ici collecte des fèces) lié à une prospection non homogène ainsi que (ii) d'une distribution du prédateur également non homogène (trajectoires préférentielles de déplacement, territorialité). Cette prise en compte de ces deux types d'erreurs, pouvant être cumulées, peut se faire au moyen de l'utilisation des géostatistiques qui permettent non seulement de tenir compte de ses erreurs associées aux biais d'échantillonnage, mais également de prédire les valeurs d'une variable dans les sites non échantillonnés (Monestiez et al., 2006). Il s'ensuit une phase d'interpolation spatiale (kriegeage) basée sur le calcul d'un variogramme représentant la semi-variance entre les paires de points (contenant ou non l'espèce proie cible) en fonction de la distance qui les sépare.

Dans le cadre de ce travail, l'étude du régime alimentaire des populations de chats harets a permis d'élargir l'aire de répartition d'un scinque endémique (*Phasmasaurus tillieri*) avec une présence enregistrée (n= 7) dans un habitat favorable mais sur un site moins investigué en termes de suivi de la faune de scinques (Parc des Grandes Fougères). Un autre exemple intéressant est celui d'*Emoia loyaltiensis*, scinque endémique des îles Loyauté et classé vulnérable sur la liste rouge UICN. Ce scinque a été observé à sept reprises dans les fèces de chats harets collectées sur l'île Ouvéa provenant de deux sites forestiers peu anthropisés. Dans le cadre d'un programme de recherche mené en parallèle par notre équipe et visant à recenser et suivre la biodiversité des îles (Programme IRD/IAC, « Etats des lieux des espèces animales introduites en province des îles Loyauté »), cette espèce n'a pu être observée à Ouvéa. Pourtant un fort effort de recherche a été mis en place avec 12h de recherche à vue, et 300 nuits.pièges collants dans les habitats favorables (forêt, jachère, cocoteraie). Sur l'île de Tiga, ce dispositif a permis de mettre en évidence une forte abondance de cette espèce de scinque avec des

méthodologies similaires et dans les types d'habitats précédemment énoncés (Jourdan et al. données non publiées).

6.3. Mieux comprendre l'impact de la prédation sur la dynamique et la viabilité des populations d'espèces proies

Afin d'évaluer l'impact qu'exerce le chat haret sur les dynamiques de population de proies, la quantification du prélèvement doit être intégrée à des modèles de dynamique de populations des espèces proies (e.g. Keitt et al., 2002 ; Bonnaud et al., 2009, Bonnaud et al., 2012). Ces modèles démographiques prédictifs doivent prendre en compte la structuration en classe d'âge des proies, structuration qui est très répandue chez les espèces longévives (e.g. espèces d'oiseaux marins) (e.g. Bonnaud et al., 2009). Ainsi, afin de quantifier précisément la prédation exercée par le chat sur les différentes classes d'âge de ces espèces, nos résultats de régime alimentaire seront utilisés à la plus fine échelle disponible (i.e. tous les deux mois).

6.3.1. Application aux puffins du Pacifique, pétrel de Gould et pétrel de Tahiti

L'impact des prédateurs introduits sur les oiseaux marins dans les îles, en particulier les procellariidés, a fait l'objet de nombreuses études au niveau mondial (e.g. Jones, 2002; Keitt et al., 2002; Cuthbert, 2003; Jouventin et al., 2003; Faulquier et al., 2009, Jones et al., 2008; Martínez-Gómez & Jacobsen, 2004 ; Russell et al., 2009 ; Bonnaud et al. 2010). Afin d'évaluer au mieux l'impact exercé par le chat haret sur les populations de puffins et de pétrels, nous couplerons la quantification du nombre d'oiseaux prélevés par la population de chats sur les différents sites d'étude à des modèles de viabilité de population, structurés en classe d'âge en accord avec la biologie de l'espèce considérée (Hamilton & Moller, 1995; Jones, 2002; Doherty et al., 2004 ; Russell et al. 2009 ; Bonnaud et al. 2009 ; Bonnaud et al. 2012). Les modèles élaborés prochainement dans le cadre d'un travail de Master 2ème année intégreront (i) la structure de population en classe d'âge connue pour ces espèces d'oiseaux marins ou des espèces proches (juvéniles, prospecteurs, reproducteurs) (ii) les données démographiques issues du suivi de reproduction de la colonie de puffins du Pacifique à Pindaï au cours de 3 années consécutives et celles en cours d'acquisition pour les deux espèces de pétrels couplées à des données bibliographiques provenant d'études à long terme sur des espèces proches, (iii) différents scénarios de densités de population de chats harets mesurées sur un site d'étude (Pindaï) et évaluée dans différentes études mesurant des densités de populations de chats harets (par piégeage photographique ou lors d'éradications).

Ces modèles seront utilisés pour estimer la viabilité des populations de ces oiseaux marins dans les conditions de prédation actuelles ou sous l'effet de différentes options de contrôle et afin d'évaluer la pression de prédation soutenable pour la survie de l'espèce à court et moyen terme (i.e. densités de chat soutenables) et ainsi prioriser et dimensionner les opérations de gestion de populations de chat haret à mettre en place.

6.4. Combler les manques de données concernant le régime alimentaire du chat haret en intégrant en priorité les zones à fort enjeux de conservation

Le travail d'écologie trophique et d'impact des chats harets que nous avons réalisé sur un site insulaire à haute biodiversité et pour lequel aucune étude n'était disponible a permis de mettre en évidence des résultats nouveaux et de compléter largement le panorama mondial des connaissances en la matière. Si l'on souhaite mieux préciser l'importance du rôle majeur joué par les chats harets dans la crise actuelle de biodiversité insulaire (Medina et al., 2011 ; Doherty 2016 ; Spatz et al., 2017), ceci nous encourage à poursuivre et développer ce genre d'études de régime alimentaire au niveau d'espaces insulaires encore peu étudiés. Dans le Pacifique, en particulier, il existe de nombreux ensembles insulaires abritant une forte biodiversité pour le groupe des vertébrés, avec de nombreuses espèces endémiques pour lesquels aucune donnée de régime alimentaire de chat haret n'est actuellement disponible. Il s'agit en particulier des nombreuses îles et archipels de l'arc mélanésien, de la Polynésie et de la Micronésie. Ces sites offrent en outre des situations contrastées intéressantes sur le plan expérimental, du point de vue de la situation des mammifères qui s'y rencontrent. En effet les îles de Polynésie ne présentaient initialement pas de prédateurs mammifères mais abritent aujourd'hui plusieurs espèces de rongeurs introduits avec des assemblages différents selon l'île considérée (e.g. en terme d'espèces de rats introduites ; l'île de Ua Huka n'abrite que le rat polynésien, tandis que l'île de Tahuata abrite le rat noir et le rat polynésien). Les îles Salomon quant à elles abritent à la fois des mammifères natifs menacés et différentes espèces de rongeurs introduits, tandis que l'archipel de Nouvelle-Calédonie présente une situation intermédiaire (e.g. présence de mammifères volants natifs et de rongeurs introduits).

En outre, le fort impact des chats harets sur la biodiversité insulaire a souvent été attribué à l'absence de prédateurs autochtones et à ses conséquences en termes de naïveté des espèces indigènes vis-à-vis des mammifères et particulièrement des prédateurs (e.g. Carthey & Banks, 2014). Enfin, le succès d'invasion et l'impact de ce prédateur invasif ont également souvent été attribuées à la présence de populations importantes de petits mammifères introduits tels que les

rongeurs ou les lapins, via le mécanisme d'hyperprédation (e.g. Courchamp et al., 1999; Medina et al. 2011 ; Ringler et al., 2015).

Aujourd'hui la problématique des chats harets en situation insulaire semble largement dépasser ces modèles simplifiés d'îles exemptes de mammifères autochtones (proies ou prédateurs). En effet, des études récentes montrent l'existence de populations de chats harets y compris sur des grandes îles abritant des populations de mammifères natifs voire de prédateurs mammifères prédateurs natifs. Ainsi, des impacts forts ont été recensés sur des îles de grande taille abritant des mammifères autochtones affectés directement par la prédation du chat haret, mais aussi par la compétition pour la ressource et l'espace (Australie, Woinarski et al. 2015, Doherty et al. 2015 ; Madagascar, Farris et al. 2015a, b, 2016, 2017 ; Papouasie Nouvelle Guinée, îles Salomon, données non publiées). Le manque de données dans les îles du Pacifique est un frein à la compréhension des impacts dans des contextes nouveaux, et constitue un réel obstacle à l'élaboration de stratégies de gestion adaptées à l'échelle de chacun de ces territoires.

En collaboration avec différents collègues, notamment australiens, notre équipe travaille actuellement à mettre sur pied un projet d'étude à l'échelle des îles de Mélanésie et de Polynésie destiné à étudier l'impact des chats harets sur les faunes insulaires natives en nous positionnant sur un gradient de sites contrastés du point de vue des mammifères autochtones et introduits, en lien également avec d'autres caractéristiques géographiques (taille de l'île et degré d'isolation). L'objectif de ce travail sera de comprendre les distributions, abondances et l'écologie trophique des chats harets sur différentes îles aux caractéristiques contrastées sur les plans biogéographiques (taille, degrés d'isolation, présence de communautés de proies différentes, présence/absence de rongeurs introduits, de mammifères natifs, etc…). Le but final de ce travail sera de comprendre le rôle du chat haret dans le risque d'extinction de la biodiversité autochtone de ces îles. En termes de gestion cela aidera à prioriser les îles sur lesquelles des mesures de gestion doivent être envisagées le plus rapidement possible. Ainsi, seize îles abritant une faune de vertébrés à enjeux de conservation (i.e. menacés), des situations contrastées sur le plan des proies et prédateurs introduits présents, des caractéristiques géographiques variées, et des contacts sur place garantissant la faisabilité des différentes expérimentations terrain, ont d'ores et déjà été identifiés en Mélanésie. Ces îles appartiennent aux archipels de Nouvelle-Calédonie (NC), Salomon (SI) et Vanuatu (VA). Ces îles ont des superficies variant dans la gamme de 95km^2 (Gatokae, SI) à 16360 km^2 (Grande Terre, NC).

Les nombreuses données concernant l'écologie et les impacts des chats harets en Nouvelle-Calédonie(Grande Terre et îles périphériques telles Lifou, Ouvéa, Île des Pins) s'intègreront à ce projet en constituant une situation intermédiaire puisque cet archipel abrite à l'origine

uniquement des espèces de mammifères volants autochtones (i.e. roussettes et chauve-souris), auxquels sont venus progressivement s'ajouter des mammifères terrestres introduits. Des investigations devraient très probablement commencer dès 2018 en Polynésie française pour y étudier ces questions sur plusieurs îles ne présentant aucun mammifère autochtone et des cortèges variés de mammifères introduits. Du fait de l'originalité des îles de cet archipel, tant dans leurs caractéristiques biogéographiques que dans les cortèges d'espèces autochtones et introduites présentes (enjeux de conservation forts : endémisme et situations critiques en termes de conservation), ces îles constituent à elles seules un terrain d'étude très propice à l'étude des relations proies prédateurs et d'impact différenciées du chat haret sur la faune native, selon les espèces et communautés de mésoprédateurs (i.e. rongeurs) et prédateurs (i.e. chiens errants/ensauvagés) présentes. Les îles de Polynésie française (associées à celles de la Micronésie) constituent un des 36 hotspots mondiaux de biodiversité. Ces îles abritent une biodiversité unique, notamment au niveau de l'avifaune avec une majorité d'espèces endémiques dont beaucoup présentent des effectifs réduits, une distribution très localisée et des tendances marquées à la raréfaction (Thibault & Cibois, 2017). Peu de données sont à ce jour disponibles sur la distribution et l'abondance des chats harets ainsi que sur les impacts occasionnés à la faune insulaire native, ce qui constitue un frein à l'élaboration de stratégies de gestion adaptées à l'échelle de ce territoire. Notre équipe a cependant déjà réalisé des travaux préliminaires au niveau de l'atoll soulevé de Niau dans les Tuamotu (e.g. Zarzoso-Lacoste et al., 2016). Quelques données très partielles et préliminaires de régime alimentaire de chats harets existent pour l'île de Moorea (Wilcox & Spotswood, 2011) ainsi que pour Raiatea, Ua Huka et Tahiti (IMBE, non publié). Elles sont toutefois encore trop réduites pour permettre des conclusions solides. Au-delà de ces premières études et de quelques données éparses, cette thématique de recherche a très peu été développée à ce jour en Polynésie Française.

7. Bibliographie

Algar, D. A., Burbidge, A. A., and Angus, G. J. (2002). Cat eradication on Hermite Island, Montebello Islands, Western Australia. In 'Turning the Tide: the Eradication of Invasive Species'. (eds. C. R Veitch and M. N. Clout.) pp 14–18. (IUCN: Gland, Switzerland.)

Algar, D., & Burrows, N. D. (2004). Feral cat control research: Western Shield review-February 2003. Conservation Science Western Australia 5(2), 131.

Algar, D., Angus, G.J., Brazell, R.I., Gilbert, C., Withnell, G.B. (2010). Eradication of feral cats on Faure Island, Western Australia. J. R. Soc. West. Aust. 93, 133–140.

Algar, D., Johnston, M., Hilmer, S.S. (2011). A pilot study for the proposed eradication of feral cats on Dirk Hartog Island, Western Australia. In: Island Invasives: Eradication and Management, pp 10-16 (eds. Veitch CR, Clout MN, Towns DR). IUCN (International Union for Conservation of Nature), Gland, Switzerland.

Alterio, N. and Moller, H. (1997). Diet of feral house cats *Felis catus*, ferrets *Mustela furo*, stoats *M. erminea* in grassland surrounding yellow-eyed penguin *Megadyptes antipodes* breeding areas, South Island, New Zealand. Journal of Zoology of London 243, 869–877.

Alterio, N., Moller, H. & Ratz, H. (1998). Movements and habitat use of feral house cats *Felis catus*, stoats *Mustela ermina* and Ferrets *Mustela furo*, in grassland surrounding yelloweyed penguin Magadyptes antipodes breeding areas in spring. Biological Conservation 83, 187-194.

Anile, S., Ragni, B., Randi, E., Mattucci, F., & Rovero, F. (2014). Wildcat population density on the Etna volcano, Italy: a comparison of density estimation methods. Journal of Zoology 293(4), 252-261.

Apps P. J. (1983). Aspects of the ecology of feral cats on Dassen Island, South Africa. South African Journal of Zoology 18, 393–399.

Artois, M., Duchene, M.-J., Pericard, J.-M. and Xemar V. (2002). Le chat domestique errant ou haret. Encyclopédie des carnivores de France, ed. Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères, Bourges, 18, 50pp.

Atkinson, I.A.E. (1985). The spread of commensal species of Rattus to oceanic islands and their effects on island avifaunas. ICPB Technical Publication 3, 35-81.

Atkinson, I.A.E. (1989). Introduced animals and extinctions. In Western D., Pearl M.C. (eds.), Conservation for the Twenty-First Century, Oxford University Press, New York, United States of America, pp 54-75.

Avibase (2017). The world bird database. Available from http://avibase.bsc-eoc.org/ (accessed March 2017).

Balmford, A. (1996). Extinction filters and current resilience: the significance of past selection pressures for conservation biology. Trends in Ecology and Evolution 11, 193–196.

Barbault, R. (2010). A new beginning for biodiversity? Comptes Rendus Biologies 334, 483-488.

Barré, N., Hebert, O., Aublin, R., Spaggiari, J., Chartendrault, V., Baillon, N., Le Bouteiller, A. (2009). Troisième complément à la liste des oiseaux de Nouvelle-Calédonie. Alauda 77, 287–302.

Barré, N., Chazeau, J., Jourdan, H. (2010). La faune des milieux sur roches ultramafiques. In : L'Huilier, L., Jaffré T., Wulff, A., Mines et Environnement en Nouvelle-Caledonie : les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration. Editions IAC, Nouméa, pp 105-128.

Barré, N., Tron, F., Chartendrault, V., Okahisa, Y., Sato, N.J., Legault, A. and Theuerkauf, J. (2013). Breeding seasons of landbirds in New Caledonia. The Wilson Journal of Ornithology 125, 384–398.

Bauer, A.M., & Russell, A.P. (1990). Dentitional diversity in *Rhacodactylus* (Reptilia: Gekkonidae). Memoirs of the Queensland Museum 29, 311-321.

Bauer, A.M., & R.A. Sadlier. (2000). The herpetofauna of New Caledonia. Society for the study of amphibians and reptiles. Ithaca, New York. 310 pp.

Bauer, A.M., Jackman, T.R., Sadlier, R.A., Whitaker, A.H. (2012a). Revision of the giant geckos of New Caledonia (Reptilia: Diplodactylidae: Rhacodactylus). Zootaxa 3404, 1–52.

Bauer, A.M., Sadlier, R.A., Jackman, T.R., Shea, G. (2012b). A New Member of the Bavayia cyclura Species Group (Reptilia: Squamata: Diplodactylidae) from the Southern Ranges of New Caledonia. Pacific Sci. 66, 239–247. doi:10.2984/66.2.10

Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., Mersey, B., and Ferrer, E.A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? Nature 471,51–57.

Beauvais, M.-L., Coléno, A., Jourdan, H. (2006). Invasive Species in the New caledonian Archipelago: A major economic and environmental hazard. Collection Expertise Collégiale, IRD Editions. Paris, France, 259 pp.

Bellingham, P.J., Towns, D.R., Cameron, E.K., Davis, J.J., Wardle, D.A., Wilmshurst, J.M. & Mulder, C.P.H. (2010) New Zealand island restoration: seabirds , predators , and the importance of history. New Zealand Journal of Ecology 34, 1–22.

Bellard, C., Thuiller, W., Leroy, B., Genovesi, P., Bakkenes, M., and Courchamp, F. (2013). Will climate change promote future invasions? Global Change Biology 19, 3740-3748

Bellard, C., Leclerc, C., Courchamp, F. (2014). Impact of sea level rise on the 10 insular biodiversity hotspots. Global Ecology and Biogeography 23, 203-212.

Bellard, C., Cassey, P., and Blackburn, T.M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. Biology Letters 12:20150623.

Bellard, C., Genovesi, P., Jeschke, J. (2016). Global patterns in vertebrates threatened by biological invasions. Proc. Natl. Acad. Sci. doi:10.1098/rspb.2015.2454

Bellard, C., Rysman J.F., Leroy B., Claud C., Mace G.M. (2017) A global picture of biological invasion threat on islands. Nature Ecology & Evolution. doi:10.1038/s41559-017-0365-6

Bengsen, A.J., Butler, J.A. & Masters, P. (2011). Estimating and indexing feral cat population abundances using camera traps. Wildlife Research 38, 732–739.

Bengsen, A., Butler, J., and Masters, P. (2012). Applying home-range and landscape-use data to design effective feral-cat control programs. Wildlife Research 39, 258-265.

Bengsen, A.J., Algar, D., Ballard, G., Buckmaster, T., Comer, S., Fleming, P.J.S., Friend, J. A., Johnston, M., McGregor, H., Moseby, K., Zewe F. (2016). Feral cat home-range size varies predictably with landscape productivity and population density. Journal of Zoology 298(2), 112-120.

Bergstrom, D.M., Lucieer, A., Kiefer, K., Wasley, J., Belbin, L., Pedersen, T.K., Chown, S.L. (2009a). Indirect effects of invasive species removal devastate World Heritage Island. Journal of Applied Ecology 46, 73-81.

Bergstrom, D.M., Lucieer, A., Kiefer, K., Wasley, J., Belbin, L., Pedersen, T.K., Chown, S.L. (2009b) Management implications of the Macquarie Island trophic cascade revisited: a reply to Dowding et al. (2009). Journal of Applied Ecology 46, 1133-1136.

BirdLife International (2016). *Rhynochetos jubatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22692211A93341677. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016 3.RLTS.T22692211A93341677.en. Downloaded on 20 February 2017.

BirdLife International (2017). IUCN Red List for birds. Available from http://www.birdlife.org (accessed March 2017).

Blackburn, T.M., Cassey, P., Duncan, R.P., Evans, K.L. & Gaston, K.J. (2004). Avian Extinction and Mammalian Introductions on Oceanic Islands. Science 305, 1955–1958.

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology and Evolution 26, 333–339.

Blackburn, T.M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Kühn, I., Kumschick, S., Marková, Z., Mrugala, A., Nentwig, W. (2014). A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. PLOS Biology. 12, e1001850.

Blondel, J. (1995). Biogéographie : Approche écologique et évolutive. Masson : Collection Écologie, Paris, 27, 297 pp.

Böhm, M., Collen, B., Baillie, J.E., Bowles, P., Chanson, J., Cox, N., Hammerson, G., Hoffmann, M., Livingstone, S.R., Ram, M., Rhodin, A.G.J., Stuart, S.N., Dijk, P.P., Young, B.E., Afuang, L.E., Aghasyan, A., García, A., Aguilar, C., Ajtic, R., Akarsu, F., Alencar, L.R.V., Allison, A., Ananjeva, N., Anderson, S., Andrén, C., Ariano-Sánchez, D., Arredondo, J.C., Mateo, J.A., Mathew, R., Mathews, N., Mayer, G., McCranie, J.R., Measey, G.J., Mendoza-Quijano, F., Menegon, M., Métrailler, S., Milton, D.A., Montgomery, C., Morato, S.A.A., Mott, T., Muñoz-Alonso, A., Murphy, J., Nguyen, T.Q., Nilson, G., Nogueira, C., Núñez, H., Orlov, N., Ota, H., Ottenwalder, J., Papenfuss, T., Pasachnik, S., Passos, P., Pauwels, O.S.G., Pérez-Buitrago, N., Pérez-Mellado, V., Pianka, E.R., Pleguezuelos, J., Pollock, C., Ponce-Campos, P., Powell, R., Pupin, F., Díaz, G.E.Q., Radder, R., Ramer, J., Rasmussen, A.R., Raxworthy, C., Reynolds, R., Richman, N., Rico, E.L., Riservato, E., Rivas, G., da Rocha, P.L.B., Rödel, M.-O., Schettino, L.R., Roosenburg, W.M., Ross, J.P., Sadek, R. (2013). The conservation status of the world's reptiles. Biological Conservation 157, 372–385.

Boissenin, M. (2012). Rapport d'état d'avancement relatif à la mise en œuvre du plan d'action pour la sauvegarde du Cagou. Technical report. Société Calédonienne d'Ornithologie, Nouméa.

Bomford, M., O'Brien, P. (1995). Eradication or control for vertebrate pests? Wildlife Society Bulletin 23, 249–255.

Bonadonna, F., Miguel, E., Grosbois, V., Jouventin, P., & Bessiere, J. M. (2007). Individual odor recognition in birds: an endogenous olfactory signature on petrels' feathers? J. Chem. Ecol. 33, 1819–1829.

Bonnaud, E., Bourgeois, K., Vidal, E., Kayser, Y., Tranchant, Y., Legrand, J. (2007). Feeding ecology of a feral cat population on a small Mediterranean island. J. Mammal. 88, 1074–1081. doi:10.1644/06-MAMM-A-031R2.1

Bonnaud E., Bourgeois K., Vidal E., Legrand J. & Le Corre M. (2009) How can the Yelkouan shearwater survive feral cat predation? A meta- population structure as a solution? Population Ecology 11, 261-270.

Bonnaud, E., Medina, F.M., Vidal, E., Nogales, M., Tershy, B., Zavaleta, E., Donlan, C.J., Keitt, B. (2011). The diet of feral cats on islands: A review and a call for more studies. Biol. Invasions 13, 581–603. doi:10.1007/s10530-010-9851-3

Bonnaud E., Berger G., Bourgeois K., Legrand J., Vidal E. (2012) Predation by cats could lead to the extinction of the Mediterranean endemic Yelkouan Shearwater *Puffinus yelkouan* at a major breeding site. Ibis,154, 566-577.

Bonnaud, E., Palmas, P., Bourgeois, K., Ollier, S., Zarzoso-Lacoste, D., Vidal, E., (2015a). Island specificities matter: cat diet differs significantly between islands of a major breeding archipelago for a vulnerable endemic seabird. Biol. Invasions 17, 2927–2941. doi:10.1007/s10530-015-0921-4

Bonnaud E., Berger G., Zarzoso-Lacoste D., Bourgeois K., Palmas P. & Vidal E (2015b). Cat movement behaviour study through VHF tracking at a major world breeding site for the Mediterranean

endemic Yelkouan shearwater. Revue d'Ecologie (Terre et Vie), Vol. 70 (suppt 12 « Espèces invasives »): 162-171

Bonvallot, J., Gay, J.C., and Habert, E. (2012). Atlas de la Nouvelle-calédonie. Ed: Institut de recherche pour le développement (IRD). 269 pp.

Borchers, D.L., and Efford, M.G. (2008). Spatially explicit maximum likelihood methods for capture–recapture studies. Biometrics 64, 377–385. doi:10.1111/j.1541-0420.2007.00927.x

Börger, L., Franconi, N., De Michele, G., Gantz, A., Meschi, F., Manica, A., Lovari, S., Coulson, T. (2006). Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. Journal of Animal Ecology 75, 1393–1405.

Bouchet, P.H., Jaffre, T., and Veillon, J.M. (1995). Plant extinction in New Caledonia: protection of sclerophyll forests urgently needed. Biodiversity and Conservation 4, 415–428.

Boulard, M. (1992). Descriptions de six espèces nouvelles de Cigales néocalédoniennes premières notes éthologiques (Homoptera, Cicadoidea). Bulletin de la Société entomologique de France 97, 119-133.

Boulard, M. (1993). Sur quatre nouvelles Cigales néo-calédoniennes et leurs cymbalisations particulières (Homoptera, Cicadoidea, Tibicinidae). École Pratique des Hautes Études, Travaux du Laboratoire Biologie et évolution des Insectes 6, 111-125.

Boulard, M. (1997). Nouvelles cigales remarquables originaires de la Nouvelle-Calédonie (Homoptera, Cicadoidea, Tibicinidae). Mémoires du Muséum national d'histoire naturelle 171, 179-196.

Bourgeois, K., Vidal, E., (2008). The endemic Mediterranean yelkouan shearwater *Puffinus yelkouan*: distribution, threats and a plea for more data. Oryx 42, 187–194. doi:10. 1017/S0030605308006467

Boyer, S., Cruickshank, R.H., & Wratten, S.D. (2015). Faeces of generalist predators as 'biodiversity capsules': A new tool for biodiversity assessment in remote and inaccessible habitats. Food Webs 3, 1-6.

Bradshaw, C.J.A., Leroy, B., Bellard, C. et al. (2016). Massive yet grossly underestimated costs of invasive insects. Nature Communication. doi:10.1038/ncomms12986

Bretagnolle, V., and Villard, P. (2007). Le Pétrel de la Chaîne Pterodroma (leucoptera ?) caledonica, Synthèse des connaissances acquises entre 1994 et 2007. Unpublished report Province Sud/Centre d'études Biologiques de Chizé. 54 pp.

Brooke, M. de L. (2004). Albatrosses and petrels across the world. Oxford University Press, Oxford, 520 pp.

Bridges, A., Sanchez, J., and Biteman, D. (2015). Spatial ecology of invasive feral cats on San Clemente Island: implications for control and management. J Mammal. 96, 81-89.

Brooks, T., and Smith, M.L. (2001). Caribbean Catastrophes. Science 294, 1469–1471.Burkhead, N.M., (2012). Extinction rates in North American freshwater fishes, 1900-2010. Bioscience 62, 798–808. doi: 10.1525/bio.2012.62.9.5

Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., et al. (2002). Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. Conservation Biology 16, 909–923.

Brown, J. H., Sax, D. F. (2004). An Essay on Some Topics Concerning Invasive Species. Austral Ecology 29 , 530-536.

Burger, J., and Gochfeld, M. (1994). Predation and effects of humans on island–nesting seabirds. In Seabirds on Islands: Threats, Case Studies and Action Plans, 39–67. Nettleship, D.N., Burger, J., and Gochfeld, M. (eds.), Cambridge, BirdLife International.

Burney, D.A., and Flannery, T.F. (2005). Fifty millennia of catastrophic extinctions after human contact. Trends in Ecology and Evolution 20, 395-401.

Burrows, N., Algar, D., Robinson, A., Sinagra, J., Ward, B., Liddelow, G. (2003). Controlling introduced predators in the Gibson Desert of Western Australia. J Arid Environ 55, 691-713. Calenge, C. (2006). The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. Ecological Modelling 197,516–519.

Butchart, S. H. M. (2008). Red List Indices to measure the sustainability of species use and impacts of invasive alien species. Bird Conservation International ,18(Supplement 1): S245–62.

Calenge, C. (2005). Des outils statistiques pour l'analyse des semis de points dans l'espace écologique. Thèse de doctorat, Université de Lyon 1.

Calhoun, J.B., and Casby, J.U. (1958). Calculating home range and density of small mammals. Public Health Reports 73, 1143–1145.

Campbell, K.J., Harper, G., Algar, D., Hanson, C.C., Keitt, B.S., Robinson, S. (2011). Review of feral cat eradications on islands. In: Island Invasives: Eradication and Management, 37-46 (eds. Veitch CR, Clout MN, Towns DR). IUCN (International Union for Conservation of Nature), Gland, Switzerland.

Carreon-Martinez, L., Johnson, T.B., Ludsin, S.A., Heath, D.D. (2011). Utilization of stomach content DNA to determine diet diversity in piscivorous fishes. Journal of Fish Biology 78, 1170-1182.

Carthey, A.J.R., Banks, P.B. (2014). Naivete in novel ecological interactions: lessons from theory and experimental evidence. Biological Reviews 89, 932-949.

Caut, S., Angulo, E., Courchamp, F., (2008). Dietary shift of an invasive predator: rats, seabirds and sea turtles. J. Appl. Ecol. 45, 428–437.

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnoskyn, A.D., Garcìa, A., Pringle, R.M., and Palmer, T.M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. Science Advances 1:e1400253

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., and Dirzo, R. (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 114:e6089

Conservatoire des Espaces Naturels de Nouvelle-Calédonie (2017). Stratégie de lutte contre les espèces exotiques envahissantes dans les espaces naturels de Nouvelle-Calédonie. Document cadre - 105 pp.

Chapin, Zavaleta, F.S, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., et al. (2000). Consequences of changing biodiversity, 405 pp.

Chapuis, J.-L., Boussès, P., Barnaud, G. (1994). Alien mammals, impact et management in the french subantarctic islands. Biological Conservation 67, 97-104.

Chazeau, J. (1993). Research on New Caledonian terrestrial fauna: achievements and prospects. Biodiversity letters 123-129.

Clavero, M., and Garcia-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions 20, 5451.

Clevenger, A.P. (1995). Seasonality and relationships of food resource use of *Martes martes*, *Genetta genetta* and *Felis catus* in the Balearic islands. Revue Écologie (Terre et Vie) 50, 109–131.

Cluzel, D., Maurizot, P., Collot, J., and Sevin, B. (2012). An outline of the geology of New Caledonia; from Permian-Mesozoic Southeast Gondwanaland active margin to Cenozoic obduction and supergene evolution. Episodes 35,72-86.

Courchamp, F., Langlais, M., Sugihara, G. (1999). Control of rabbits to protect island birds from cat predation. Biological Conservation. 89, 219–225. doi:10.1016/S0006-3207(98)00131-1

Courchamp, F., Chapuis, J.-L., and Pascal, M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society 78, 347–83.

Cronk, Q.C.B. (1997). Islands: stability, diversity, conservation. Biodiversity and Conservation 6, 477-493.

Croxall, J.P., Butchart, S.H.M., Lascelles, B.E.N., Stattersfield, A.J., Sullivan, B.E.N., Symes, A., Taylor, P. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. Bird Conservation International. 22, 1–34.

Cuthbert, R. (2003). Sign left by introduced and native predators feeding on Hutton's shearwaters *Puffinus huttoni*. New Zealand Journal of Zoology 30(3), 163-170.

Deagle, B.E., Paige Eveson, J.P., and Jarman, S.N. (2006). Quantification of damage in DNA recovered from highly degraded samples: a case study on DNA in faeces. Front. Zool. 3, 11.

Delorme, Q., Jourdan, H., and Mille, C. (2015). Description of two new cicada species of the genus Poviliana Boulard (Insecta: Hemiptera, Cicadoidea, Cicadidae) from New Caledonia. Zootaxa 3957, 489-500.

Derenne, P. (1976). Notes sur la biologie du chat haret de Kerguelen. Mammalia 40, 531–593.

Desmoulins, F., Barré, N. (2005). Oiseaux des Forêts Sèches de Nouvelle-Calédonie. Programme Forêt Sèche and Société Caledonienne d'Ornithologie, Nouméa, 105 pp.

De Méringo, H., Thibault, M., Debar, L., Mathivet, M., Palmas, P., Sadlier, R. and Jourdan, H. (2015). Clé d'identification illustrée des écailles de scinques de Nouvelle-Calédonie. Edition CNRT Guide Environnement, 50 pp. Téléchargeable http://www.cnrt.nc/wp-content/uploads/2016/03/Tome-ENV-w-cléRmine-édition-2015-vfinale.pdf

Denny, E. A., and Dickman, C. R. (2010). 'Review of Cat Ecology and Management Strategies in Australia.' (Invasive Animals Cooperative Research Centre: Canberra.

Denslow, J.S., Darwin, C., Russell, A. & Macarthur, R. (2001). The ecology of insular biotas Global biodiversity patterns": from description to 16, 423–424.

Department of the Environment (2015). Background document for the Threat abatement plan for predation by feral cats, Canberra, 76 pp.

Dickman, C.R., Denny, E.A., Buckmaster, T. (2010). Identification of sites of high conservation priority impacted by feral cats. <https://www.environment.gov.au/biodiversity /invasive-species/publications/identification-sites-high-conservation-priority-impacted-feral-cats > Report to the Department of Environment, Water, Heritage and the Arts, Canberra, Australia.1132.

DIISE Partners (2017). The Database of Island Invasive Species Eradications, developed by Island Conservation, Coastal Conservation Action Laboratory UCSC, IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, University of Auckland and Landcare Research New Zealand. http://diise.islandconservation.org. Accessed 23 October 2017.

Doherty, T.S., Davis, R.A., van Etten, E.J.B., Algar, D., Collier, N., Dickman, C.R., Edwards, G., Masters, P., Palmer, R., Robinson, S. (2015a). A continental-scale analysis of feral cat diet in Australia. J. Biogeogr. 42, 964–975. doi:10.1111/jbi.12469

Doherty, T.S., Dickman, C.R., Nimmo, D.G., Ritchie, E.G. (2015b). Multiple threats, or multiplying the threats? Interactions between invasive predators and other ecological disturbances. Biol. Conserv. 190, 60–68. doi:10.1016/j.biocon.2015.05.013

Doherty, T.S., Dickman, C.R., Johnson, C.N., Legge, S.M., Ritchie, E.G., Woinarski, J.C.Z. (2016a). Impacts and management of feral cats Felis catus in Australia. Mamm. Rev. 1–15. doi:10.1111/mam.12080

Doherty, T.S., Glen, A.S., Nimmo, D.G., Ritchie, E.G., Dickman, C.R. (2016b). Invasive predators and global biodiversity loss. Proc. Natl. Acad. Sci. 113, 11261–11265. doi:10.1073/pnas.1602480113

Doherty, T.S., Ritchie, E.G., and Bode, M. (2016c). Stop Jumping the Gun: A Call for Evidence-Based Invasive Predator Management. Conservation Letters, 1–8.

Doherty, T.S., Dickman, C.R., Johnson, C.N., Legge, S.M., Ritchie, E.G. and Woinarski, J.C.Z. (2017). Impacts and management of feral cats Felis catus in Australia. Mammal Review 47, 83–97. doi:10.1111/mam.12080

Driscoll, C. A., Menotti-Raymond, M., Roca, A.L., Hupe, K., Johnson, W.E., Geffen, E., Harley, E.H., Delibes, M., Pontier, D., Kitchener, A.C., Yamaguchi, N., O'brien, S.J., and Macdonald, D.W. (2007). The Near Eastern origin of cat domestication. Science (New York, N.Y.) 317, 519–23.

Dubois, J., Guillon, J.H., Launay, J., Recy, J., and Trescases, J.J. (1973). The western Pacific: island arcs, marginal seas, geochemistry (eds. by P.J. Coleman), 223-235. University of Western Australia Press, Perth.

Dumont, Y., Russell, J.C., Lecomte, V., Le Corre, M. (2010). Conservation of endangered endemic seabirds within a multi-predator context: the Barau's petrel in Réunion Island. Nat. Resour. Model. 23, 381–436.

Duron, Q., Shiels, A., and Vidal, E. (2017). Control of invasive rats on islands and priorities for future action. Conservation Biology 31, 761–771.

Ebenhard, T. (1988). Introduced birds and mammals and their ecological effects. Swedish Wildl Res. 13, 1-107.

Edwards, G.P., De Preu, N., Shakeshaft, B.J., Crealy, I.V., and Paltridge, R.M. (2001). Home range and movements of male feral cats (*Felis catus*) in a semiarid woodland environment in central Australia. Austral Ecology 26(1), 93-101.

Efford, M.G. (2015). secr: Spatially explicit capture-recapture models. R package version 2.9.4. http://CRAN.R-project.org/package=secr

Ekstrom, J., Jones, J. P., Willis, J., Tobias, J., Dutson, G., and Barré, N. (2002). New information on the distribution, status and conservation of terrestrial bird species in Grande Terre, New Caledonia. Emu 102, 197-207.

Elgar, M.A., and Clode, D. (2001). Inbreeding and Extinction in Island Populations: a Cautionary Note. Conservation Biology 15, 284–286.

Engeman, R.M. (2005). Indexing principles and a widely applicable paradigm for indexing animal populations. Wildlife Research 32, 203–10.

Everett, R. (2000). Patterns and pathways of biological invasions. Trends in Ecology & Evolution 5347, 1835–1836.

Farris, Z.J., Kelly, M.J., Karpanty, S.M., Ratelolahy, F. (2015a). Patterns of spatial co-occurrence among native and exotic carnivores in NE Madagascar. Animal Conservation 19, 189-198.

Farris, Z.J., Boone, H.M., Karpanty, S., Murphy, A., Ratelolahy, F., Andrianjakarivelo, V., Kelly, M.J. (2015b). Feral cats and the fitoaty: first population assessment of the black forest cat in Madagascar's rainforests. Journal of Mammalogy 97, 518-525.

Farris, Z. J., Gerber, B., Valenta, K., Rafaliarison, R., Razafimahaimodison, J.C., Larney, E., Rajaonarivelo, T., Randriana, Z., Wright, P.C. (2017). Threats to a rainforest carnivore community: A multi-year assessment of occupancy and co-occurrence in Madagascar. Biological Conservation 210, 116-124.

Faulquier, L., Fontaine, R., Vidal, E. et al. (2009). Feral Cats *Felis catus* Threaten the Endangered Endemic Barau' s Petrel *Pterodroma baraui* at Reunion Island (Western Indian Ocean). Waterbirds 1, 330–336.

Fawcett, T. (2006). “An introduction to ROC analysis”. Pattern Recognition Letters 27, 861-874. doi: 10.1016/j.patrec.2005.10.010

Fielding, A.H., Bell, J.F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Env. Conserv. 24, 38–49.

Fitzgerald, B.M., Turner, D.C. (2000). Hunting behaviour of domestic cats and their impact on prey populations. In The Domestic Cat: The biology of its behaviour, (2nd edition), Turner, D.C. and Bateson, P. (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 152-175.

Forsyth, D.M., Woodford, L., Moloney, P.D., Hampton, J.O., Woolnough, A.P., Tucker, M. (2014). How does a carnivore guild utilise a substantial but unpredictable anthropogenic food source? Scavenging on hunter-shot ungulate carcasses by wild dogs/dingoes, red foxes and feral cats in south-eastern Australia revealed by camera traps. PLoS ONE 9 (e97937). DOI: 10.1371/ journal.pone.0097937.s004

Foster, R.J., and Harmsen, B.J. (2012). A critique of density estimation from camera-trap data. The Journal of wildlife management 76, 224–236. doi: 10.1002/jwmg.275.

Fukami, T., Wardle, D.A., Bellingha, P.J., Mulder, C.P.H., Towns, D.R., Yeates, G.W., Bonner, K.I., Durrett, M.S., Grant-Hoffman, M.N., and Williamson, W.M. (2006). Above- and belowground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems. Ecol. Lett. 9, 1299–1307.

Furet, L. (1989). Régime alimentaire et distribution du chat haret (*Felis catus*) sur l’île d’Amsterdam. Revue d’Ecologie (Terre et Vie) 44, 33–45.

Galanti, V., Preatoni, D., Martinoli, A., Wauters, L.A., Tosi, G. (2006). Space and habitat use of the African elephant in the Tarangire–Manyara ecosystem, Tanzania: implications for conservation. Mammalian Biology – Zeitschrift für Saugetierkunde 71, 99–114.

Gargominy, O., Bouchet, P., Pascal, M., Jaffré, T., and Tourneur, J. C. (1996). Conséquences des introductions d’espèces animales et végétales sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie. Revue d’Ecologie (La Terre et La Vie) 51, 375–402.

Gaston, K.J., Blackburn, T.M. & Klein Goldewijk, K. (2003). Habitat conversion and global avian biodiversity loss. Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences 270, 1293–1300.

Genovesi, P., Carnevali, L., Scalera, R. (2015). The impact of invasive alien species on native threatened species in Europe. ISSG report

Gillespie, T.W., and Jaffré, T. (2003). Tropical dry forests in New Caledonia. Biodiversity and Conservation 12, 1687. doi:10.1023/A:1023649831355

Gillies, C. (2001). Advances in New Zealand mammalogy 1990–2000: House cat. Journal of the Royal Society of New Zealand 31, 205–218.

Glen, A.S., Cockburn, S., Nichols, M., Ekanayake, J., Warburton, B. (2013). Optimising camera traps for monitoring small mammals. Plos One 8.

Glen, A.S., Pech, R.P., Byrom, A.E. (2013). Connectivity and invasive species management: towards an integrated landscape approach. Biol. Invasions 15, 2127–2138. http://dx.doi.org/10.1007/s10530-013-0439-6.

Goltz, D.M., Hess, S.C., Brinck, K.W., Banko, P.C., and Danner, R.M. (2008). Home range and movements of feral cats on Mauna Kea, Hawai’i. Pac. Conserv. Biol. 14, 177– 184.

Gouyet, R. (2017). Analyse a posteriori d’une opération de contrôle de chats harets (*Felis silvestris catus*). Application à la conservation du Monarque de Fatu- Hiva (*Pomarea whitneyi*) : un oiseau endémique en danger critique d’extinction. Rapport de Master 2 EEGB, Université Aix-Marseille (encadrement IMBE-IRD & SOP-Manu), 50 pp.

Grandcolas, P., Murienne, J., Robillard, T., Desutter-Grandcolas, L., Jourdan, H., Guilbert, E. & Deharveng, L. (2008). New Caledonia: a very old Darwinian island? Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences 363, 3309–3317.

Griffiths, R. (2011). Pages 172–176 in Veitch, C.R., Clout, M.N., Towns, D.R. (eds.) (2011). Island invasives: eradication and management. IUCN, Gland, Switzerland. 542 pp.

Gula, R., Theuerkauf, J., Rouys, S., Legault, A. (2010). An audio/video surveillance system for wildlife. European Journal of Wildlife Research 56, 803–807.

Gula, R., and Theuerkauf, J. (2013). The need for standardization in wildlife science: home range estimators as an example. European Journal of Wildlife Research 59, 713–718.

Hand, S.J., Grant-mackie, J.A. (2011). Late-Holocene bats of Mé Auré Cave, New Caledonia: Evidence of human consumption and a new species record from the recent past. The holocene 22, 79–90. doi:10.1177/0959683611409783

Harris, S., Cresswell, W.J., Forde, P.G., Trewhella, W.J., Woollard, T., Wray, S. (1990). Home-range analysis using radio-tracking data—a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. Mammal Review 20, 97–123.

Helmstedt, K.J., Shaw, J.D., Bode, M., Terauds, A., Springer, K., Robinson, S. A., and Possingham, H.P. (2016). Prioritizing eradication actions on islands: it's not all or nothing. Journal of Applied Ecology 53(3), 733-741.

Hervías, S., Oppel, S., Medina, F.M., Pipa, T., Díez, A., Ramos, J.A., ... and Nogales, M. (2014). Assessing the impact of introduced cats on island biodiversity by combining dietary and movement analysis. Journal of zoology 292(1), 39-47.

Hilmer, S.S., Algar, D., Johnston, M. (2010). Opportunistic observation of predation of Loggerhead turtle hatchlings by feral cats on Dirk Hartog Island, Western Australia. J.R. Soc. West. Aust. 93, 141–146.

Hilton, G. M., and Cuthbert, R. J. (2010). The catastrophic impact of invasive mammalian predators on birds of the UK Overseas Territories: a review and synthesis. Ibis 152(3), 443-458.

Hohnen, R., Tuft, K., McGregor, H.W., Legge, S., Radford, I.J., and Johnson, C.N. (2016). Occupancy of the invasive feral cat varies with habitat complexity. PloS one, 11(9), e0152520.

Holmes, N.D., Howald, G.R., Wegmann, A.S., Donlan, C.J., Finkelstein, M., Keitt, B. (2016). The potential for biodiversity offsetting to fund invasive species eradications on islands Cons. Biol. 30, 425–427. doi:10.1111/cobi.12641

Hu, Y., Hu, S., Wang, W., Wu, X., Marshall, F.B., Chen, X. & Hou, L. (2014). Earliest evidence for commensal processes of cat domestication. PNAS 111, 116–120.

Hunt, G.R., Hay, R., Veltman, C.J. (1996). Multiple Kagu *Rhynochetos jubatus* deaths caused by dog attacks at a high-altitude study site on Pic Ningua, New Caledonia. Bird Conserv. Int. 6, 295–306. doi:10.1017/S0959270900001775

Hunt, G.R. (1997). Ecology and Conservation of the Kagu *Rhynochetos jubatus* of New Caledonia. PhD thesis, Massey University.

Hughes, B.J., Martin, G.R., Reynolds, S.J. (2008). Cats and seabirds: effects of feral domestic cat *Felis silvestris catus* eradication on the population of sooty terns Onychoprion fuscata on Ascension Island, South Atlantic. Ibis 150, 122–131.

IUCN (2016). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-3. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 07 December 2016.

Isnard, S., L'huillier, L., Rigault, F., Jaffré, T. (2016). How did the ultramafic soils shape the flora of the New Caledonian hotspot? Plant Soil 403, 53–76. doi:10.1007/s11104-016-2910-5

Jaffré,T., Morat, P., and Veillon, J.M. (1993). Etude floristique et phytogéographique de la forêt sclérophylle de Nouvelle-Calédonie. Bulletin du Museum National d'Histoire Naturelle, Botanique Series 15, 107–147.

Jaffré, T., Rigault, F., Muzinger, J. (2012). Végétation. In: Atlas de la Nouvelle Calédonie. IRD edition, Marseille. Planche 16, 77-80.

Jarman, S.N., Deagle, B.E., Gales, N.J. (2004). Cladespecific polymerase chain reaction for DNAbased analysis of species diversity and identity in dietary samples. Molecular Ecology 13, 1313-1322.

Jeschke, J.M., Bacher, S., Blackburn, T.M., Dick, J.T.A., Essl, F., Evans, T., Gaertner, M., Hulme, P.E., KüHn, I., MrugałA, A., Pergl, J., PyšEk, P., Rabitsch, W., Ricciardi, A., Richardson, D.M., Sendek, A., Vilà, M., Winter, M., Kumschick, S. (2014). Defining the Impact of Non-Native Species: Impact of Non-Native Species. Conservation Biology doi: 10.1111/cobi.12299.

Jones, C. (2002). A model for the conservation management of a 'secondary'prey: Sooty Shearwater (Puffinus griseus) colonies on mainland New Zealand as a case study. Biological Conservation 108(1), 1-12.

Jones, H.P., Tershy, B.R., Zabaleta, E.S., Croll, D.A., Keitt, B.S., Finkelstein, M.E., and Howald, G.R. (2008). Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. Conservation Biology 22, 16-26.

Jones, H.P., Holmes, N.D., Butchart, S.H.M., Tershy, B.R., Kappes, P.J., Corkery, I., Aguirre-Muñoz, A., Armstrong, D.P., Bonnaud, E., Burbidge, A.A., Campbell, K., Courchamp, F., Cowan, P.E., Cuthbert, R.J., Ebbert, S., Genovesi, P., Howald, G.R., Keitt, B.S., Kress, S.W., Miskelly, C.M., et al. (2016). Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. Proceedings of the National Academy of Sciences 113, 4033–4038.

Jouventin, P., Bried, J., and Micol, T. (2003). Insular bird populations can be saved from rats: a long-term experimental study of white-chinned petrels *Procellaria aequinoctialis* on Ile de la Possession (Crozet archipelago). Polar Biology 26(6), 371-378.

Jourdan, H., Brescia, F., Vidal, E. (2014). Impact des espèces invasives sur les reptiles des massifs miniers. Scientific report CNRT/IRD/IAC. 91 pp.

Kaiser-Bunbury, C.N., Muff, S., Memmott, J., Müller, C.B., & Caflisch, A. (2010). The robustness of pollination networks to the loss of species and interactions: a quantitative approach incorporating pollinator behaviour. Ecology Letters 13(4), 442-452.

Keitt, B.S., Wilcox, C., Tershy, B.R., Croll, D. a., Donlan, C.J. (2002). The effect of feral cats on the population viability of black-vented shearwaters (*Puffinus opisthomelas*) on Natividad Island, Mexico. Anim. Conserv. 5, 217–223. doi:10.1017/S1367943002002263

Keitt, B., Campbell, K., Saunders, A., Clout, M., Wang, Y., Heinz, R., Newton, K., Tershy, B. (2011). The Global Islands Invasive Vertebrate Eradication Database: A tool to improve and facilitate restoration of island ecosystems. In Veitch, C.R., Clout, M.N., Towns, D.R. (eds.). Island Invasives: Eradication and Management. International Union for Conservation of Nature, 74-77.

Kier, G., Kraft, H., Lee, T.M., Jetz, W., Ibisch, P.L., Nowicki, C., Mutke, J., and Barthlott, W. (2009). A Global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 106, 9322–9327.

Koch, K., Algar, D., and Schwenk, K. (2014). Population structure and management of invasive cats on an Australian Island. The Journal of Wildlife Management 78, 968–975.

Konecny, M.J., (1987). Food Habits and Energetics of Feral House Cats in the Galápagos Islands Food habits and energetics of feral house cats in the Galapagos Islands. Oikos 50, 24–32.

Krebs, C.J. (1999). Ecological Methodology. Addison Wesley Education Publishers. New York, United States of America. 620 pp.

Kuch, M., Rohland, N., Betancourt, J.L., Latorre, C., Steppan, S., Poinar, H.N. (2002). Molecular analysis of a 11 700-year-old rodent midden from the Atacama Desert, Chile. Molecular Ecology 11 , 913-924.

Lambert, M., Bellamy, F., Budgey, R., Callaby, R., Coats, J., Talling, J. (2017). Validating activity indices from camera traps for commensal rodents and other wildlife in and around farm buildings. Pest management Science, in press.

Langham, N.P.E. (1990). The diet of feral cats (*Felis catus L.*) on Hawke's Bay farmland, New Zealand. New Zealand Journal of Zoology 17(2), 243-255.

Laver, P.N., and Kelly, M.J. (2008). A critical review of home range studies. The Journal of Wildlife Management 72, 290–298.

Lazenby, B.T., Mooney, N.J., and Dickman, C.R. (2015). Effects of low-level culling of feral cats in open populations: a case study from the forests of southern Tasmania. Wildlife Research 41, 407-420. doi: http://dx.doi.org/10.1071/WR14030.

Leadley, P., Pereira, H.M., Alkemade, R., Fernandez-Manjarres, J.F., Proenca, V., Scharlemann, J.P.W., Walpole, M.J. (2010). Biodiversity scenarios: projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services. In: Secretariat of the Convention on Biological Diversity (Diversity SotCoB). Published by the Secretariat of the Convention on Biological Diversity (eds.), Montreal, Canada, 1-132. Technical Series no. 50.

Le Corre, M. (2008). Conservation biology: Cats, rats and seabirds. Nature 451, 134-135.

Legge, S., Murphy, B.P., McGregor, H., Woinarski, J.C.Z., Augusteyn, J., Ballard, G., Baseler, M., Buckmaster, T., Dickman, C.R., Doherty, T., Edwards, G., Eyre, T., Fancourt, B., Ferguson, D., Forsyth, D.M., Geary, W.L., Gentle, M., Gillespie, G., Greenwood, L., Hohnen, R., Hume, S., Johnson, C.N., Maxwell, N., McDonald, P., Morris, K., Moseby, K., Newsome, T., Nimmo, D., Paltridge, R., Ramsey, D., Read, J., Rendall, A., Rich, M., Ritchie, E., Rowland, J., Short, J., Stokeld, D., Sutherland, D.R., Wayne, A.F., Woodford, L., Zewe, F. (2017). Enumerating a continental-scale threat: how many feral cats are in Australia? Biol. Conserv. 206, 293–303.

Létocart, Y., Salas, M. (1997). Spatial organisation and breeding of Kagu *Rhynochetos jubatus* in Rivière Bleue Park, New Caledonia. Emu 97, 97–107.

Liberg, O. (1980). Spacing patterns in a population of rural free roaming domestic cats. Oikos, 336-349.

Liberg, O., Sandell, M., Pontier, D., and Natoli, E. (2000). Density, spatial organisation and reproductive tactics in the domestic cat and other felids. In: The domestic cat: the biology of its behavior, 119–147. Turner, D.C. and Bateson, P. (eds.). Cambridge: Cambridge University Press.

Lichti, N.I., and Swihart, R.K. (2011). Estimating utilization distributions with kernel versus local convex hull methods. The Journal of Wildlife Management 75, 413–422.

Lieury, N., Ruette, S., Devillard, S., Albaret, M., Drouyer, F., Baudoux, B., and Millon, A. (2015). Compensatory immigration challenges predator control: an experimental evidence-based approach improves management. The Journal of Wildlife Management 79, 425–434.

Lightfoot, D.C., Davidson, A.D., Parker, D.G., Hernández, L., and Laundré, J.W. (2012). Bottom-up regulation of desert grassland and shrubland rodent communities: implications of species-specific reproductive potentials. Journal of Mammalogy 93(4), 1017-1028.

Lockwood, J.L., Hoopes, M.F., and Marchetti, M.P. (2013). Invasion ecology. Blackwell, Malden, MA . 456 pp.

Long, J.L. (2003). Mammals of the World. Their History, Distribution and Influence. CABI Publishing, Wallingford. 589 pp.

Long, K., Robley, A. (2004). Cost Effective Feral Animal Exclusion Fencing for Areas of High Conservation Value in Australia. Arthur Rylah Institute for Environmental Research, Heidelberg, Australia.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., and De Poorter, M. (2000).100 of the world's worst invasive alien species a selection from the Global Invasive Species Database.

Lozano, J., Moleón, M., and Virgós, E. (2006). Biogeographical patterns in the diet of the wildcat, *Felis silvestris Schreber*, in Eurasia: factors affecting the trophic diversity. Journal of biogeography 33(6), 1076-1085.

Luque, G.M., Bellard, C., Bertelsmeier, C., Bonnaud, E., Genovesi, P., Simberloff, D., and Courchamp, F. (2014). The 100th of the world's worst invasive alien species. Biological Invasions 16(5), 981-985.

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. Ecological Applications 10, 689-710.

Martin, J., Rey, B., Pons, J.-B., Natoli, E. and Pontier, D. (2013). Movements and space use of feral cats in Kerguelen archipelago: a pilot study with GPS data. Polar Biol. 36, 1531-1536.

Martínez-Gómez, J.E., and Jacobsen, J.K. (2004). The conservation status of Townsend's shearwater *Puffinus auricularis auricularis*. Biological Conservation 116, 35-47.

Matisoo-Smith, E., Robins, J.H. (2004). Origins and dispersals of Pacific peoples: evidence from mtDNA phylogenies of the Pacific rat. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 101, 9167–9172.

Matthews, A., Ruykys, L., Ellis, B., FitzGibbon, S., Lunney, D., Crowther, M. S., ... and Fletcher, D. (2013). The success of GPS collar deployments on mammals in Australia. Australian Mammalogy 35(1), 65-83.

Medina, F.M., and Garcia R. (2007). Predation of insects by feral cats (*Felis silvestris catus* L., 1758) on an oceanic island (La Palma, Canary Islands). Journal of Insect Conservation 11, 203-207.

Medina, F.M., Bonnaud, E., Vidal, E., Tershy, B.R., Zavaleta, E.S., Josh Donlan, C., Keitt, B.S., Le Corre, M., Horwath, S.V., and Nogales, M. (2011). A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. Global Change Biology 17, 3503–3510.

Medina, F.M., Bonnaud, E., Vidal, E., Nogales, M. (2014). Underlying impacts of invasive cats on islands: not only a question of predation. Biodiversity Conservation 23, 327–342.

Meriot, J.-M., Manaute, J., Bourget, R. (2009). Rapport Evolution de la population de cagous sauvages dans le parc provincial de la Rivière bleue de 1982 à 2009. Unpublished report. Province Sud/DENV/PPRB, Nouméa

Metsers, E.M., Seddon, P.J., and Van Heezik, Y.M. (2010). Cat-exclusion zones in rural and urban-fringe landscapes: how large would they have to be? Wildl. Res. 37, 47–56.

McCauley, D.J., et al. (2015). Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. Science 347, 1255641.

McGregor, H., Legge, S., Jones, M., Johnson, C.N. (2014) Landscape management of re and grazing regimes alters the ne-scale habitat utilisation by feral cats. PLoS ONE 9, e109097.

McGregor, H., Legge, S., Jones, M.E., Johnson, C.N. (2015) Feral cats are better killers in open habitats, revealed by animal-borne video. PLoS ONE 10, e0133915.

McGregor, H.W., Legge, S., Potts, J., Jones, M.E., and Johnson, C.N. (2015). Density and home range of feral cats in north-western Australia. Wildlife Research 42(3), 223-231.

McGregor, H.W., Cliff, H.B., and Kanowski, J. (2017). Habitat preference for fire scars by feral cats in Cape York Peninsula, Australia. Wildlife Research 43(8), 623-633.

Mckinney, M.L., Lockwood, J.L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. Trends in Ecology and Evolution 14(11), 450-453

Millspaugh, J.J., Marzluff, J.M. (eds.) (2001). Radio tracking and animal populations. San Diego, CA, Academic Press. 474 pp.

Merrill, S.B., Adams, L.G., Nelson, M.E., Mech, L.D. (1998). Testing releasable GPS radiocollars on wolves and white-tailed deer. Wildlife Society Bulletin 26, 830–835.

Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., et al. (2004). Hotspots Revisited. Sierra. Cemex.

Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M., Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In Biodiversity hotspots, 3-22. Springer Berlin Heidelberg.

Monestiez, P., Dubroca, L., Bonnin, E., Durbec, J.-P., Guinet, C. (2006). Geostatistical modelling of spatial distribution of Balaenoptera physalus in the Northwestern Mediterranean Sea from sparse count data and heterogeneous observation efforts. Ecol. Modell. 193, 615–628.

Montague, M.J., Li, G., Gandolfi, B., Khan, R., Aken, B.L., and Searle, S.M.J. (2014). Comparative analysis of the domestic cat genome reveals genetic signatures underlying feline biology and domestication, 111, 17230–17235.

Morat, P., Jaffré, T.,Veillon, J.M. (2001). The flora of New Caledonia's calcareous substrates. Adansonia sér 3, 109–127.

Morat, P., Jaffré, T., Tronchet, F., Munzinger, J., Pillon, Y., Veillon, J.M., Chalopin, M. (2012). Le référentiel taxonomique Florical et les caractéristiques de la flore vasculaire indigène de la Nouvelle-Calédonie. Adansonia sér 3, 177–219. doi:10.5252/a2012n2a1

Moseby, K.E., Read, J. (2006). The efficacy of feral cat, fox and rabbit exclusion fence designs for threatened species protection. Biological Conservation 127, 427–437.

Moseby, K.E., Stott, J., and Crisp, H. (2009). Movement patterns of feral predators in an arid environment–implications for control through poison baiting. Wildlife Research 36, 422–435.

Moseby, K.E., Neilly, H., Read, J.L., Crisp, H.A. (2012) Interactions between a top order predator and exotic mesopredators in the Australian rangelands. International Journal of Ecology, Article ID 250352.

Moseby, K.E., Peacock, D.E., and Read, J.L. (2015). Catastrophic cat predation: a call for predator profiling in wildlife protection programs. Biological Conservation 191, 331-340.

Mulder, C.P., Grant-Hoffman, M.N., Towns, D.R., Bellingham, P.J., Wardle, D.A., Durrett, M.S., ... and Bonner, K.I. (2009). Direct and indirect effects of rats: does rat eradication restore ecosystem functioning of New Zealand seabird islands?. Biological Invasions 11(7), 1671-1688.

Murphy, E.C., Keedwell, R.J., Brown, K.P., Westbrooke, I. (2004). Diet ofmammalian predators in braided river beds in the central SouthIsland, New Zealand. Wildlife Research 31, 631–638.

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

Neall, V.E., and Trewick, S.A. (2008). The age and origin of the Pacific islands: a geological overview. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 363, 3293-3308.

Newsome, T. M., Dellinger, J.A., Pavey, C.R., Ripple, W.J., Shores, C.R., Wirsing, A.J., Dickman, C.R. (2015b) The ecological effects of providing resource subsidies to predators. Global Ecology and Biogeography 24, 1–11.

Nishijima, S., Takimoto, G., Miyashita, T. (2014). Roles of alternative prey for mesopredators on trophic cascades in intraguild predation systems: a theoretical perspective. Am. Nat. 183, 625–637.

Nogales, M., Martin, A., and Delgado, G. (1988). Food spectrum of the feral cat (*Felis catus* L., 1758) in the juniper woodland on El Hierro (Canary Islands). Bonner Zoologische Beiträge 39, 1-6.

Nogales, M., Rodriguez, J.L., Delgado, G., Quilis, V. and Trujillo, O. (1992). The diet of feral cats (*Felis catus*) on Alegranza Island (north of Lanzarote. Canary Islands). Folia Zoologica 41, 209–212.

Nogales, M., Martín, A., Tershy, B.R., Donlan, C.J., Veitch, D., Puerta, N., Wood, B., and Alonso, J. (2004). A review of feral cat eradication on islands. Conservation Biology 18, 310-319.

Nogales, M., Medina, F.M. (2009). Trophic ecology of feral cats (*Felis silvestris f. catus*) in the maint environment of an oceanic archipelago (Canary islands): an updated approach. Mammalian Biology 74, 169-181.

Nogales, M., Vidal, E., Medina, F.M., Bonnaud, E., Tershy, B.R., Campbell, K.J., Zavaleta, E.S. (2013). Feral cats and biodiversity conservation: the urgent prioritization of island management. Bioscience 63, 804–810.

Norbury, G.L., Norbury, D.C., and Heyward, R.P. (1998). Space use and denning behaviour of wild ferrets (*Mustela furo*) and cats (*Felis catus*). New Zealand Journal of Ecology, 149-159.

O'Connell, A.F., Nichols, J.D., and Karanth, K.U. (eds.). (2010). Camera traps in animal ecology: methods and analyses. Springer Science & Business Media. 271pp

O'Dowd, D.J., Green, P.T., and Lake, P.S. (2003). Invasional "meltdown" on an oceanic island. Ecology Letters 6, 812–817.

Ogilvie, S.C., Ataria, J.M., Waiwai, J., Doherty, J.E., Lambert, M., Lambert, N., King, D., Division, E., Box, P.O., and Zealand, N. (2006). Uptake and Persistence of the Vertebrate Pesticide, Sodium Monofluoroacetate (Compound 1080), in Plants of Cultural Importance. Ecotoxicoly 15, 1–7.

Okarma, H., Jedrzejewski, W., Schmidt, K., Siniezko, S., Bunevich, A.N., Jedrzejewska, B. (1998). Home ranges of wolves in Bialowieza Primeval Forest, Poland, compared with other Eurasian Populations. Journal of Mammalogy 79, 842-852.

Oppel, S., Hervías, S., Oliveira, N., Pipa, T., Cowen, H., Silva, C., and Geraldes, P. (2012). Estimating feral cat density on Corvo Island, Azores, to assess the feasibility of feral cat eradication. Airo 22, 3–11.

Otis, D.L., Burnham, K.P., White, C., and Anderson, D.R. (1978). Statistical inference from capture data on closed animal populations. Wildlife Mono- graph 62, 1–135.

Palmas, P., Jourdan, H., Rigault, F., Debar, L., De Meringo, H., Bourguet, E., Mathivet, M., Lee, M., Adjouhgniope, R., Papillon, Y., Bonnaud, E., and Vidal, E. (2017). Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot. Biological Conservation 214, 250–259.

Parkes, J., Fisher, P., Robinson, S., Aguirre-Muñoz, A. (2014). Eradication of feral cats from large islands: An assessment of the effort required for success. N.Z.J. Ecol. 38, 307–314.

Pascal, M. (1980). Structure et dynamique de la population de chats harets de l'archipel des Kerguelen. Mammalia 44, 161–182.

Pascal, M., Barré, N., de Garine-Wichatitsky, M., Lorvelec, O., Frétey, T., Brescia, F., Jourdan, H. (2006). Les peuplements néo-calédoniens de vertébrés: invasions, disparitions. Beauvais, M.L., Coléno, A. and Jourdan, H. (coords): Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien. IRD Éditions (collection Expertise Collégiale), Paris, 111–162.

Pascal, M., Forges, B.R.D.E., Le Guyader, H., Simberloff, D., (2008). Mining and other threats to the New Caledonia biodiversity hotspot. Cons. Biol. 22, 498–499. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00889.x

Pascal, M., Le Guyader, H., and Simberloff, D. (2010). Biological invasions A biological invasion": an hypothesis that can be refuted Biodiversity": fuzzy concept or scientific reality"? Evolution 29, 387–403.

Pascal, M. (1980). Structure et dynamique de la population de chats harets de l'Archipel des Kerguelen. Mammalia 44, 161-182.

Peck, D.R., Faulquier, L., Pinet, P., Jaquemet, S., Le Corre, M. (2008). Feral cat diet and impact on sooty terns at Juan de Nova Island, Mozambique Channel. Anim. Conserv. 11, 65–74. doi:10.1111/j.1469-1795.2007.00153.x

Pelletier, B. (2006). Geology of the New Caledonia region and its implications for the study of the New Caledonian biodiversity. Compendium of marine species from New Caledonia, 17-30.

Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L., and Brooks, T.M. (1995). The future of biodiversity. Science (New York, N.Y.), 269,347–50.

Pimentel, D. (2010). Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species. Taylor and. Boca Raton. 463 pp.

Pompanon, F., Deagle, B.E., Symondson, W.O.C., Brown, D.S., Jarman, S.N., Taberlet, P. (2012). Who is eating what: diet assessment using next generation sequencing. Molecular Ecology 21, 1931-1950.

Pontier, D., Say, L., Debias, F., Bried, J., Thioulouse, J., Micol, T., and Natoli, E. (2002). The diet of feral cats (*Felis catus L.*) at five sites on the Grande Terre, Kerguelen archipelago. Polar Biology 25, 833-837.

Prance, G.T., Karanth, K.U., and Nichols J.D. (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic cap- tures and recaptures. Ecology 79, 2852–2862.

Pyšek, P., Richardson, D.M. (2010). Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. Annual Review of Environment and Resources. 35, 25–55.

Rayner, M.J., et al. (2008). Spatial heterogeneity of mesopredator release within an oceanic island system. Proc Natl Acad Sci USA 104, 20862-20865.

Recio, M.R., and Seddon, P.J. (2013). Understanding determinants of home range behaviour of feral cats as introduced apex predators in insular ecosystems: a spatial approach. Behav. Ecol. Sociobiol. 67, 1971.

Recio, M.R., Seddon, P.J., Moore, A.B. (2015). Niche and movement models identify corridors of introduced feral cats infringing ecologically sensitive areas in New Zealand. Biol. Conserv. 192, 48–56. doi:10.1016/j.biocon.2015.09.004

Recio, M. R., Maloney, R. F., Mathieu, R., Virgós, E., Moore, A. B., & Seddon, P. J. (2017). Optimizing control programmes by integrating data from fine-scale space use by introduced predators. Biological Invasions, 19(1), 209-221

Reddiex, B., Forsyth, D.M., McDonald-Madden, E., Einoder, L.D., Griffioen, P.A., Chick, R.R., Robley, A.J. (2006). Control of pest mammals for biodiversity protection in Australia. I. Patterns of control and monitoring. Wildlife Research 33, 691–709.

Ricketts, T.H., Dinerstein, E., Boucher, T. et al. (2005). Pinpointing and preventing imminent extinctions. Proc Natl Acad Sci USA 102, 18497–18501. doi:10.1073/pnas.0509060102

Ringler, D., Russell, J., Jaeger, A., Pinet, P., Bastien, M., Le Corre, M. (2014). Invasive rat space use on tropical islands: implications for bait broadcast. Basic Appl. Ecol. 15, 179–186.

Ringler, D., Russell, J.C., Le Corre, M. (2015). Trophic roles of black rats and seabird impacts on tropical islands: Mesopredator release or hyperpredation? Biol. Conserv. 185, 75–84. doi:10.1016/j.biocon.2014.12.014

Robertson, S.A. (2008). A review of feral cat control. Journal of Feline Medicine and Surgery 10, 366–375.

Robinson, S.A., and Copson, G.R. (2014). Eradication of cats (*Felis catus*) from subantarctic Macquarie Island. Ecological Management & Restoration 15, 34–40.

Robley, A., Gormley, A., Woodford, L., Lindeman, M., Whitehead, B., Albert, R., Bowd, M., and Smith, A. (2010). Evaluation of camera trap sampling designs used to determine change in occupancy rate and abundance of feral cats. Technical Report No. 201. Arthur Rylah Institute for Environmental Research, Melbourne.

Rocamora, G., Henriette, E. (2015). Invasive alien species in Seychelles. Biotope – Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.384 pp.

Roots, C. (2006). Flightless birds. Westport, Conn.: Greenwood Press. Westport, Connecticut London. 235 pp.

Rose, M.D., and Polis, G.A. (2000). On the insularity of islands. Ecography 23, 693–701.

Royle, J.A., Karanth, K.U., Gopalaswamy, A.M., Kumar, N.S. (2009). Bayesian inference in camera trapping studies for a class of spatial capture–recapture models. Ecology 90, 3233–3244.

Russell, J.C., Lecomtea, V., Dumont, Y., Le Corre, M. (2009). Intraguild predation and mesopredator release effect on long-lived prey. Ecological Modelling 220, 1098-1104.

Russell, J.C., Jones, H.P., Armstrong, D.P., et al. (2016). Importance of lethal control of invasive predators for island conservation. Conserv. Biol. 30, 670–672 doi:10.1111/cobi12666.

Ruxton, G.D. (2006). "The unequal variance t-test is an underused alternative to Student's t-test and the Mann–Whitney U test." Behav. Ecol. 17, 688–690. Available here.

Sadlier, R.A., Whitaker, T., Wood, P.L., Bauer, A.M. (2012). A new species of scincid lizard in the genus Caledoniscincus (Reptilia: Scincidae) from northwest New Caledonia. Zootaxa 3229, 47–57.

Sadlier, R.A., Bauer, A.M., Wood, P.L.J., Smith, S.A., Jackman, T.R. (2013). A new species of lizard in the genus *Caledoniscincus* (Reptilia: Scincidae) from southern New Caledonia and a review of *Caledoniscincus atropunctatus* (Roux). Zootaxa 3694, 501–524. doi:10.2984/1534-6188(2008)62[247:ANSSOB]2.0.CO;2

Sadlier, R.A., Bauer, A.M., Wood, P.L.J., Smith, S.A., Whitaker, A.H., Jackman, T.R. (2014a). Cryptic speciation in the New Caledonian lizard genus *Nannoscincus* (Reptilia : Scincidae) including the description of a new species and recognition of *Nannoscincus fuscus Günther*. Mémoires du Muséum Natl. d'Histoire Nat. 206, 45–68.

Sadlier, R.A., Bauer, A.M., Smith, S.A., Shea, G.M., Whitaker, A.H. (2014b). High elevation endemism on New Caledonia's ultramafic peaks - a new genus and two new species of scincid lizard. Mémoires du Muséum Natl. d'histoire Nat. 206, 115–125.

Sadlier, R.A., Bauer, A.M., Wood, P.L.J., Smith, S.A., Whitaker, A.H., Jourdan, H., Jackman, T.R. (2014c). Localized endemism in the southern ultramafic bio-region of New Caledonia as evidenced by the lizards in the genus *Sigaloseps* (Reptilia: Scincidae), with descriptions of four new species. Mémoires du Muséum Natl. d'Histoire Nat. 206, 13–30.

Sadlier, R.A., Shea, G.M., Jourdan, H., Whitaker, A.H., Bauer, A.M. (2014d). The New Caledonian Leopard Skink *Lacertoides pardalis* (Reptilia : Scincidae); a review of the species' morphology, distribution, behavior and conservation. Mémoires du Muséum Natl. d'Histoire Nat. 206, 31–44.

Sax, D., and Gaines, S. (2008). Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. PNAS 105, 11490–11497.

Say L., Devillard, S., Natoli, E. and Pontier, D. (2002). The mating system of feral cats (*Felis catus* L.) in a sub-Antarctic environment. Polar Biology 25, 838–842.

Scrimgeour, J., Beath, A., Swanney, M. (2012). Cat predation of short-tailed bats (*Mystacina tuberculata rhyocobia*) in Rangataua Forest, Mount Ruapehu, Central North Island, New Zeal. J. Zool. 39, 257-260. doi:10.1080/03014223.2011.649770

Seabrook, W. (1990). The impact of the feral cat (*Felis catus*) on the native fauna of Aldabra Atoll, Seychelles [Indian Ocean]. Rev. d'Ecologie la Terre la Vie 45, 135–146.

Seaman, D.E., and Powell, R.A. (1996). An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. Ecology 77, 2075-2085.

Seaman, D.E., Millspaugh, J.J., Kernohan, B.J., Brundige, G.C., Raedeke, K.J., and Gitzen, R.A. (1999). Effects of sample size on kernel home range estimates. The Journal of Wildlife Management 63, 739–747.

Simberloff, D. (2001). Eradication of island invasives: practical actions and results achieved. Trends in Ecology & Evolution 16, 273-274.

Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. Trends in Ecology & Evolution doi: 10.1016/j.tree.2012.07.013.

Skipwith, P.L., Bauer, A.M., Jackman, T.R., Sadlier, R.A. (2016). Old but not ancient: coalescent species tree of New Caledonian geckos reveals recent post-inundation diversification. J. Biogeogr. 43, 1266–1276. doi:10.1111/jbi.12719

Smith, S.A., Sadlier, R.A., Bauer, A.M., Austin, C.C., Jackman, T. (2007). Molecular phylogeny of the scincid lizards of New Caledonia and adjacent areas: Evidence for a single origin of the endemic skinks of Tasmantis. Mol. Phylogenet. Evol. 43, 1151–1166. doi:10.1016/j.ympev.2007.02.007

Soininen, E.M., Valentini, A., Coissac, E., Miquel, C., Gielly, L., Brochmann, C., Brysting, A.K., Sønstebø, J.H., Ims, R.A., Yoccoz, N.G., Taberlet, P. (2009). Analysing diet of small herbivores: the efficiency of DNA barcoding coupled with high-throughput pyrosequencing for deciphering the composition of complex plant mixtures. Frontiers in Zoology 6 , 16.

Spaggiari, J., Barré, N. (2003). Dénombrement des puffins du Pacifique (Puffinus pacificus chlororynchus) nichant dans la colonie de la presqu'île de Pindaï. Société calédonienne d'ornithologie, Nouméa, Nouvelle-Calédonie.

Sparkes, J.L., Fleming, P.J.S., Ballard, G., Scott-Orr, H., Durr, S., and Ward, M.P. (2014). Canine rabies in Australia: a review of preparedness and research needs. Public Hlth. Zoonoses. 62, 237–253.

Spatz, D.R., Zilliacus, K.M., Holmes, N.D., Butchart, S.H., Genovesi, P., Ceballos, G., ... and Croll, D.A. (2017). Globally threatened vertebrates on islands with invasive species. Science Advances 3(10), e1603080.

Stanley, T.R., and Burnham, K.P. (1999). A closure test for time-specific capture-recapture data. Environmental and Ecological Statistics 6, 197–209.

Steadman, D.W. (2006). Extinction and Biogeography of Tropical Pacific Birds. University of Chicago Press, Chicago and London.

Strayer, D.L., Eviner, V.T., Jeschke, J.M., Pace, M.L. (2006). Understanding the long-term effects of species invasions. Trends in Ecology & Evolution 21, 645–651.

Stuart, Y.E., Campbell, T.S., Hohenlohe, P.A., Reynolds, R.G., Revell, L.J., and Losos, J.B. (2014). Rapid evolution of a native species following invasion by a congener. Science 346(6208), 463-466.

Symondson, W.O.C. (2002). Molecular identification of prey in predator diets. Molecular Ecology 11 , 627-641.

Taberlet, P., Waits, L.P., Luikart, G. (1999). Noninvasive genetic sampling: look before you leap. Trends in Ecology and Evolution 14, 323- 327.

Tennent, J., and Downs, C.T. (2008). Abundance and home ranges of feral cats in an urban conservancy where there is supplemental feeding: a case study from South Africa. African Zoology 43(2), 218-229.

Tershy, B.R., Shen, K.W., Newton, K.M., Holmes, N.D., Croll, D.A. (2015). The importance of islands for the protection of biological and linguistic diversity. BioScience 65, 592-597. doi:10.1093/biosci/biv031

Theuerkauf, J., and Rouys, S. (2008). Etude de l'impact des mammifères introduits et de la perte d'habitat sur les oiseaux endémiques de Nouvelle-Calédonie. CEPA Magazine 18, 13-16.

Theuerkauf, J., Rouys, S., Mériot, J.M., Gula, R. (2009). Group territoriality as a form of cooperative breeding in the flightless Kagu of New Caledonia. Auk 126:371–375.

Theuerkauf, J., Haneda, T., Okahisa, Y., Sato, N.J., Rouy, S., Bloc, H., Ueda, K., Watanabe, I., Kuehn, R., Gula, R. (2017). Elevated concentrations of naturally occurring heavy metals inversely correlate with reproductive output and body mass of the Kagu *Rhynochetos jubatus*. Ibis DOI:10.1111/ibi.12474

Thibault, J.C., and Cibois, A. (2017). Birds of Eastern Polynesia, a biogeographic atlas. Lynx Edicions, Barcelona. 440 pp.

Thibault, K.M., Ernest, S.M., White, E.P., Brown, J.H., and Goheen, J.R. (2010). Long-term insights into the influence of precipitation on community dynamics in desert rodents. Journal of Mammalogy 91(4), 787-797.

Tidemann, C.R., Yorkston, H.D., Russack, A.J. (1994). The Diet of Cats, *Felis catus*, on Christmas Island, Indian Ocean. Wildl. Res. 21, 279–86. doi:10.1071/WR9940279

Tobler, M.W., and Powell, G.V. (2013). Estimating jaguar densities with camera traps: problems with current designs and recommendations for future studies. Biological Conservation 159, 109-118.

Traveset, A., and Richardson, D.M. (2006). Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. Trends in Ecology & Evolution 21(4), 208-216.

Trites, A.W., and Joy, R. (2005). Dietary analysis from fecal samples: how many scats are enough? Journal of Mammalogy 86(4), 704-712.

Troedsson, C., Simonelli, P., Nagele, V., Nejstgaard, J.C., Frischer, M.E. (2009). Quantification of copepod gut content by differential length amplification quantitative PCR (dlaqPCR). Marine Biology 156, 253-259.

Turner, D.C., Bateson, P.P.G. (2014). (eds.) The domestic cat: the biology of its behaviour, 3rd edn. Cambridge University Press, Cambridge. 279 pp.

Twyford, B.K.L., Humphrey, P.G., Nunn, R.P., and Willoughby, L. (2000). Eradication of Feral Cats (*Felis catus*) from Gabo Island, south-east Victoria. Ecological Management & Restoration 1(1), 42-49.

van Aard, R.J. (1979). Distribution and density of the feral house cat *Felis catus* on Marion Island. South African Journal of Antarctic Research 9, 14–19.

vanBommel, L. (2010) Guardian Dogs: Best Practice Manual for the use of Livestock Guardian Dogs. Invasive Animals CRC, Canberra, ACT, Australia.

van Heezik, Y., Smyth, A., Adams, A., and Gordon, J. (2010). Do domestic cats impose an unsustainable harvest on urban bird populations? Biol. Conserv. 143, 121–130.

Veitch, C.R. (1982). Eradication of cats from Little Barrier Island. Landscape 11, 27–29.

Veitch, C.R., Clout, M.N., Towns, D.R. (2011). Island invasives: Eradication and management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives. Veitch, C.R., Clout, M.N., Towns, D.R. IUCN (International Union for Conservation of Nature) (eds.), Gland, Switzerland and Auckland, New Zealand, CBB, 542 pp.

Vigne, J.-D., Guilaine, J., Debue, K., Haye, L., Gérard P. (2004). Early Taming of the Cat in Cyprus. Science304 , 259.

Villette, P., Krebs, C.J., Jung, T.S., and Boonstra, R. (2015). Can camera trapping provide accurate estimates of small mammal (*Myodes rutilus* and *Peromyscus maniculatus*) density in the boreal forest? Journal of Mammalogy 97(1), 32-40.

Vincenot, C.E., Koyama, L., Russo, D. (2015). Near threatened? First report of unsuspected human-driven decline factors in the Ryukyu flying fox (*Pteropus dasymallus*) in Japan. Mamm. Biol. 80, 273–277. doi:10.1016/j.mambio.2015.03.003

Voigt, C.C., and Kingston, T. (2016). Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world. Cham Heidelberg: Springer. 606 pp.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. Science 277, 494-499.

Walther, G.R., Roques, A., Hulme, P.E., Skykes, M.T, Pysek, P., Kühn, I., Zobel, M. (2009). Alien species in a warmer world : risks and opportunities. Trends in Ecology and Evolution 24, 686-693.

Warham, J. (1996). The Behaviour, Population Biology and Physiology of the Petrels. Academic Press. 613 pp.

Wardle, D.A., Bellingham, P.J., Bonner, K.I., Mulder, C.P. (2009). Indirect effects of invasive predators on litter decomposition and nutrient resorption on seabird-dominated islands. Ecology 90, 452–464.

Warner, D.W. (1948). The present status of the Kagu. *Rhynochetos jubatus* on New Caledonia. Auk 65, 287-288.

Warner, R.E. (1985). Demography and movements of free-ranging domestic cats in rural Illinois. The Journal of wildlife management, 340-346.

Welch, B.L. (1947). "The generalization of 'student's' problem when several different population variances are involved." Biometrika 34, 28–35.

Whitaker, A.H., Sadlier R.A. (2011). Skinks and geckos from New Caledonia. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-3. www.iucnredlist.org

Whittaker, R.J. (2007). Island biogeography: ecology, evolution, and conservation. Oxford University Press. 416 pp.

Wilcox, R., and Spotswood, E. (2011). Introduced predators and seabird predation on Moorea, French Polynesia. Notornis 58, 39-42.

Williamson, M.H. (1996). Biological invasions. Population and community biology series. Chapmann and Hall, London. 244 pp.

Wilson, R.R., Blankenship, T.L., Hooten, M.B., and Shivik, J.A. (2010). Prey-mediated avoidance of an intraguild predator by its intraguild prey. Oecologia 164, 921–929.

Woinarski, J.C.Z., Burbidge A.A., Harrison P.L. (2015). Ongoing unraveling of a continental fauna: Decline and extinction of Australian mammals since European settlement. Proc. Natl. Acad. Sci. 112, 4531-4540.

Woinarski, J.C.Z., Murphy, B.P., Legge, S.M., Garnett, S.T., Lawes, M.J., Comer, S., Dickman, C.R., Doherty, T.S., Edwards, G., Nankivell, A., Paton, D., Palmer, R., Woolley, L.A. (2017). How many birds are killed by cats in Australia? Biol. Conserv. 214, 76–87.

Yamane, A., Ono, Y. and Doi, T. (1994). Home range size and spacing pattern of a feral cat population on a small island. Journal Mammal Society Japan 19, 9–20.

Yoccoz, N.G. (2012). The future of environmental DNA in ecology. Molecular Ecology 21, 2031- 2038.

Young, A.M., and Larson, B.M.H. (2011). Clarifying debates in invasion biology: a survey of invasion biologists. Environmental Research 111, 893–8.

Zaidi, R.H., Jaal, Z., Hawkes, N.J., Hemingway, J., Symondson, W.O.C. (1999). Can multiple-copy sequences of prey DNA be detected amongst the gut contents of invertebrate predators? Molecular Ecology 8, 2081-2087.

Zarzoso-Lacoste, D., Corse, E., and Vidal, E. (2013). Improving PCR detection of prey in molecular diet studies: importance of group-specific primer set selection and extraction protocol performances. Molecular Ecology Resources 13(1), 117-127.

Zarzoso-lacoste, D., Bonnaud, E., Corse, E., Gilles, A., Meglecz, E., Costedoat, C., Gouni, A., Vidal, E. (2016). Improving morphological diet studies with molecular ecology : An application for invasive mammal predation on island birds. Biol. Conserv. 193, 134–142. doi:10.1016/j.biocon.2015.11.018

Zavaleta, E.S., Hobbs, R.J., Mooney, H.A. (2001). Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. Trends in Ecology and Evolution 16, 454-459.

Annexes

Annexe 1- Portfolio

Pauline PALMAS
e-mail: pauline.palmas@ird.fr ou palmas.pauline@gmail.com

FORMATION

En cours : Préparation d'une **thèse de doctorat** (ED469), Université de Nouvelle Calédonie
2013-2014 : CDD Ingénieur de Recherche, IMBE, IRD de Nouméa
2013: Master EBE spécialité **Biologie de la Conservation**, (Université Paris Sud XI) *mention assez bien*
2010-2011: Année de stage de recherche
2010: Licence en Biologie des Organismes (Université de Montpellier 2)
2007: **Baccalauréat Scientifique** *mention bien*

EXPERIENCE PROFESSIONNELLE

Travail de laboratoire et de terrain

Depuis Octobre 2013
Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Institut de Recherche pour le Développement (IRD), Nouméa. Collaboration avec Laboratoire d'Ecologie Systématique et Evolution (ESE), équipe d'Ecologie des Populations et Communautés.

Sujet: Impacts du chat haret *Felis silvestris catus* sur un hotspot mondial de biodiversité, archipel de Nouvelle Calédonie

Février-Septembre 2013
Laboratoire d'Ecologie Systématique et Evolution (ESE) dans l'équipe d'Ecologie des Populations et Communautés (Elsa Bonnaud). Collaboration avec l' IMBE, Marseille (Vincent Dubut)

Sujet : Impact du chat haret *Felis s. catus* sur un hotspot de biodiversité, archipel des Canaries

Décembre 2010 -Août 2012
Technicien en expertise forestière, Ingénierie Etudes Techniques, Montpellier

Sujet : Evaluation de la progression de la végétation sous le réseau électrique français (Edf, RTE)

Avril-Mai 2012
Travail de laboratoire dans l'équipe EPC (Elsa Bonnaud), ESE, Orsay

Sujet : Etude du régime alimentaire du chat haret *Felis s. catus* sur les iles d'Hyères et de son impact sur le puffin yelkouan *Puffinus yelkouan*

Juillet 2011
Travail de terrain sur le puffin cendré *Calonectris diomedeau*, île de Linosa, Italie (Gaïa dell' Ariccia)

Sujet : Orientation à courte et longue distance chez le puffin cendré

Fevrier-Juin 2011
Travail de laboratoire au Laboratoire Biométrie et Biologie Evolutive (LBBE), dans l'équipe d'Ecologie comportementale (Aurélie Cohas) et au Centre de Recherche en Ecologie et Applications (CREAF), dans l'équipe d'écologie (Bernat Claramunt and Irene Figueroa Aguilar) *3mois*
Travail de terrain dans les Pyrénées et Alpes (Irene Figueroa Aguilar) *1mois*

Sujet: Comparaison de la réponse aux prédateurs de marmottes *Marmota marmot*a au sein de deux populations (Alpes et Pyrénées)

Juillet et Octobre 2010
Travail de laboratoire dans l'équipe d'Ecologie comportementale (Aurélie Celerier and Francesco Bonadonna) au CEFE/CNRS, (Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, Montpellier, France)

Sujet : Olfaction chez les pétrels *Halobaena caerulea*

COMPETENCES

Travail de terrain

- Expérimentation d'écologie comportementale, **prélèvements, capture de mammifères et oiseaux marins**
- Piegeage photographique, Tracking VHF, Georéférencement, utilisation de SIG embarqué

Travail de laboratoire

- Analyse de biologie moléculaire PCR (Réaction en Chaine par Polymérase) et analyse de génotypage sur ADN microsatellitaire
- Analyse de régime alimentaire par la méthode macroscopique
- Travail de SIG, photo-interprétation

Traitement de données classiques et spatialisées et bio statistiques

- Analyses SECR

Rédaction de rapport et articles scientifiques

EXPERIENCE D'ENCADREMENT

2017- Raphaël Gouyet (M2 Pro) : Effet d'un contrôle sur une population de chat haret (SECR)	*6 mois*
2016- Agnès Boisseau (ENV année 1) : Etat morphologique et sanitaire des populations de chat haret	*2 mois*
2016- Antoine Brosse (M2 Pro) : Suivi démographiques de populations de chat (SECR)	*6 mois*
2016- Matthias Lee (L1) : Analyse de régime alimentaire	*6 mois*
2016- Raphaël Gouyet (Césure M1/M2) : Suivi démographiques de populations de chat (SECR)	*6 mois*
2015- Rachelle Adjouhgniope (M1) : Analyse de régime alimentaire	*2 mois*
2015- Maxime Neaoutyine (BTS GPN)	*2 mois*
2015- Malik Oedin (M2Pro): Suivi démographiques de populations de chat (SECR)et puffins	*6 mois*
2015- Mathieu Mathivet (CUIR) : Analyse de régime alimentaire, CMR par pièges photographiques	*6 mois*
2014- Mathieu Mathivet (L3): Analyse de régime alimentaire	*4 mois*
2014- Rachelle Adjouhgniope (L3): Analyse de régime alimentaire	*1 mois*
2013- Sébastien Beniguel (L3): Analyses de biologie moléculaire (extraction et PCR)	*2 mois*

EXPERIENCE D'ENSEIGNEMENT

2016 – Université de Nouvelle Calédonie, Licence Sciences de la Vie et de la Terre
Licence 3, UE Grands Ecosystèmes (4h TP ; 8h TD)
Licence 3, UE Fluctuations naturelles et Anthropiques (6h TD)
Licence 1, UE Biologie Animale (21h TP)

2015 – Université de Nouvelle Calédonie, Licence Sciences de la Vie et de la Terre
Licence 1, UE Biologie Animale (20h TP)

AWARDS

2016 - Best poster price (2nd place, 400 €) NEOBIOTA 2016, Vianden , Luxembourg
2016 - Scholarships for students for attend the NEOBIOTA conference (1000€)
2016 - Best oral communication (1st place, funding international congress: 4000€), Doctoral School event, "Doctoriales", Pacific Doctoral School (ED469), Nouméa, New Caledonia.
2013- 2nd year master's internship grant (for 6 months, from PRES UniverSud Paris)

PUBLICATIONS

Paper submitted or in the last step of writing

9. **Palmas P.***, Zarzoso-Lacoste D.*, Dubut V., Vidal E. & Bonnaud E. Using a non invasive method to estimate population parameters of an invasive predator : Genotyping on DNA faecal samples. * equal contribution. In prep. for molecular ecology

8. **Palmas P.**, Ollier S., Medina F., Castañeda Gonzalez I., Nogales M. & Bonnaud E., Assessing the impact of feral cats on island biodiversity by combining dietary and prey availability. Biological invasions

7. **Palmas P.**, Gouyet R., Oedin M., Millon A., Cassan J.J., Kowi J., & Vidal . Effect of high intensity but short-time culling on a feral cat population. In last step of writing for Pest Management Research).

6. **Palmas P.**, Jourdan H., Debar L., Bourguet E., Rigault F., Bonnaud E., Vidal E. A conservation paradox: endangered and iconic flightless Kagu (*Rhynochetos jubatus*) apparently escape feral cat predation apparently escape feral cat predation. submitted to *Ibis*

Papers published

5. **Palmas P.**, Jourdan H., Rigault F., Debar L., De Meringo H., Bourguet E., Mathivet M., Lee M., Adjouhgniope R., Papillon Y., Bonnaud E. & Vidal E. Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 214 : 250-259.

4. Bonnaud E., Berger G., Zarzoso-Lacoste D., Bourgeois K., **Palmas P.** & Vidal E (2015). Cat movement behaviour study through VHF tracking at a major world breeding site for the Mediterranean endemic Yelkouan shearwater. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, Vol. 70 (suppt 12 « Espèces invasives »): 162-171

3. Bonnaud E.*, **Palmas P.***, Bourgeois K., Ollier S., Zarzoso-Lacoste D. & Vidal E. (2014). Island specificities matter: cat predation strongly differs among a major breeding archipelago for a vulnerable endemic seabird. ***equal contribution**, *Biological Invasions*, 17: 2927-2941

2. Dell'Ariccia G. , Célérier A., Gabirot M., **Palmas P.**, Massa B. & Bonadonna F. (2014). Olfactory foraging in temperate waters: Sensitivity to dimethyl sulphide by shearwaters in the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Journal of Experimental Biology* 217:1701-1709.

1. Célérier A., Bon C., Malapert A., **Palmas P.** & Bonadonna F. (2011) Chemical kin label in seabirds, *Biology Letters* 7*:* 807–810, doi 10.1098/rsbl.2011.0340

CONFERENCES

Oral presentation

SFE2016, Marseille, France

Palmas P., Bonnaud E. , Oedin M., Gouyet R. Millon A., Chaillon C., Rigault F., Cassan J.-J. &Vidal E. *Feral cat population on large and inhabited island: efficiency of small scale control*.

Bonnaud E., Bellard C., **Palmas P.**, Zarzoso-Lacoste D., Legrand J., Russel J., Courchamp F. *Invasive alien species and policies*.

NEOBIOTA2016, Vianden, Luxembourg

Palmas P., Bonnaud E. , Oedin M., Gouyet R. Millon A., Chaillon C., Rigault F., Cassan J.-J. &Vidal E. *How to deal with cat management on a large and inhabited Archipelago?*

ISLAND BIOLOGY 2016, Terceira Island, Açores, Portugal

Bonnaud E., **Palmas P.**, Legrand J., Bourgeois K., Bretagnolle V., Courchamp F. & Vidal E. *Seabird population recovery after a sucessful multi species eradication on a case study island.*

SERA 2014, Nouméa, New Caledonia

Palmas P., Bonnaud E., Debar L., De Meringo H., Millon A., Rigault F., & Vidal E. *Considering cat individual predation patterns to improve shearwater colony restoration. A pilot study in New Caledonia.*

Island Biology 2014, Honolulu, Hawaii

Palmas P., Bonnaud E., Rigault F., Debar L., De Meringo H., Millon A. & Vidal E. *Importance of individual cat predation assessment on breeding area of primary interest for Puffinus pacificus.*

Bonnaud E., **Palmas P.**, Bourgeois K., Ollier S., Zarzoso-Lacoste D., Vidal E. *Unexpected differences of cat predation on close islands: how being efficient to better preserve a vulnerable seabird.*

11th *INTECOL* Congress, Ecology : Into the next 100 years, London, England
Palmas P., Nino M., Medina F., Dubut V., Zarzoso-Lacoste D., Nogales M., Bonnaud E. *Genetic analysis to detect a potential individual impact of invasive cats*.

BEHAVIOUR 2013, 33rd International Ethological Conference (IEC), Newcastle, UK.
Dell'Ariccia G., Gabirot M., Célérier A., **Palmas P.**, Mardon J., Bonadonna F. *Smelling home in the wind. The relation of petrels' homing behaviour to wind conditions at the nest.*

ASAB Easter Conference 2013. Lincoln, UK.
Dell'Ariccia G., Célérier A., Gabirot M., **Palmas P.**, Massa B. & Bonadonna F. *Olfactory foraging in temperate waters: Sensitivity to dimethyl sulphide by shearwaters in the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea.*

Journée des non permanents 2013, Orsay, France
Palmas P., Dubut V., Zarzoso-Lacoste D., Bonnaud E. *Développement d'une méthode moléculaire pour étudier l'impact individuel du chat envahissant*.

SERL. Ecology & Behaviour Meeting 2012. Chizé, France.
Dell'Ariccia G., Célérier A., Gabirot M., **Palmas P.**, Massa B. & Bonadonna F., (2012). *Olfactory foraging in a closed sea: do Mediterranean Cory's shearwaters use dimethylsulfide to orient ?*

French Group Research in Ethology 2011, Workshop Behaviour-Cognition-Welfare. Villetaneuse, France.
Célérier A., Bon C., Malapert A., **Palmas P.**, Bonadonna F., (2011). *Chemical kin label in seabirds*,

Poster

Island Invasive 2017, Dundee, Scotland
Palmas P.*, Gouyet R.*, Ghestemme T., Matohi A., Terorohauepa E., Tauapahou I., Blanvillain C., Zito J., Beaune D. & Vidal E. *Response of an open feral cat population to an intensive control programme for improving the Critically Endangered Fatu Hiva monarch conservation strategy.* * equal contribution

Palmas P., Jourdan H., Bonnaud E., Rigault F., Debar L., De Méringo H., Bourguet E., Adjouhgniope R. & Vidal E. *Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot. Implications for feral cat management strategy.*

SFE2016, Marseille, France
Palmas P., Jourdan H., Bonnaud E., Bourguet E., Debar L., Mathivet M., Lee M., De Meringo H., Millon A., Papillon Y., Rigault F., & Vidal E. *Feral cats threaten the outstanding endemic fauna at the New Caledonia hotspot scale*

Palmas P., Zarzoso-Lacoste Diane, Dubut Vincent, Eric Vidal, & Elsa Bonnaud. *Non invasive molecular protocol for invasive cat's genetics*

NEOBIOTA2016, Vianden, Luxembourg
Palmas P., Jourdan H., Bonnaud E., Bourguet E., Debar L., Mathivet M., Lee M., De Meringo H., Millon A., Papillon Y., Rigault F., & Vidal E. *Feral cat (Felis silvestris catus) predation at a biodiversity hotspot scale: the case of the New Caledonian Archipelago*

ICCB-ECCB 2015, Montpellier, France
Palmas P., Bonnaud E., Bourguet E., Debar L., Jourdan H., De Meringo H., Mathivet M., Millon A., Rigault F., & Vidal E. *Invasive mammals impact at a biodiversity hotspot scale: the case of feral cat on the New Caledonian Archipelago.*

MEDIA AND OUTREACH

2017 - Au Coeur des sciences : Les espèces envahissantes, Caledonia, Local television chanel, 26', https://www.youtube.com/watch?v=daD-dBsXr1Y&feature=youtu.be

2016 - Radio NRJ: Feedback about Doctoriales (Francophone phD student event)

2016 - NC 1ere television news (1st local television channel): "Feral cat and Doctoral School event". https://www.youtube.com/watch?v=xd2zgqOR5UU

2016 - MT180 (Francophone Three Minute Thesis): What's up when we add one species on an island that harbors 20 000 other species?

2016 - Radio NRJ: Feedback about "MT180" (Francophone Three Minute Thesis)

2016 - LNC Newspapers: Focus on a top-predator threatening biodiversity. Paper and online versions. Published on LNC.nc, available at http://www.cnrt.nc/wp-content/uploads/2016/12/160827-Lnc-Zoom-sur-un-super-pr%C3%A9dateur-qui-p%C3%A8se-sur-la-biodiversit%C3%A9.pdf

2015 - Documentaire Une nature envahissante - Têtemba Productions - avec la participation de Grand Angle, Canal + Calédonie ; teaser : https://www.youtube.com/watch?v=t9iw5TtKqd4

Annexe 2 – Article publié dans Biological Conservation

Biological Conservation 214 (2017) 250–259

Contents lists available at ScienceDirect

Biological Conservation

journal homepage: www.elsevier.com/locate/biocon

Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot

Pauline Palmas[a,b,*], Hervé Jourdan[a], Frédéric Rigault[a], Léo Debar[a], Hélène De Meringo[c], Edouard Bourguet[a], Mathieu Mathivet[a], Matthias Lee[a], Rachelle Adjouhgniope[a], Yves Papillon[a], Elsa Bonnaud[b], Eric Vidal[a]

[a] Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Aix Marseille Université, CNRS, IRD, Avignon Université, Centre IRD de Nouméa, BPA5, 98848 Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie

[b] Ecologie Systématique Evolution, Université Paris-Sud, CNRS, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, Orsay, France

[c] Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie marine et continentale (IMBE), Aix Marseille Université, CNRS, IRD, Avignon Université, Europôle de l'Arbois, BP 80, 13545 Aix-en-Provence, France

ARTICLE INFO

Keywords:
Felis catus
Invasive predator
Diet
Threatened species
Island ecosystems
Feeding habits

ABSTRACT

Feral cats (*Felis catus*) are one of the most successful and harmful invasive predator species, leading to dramatic loss of biodiversity across the globe. Our study assessed feral cat predation in a major biodiversity hotspot: the New Caledonian archipelago. We focused on the consequences of this predation for the outstanding endemic fauna found throughout the rich range of New Caledonian natural habitats. We analyzed > 5300 cat scats sampled from 14 selected sites representing the 4 main natural habitats, with 4 to 6 sampling sessions per year over > 4 years per habitat. Our study reveals previously unreported patterns of cat predation on both alien and endemic species. Throughout the archipelago, cats prey strongly upon squamates, flying foxes and petrels. Feral cat prey included at least 44 native vertebrate species, 20 of which are IUCN Red-listed threatened species. This study adds some 44.4% to the number of IUCN threatened species vulnerable to and preyed upon by feral cats on the world's islands. New Caledonia, while it represents only 0.12% of the total area of islands worldwide (Australia included), hosts 30.8% of IUCN threatened species known to be predated by feral cats. This study recommends prioritizing management and conservation strategies by focusing actions on maquis mosaic and humid forest habitats, where feral cats pose the greatest threat. To limit the impact of feral cats, we recommend conducting targeted management actions on sites key to threatened species conservation, and preventing arrival or promoting eradication on islets.

1. Introduction

Biological invasions are one of the main threats to world biodiversity, especially on islands. Invasive species are considered the primary cause of island biodiversity loss (Clavero and Garcia-Berthou, 2005; Sax and Gaines, 2008; Tershy et al., 2015). Alien mammal predators have been responsible for most species extinctions on islands worldwide (Blackburn et al., 2004; Doherty et al., 2016b). The domestic cat (*Felis catus*), is one of the most widespread introduced predators on islands (Courchamp et al., 2003; Medina et al., 2011). Its life history traits, early domestication with companion animal status, and value as a rodent catcher have promoted its extensive, human-mediated dispersal on islands (e.g. Driscoll et al., 2007; Hu et al., 2014). In addition, introduced cats' high reproductive success, rapid geographical spread and generalist predator behavior particularly threaten native fauna, especially in their feral form (e.g. Medina et al., 2011; Turner and Bateson, 2014). Of invasive mammalian predators, feral cats have proven to be the most damaging species for insular fauna. They currently threaten 430 different species (birds, mammals and reptiles) with extinction and are implicated in the recent extinction of 63 species (40 bird, 21 mammal and 2 reptile species), i.e. 26% of recent extinctions (Doherty et al., 2016b). Furthermore, Doherty et al. (2015a) for Australia and adjacent islands and Bonnaud et al. (2011) for the rest of the world's islands, listed 16 and 29 IUCN Red-listed threatened vertebrate species respectively, in the diets of feral cats. Strong variations exist in the feral cat diet, mainly explained by biogeographic and bioclimatic factors, along with prey availability (Bonnaud et al., 2011; Doherty et al., 2015a; Medina et al., 2011). Bonnaud et al. (2011) and Doherty

* Corresponding author at: Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Aix Marseille Université, CNRS, IRD, Avignon Université, Centre IRD de Nouméa, BPA5, 98848 Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie.
E-mail address: pauline.palmas@ird.fr (P. Palmas).

http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.003
Received 14 March 2017; Received in revised form 19 July 2017; Accepted 1 August 2017
0006-3207/ © 2017 Elsevier Ltd. All rights reserved.

et al. (2015a) showed that feral cats on islands feed on a wide range of prey, including medium-sized and small vertebrates (birds, reptiles, marsupials, rodents, bats, frogs, fish, and both medium-sized and large exotic mammals) and invertebrates (Bonnaud et al., 2015; Hilmer et al., 2010; Turner and Bateson, 2014). Introduced mammals (rodents and lagomorphs) generally constitute staple prey that can facilitate the establishment and expansion of abundant feral cat populations, indirectly increasing predation risk for native species through a so-called "hyper-predation" mechanism (e.g. Courchamp et al., 1999; Ringler et al., 2015).

Located in the southwest Pacific Ocean, the New Caledonian archipelago is typical of sites that facilitate invasion. Originally, native apex predators only included squamate and bird taxa. The early introduction of the Polynesian rat (*Rattus exulans*) by the first Austronesian settlers, followed in around 1860 by the European introduction of other commensal rodents (particularly the Black rat *Rattus rattus*), provided ideal conditions for the establishment and rapid spread of feral cat populations (e.g. Doherty et al., 2015b). In the biodiversity hotspot of New Caledonia, terrestrial species richness and endemism rates reach outstanding levels (Mittermeier et al., 2011; Myers et al., 2000). It is notable that 98 of the 108 terrestrial squamates, 6 of the 9 native mammals (bats) and 24 of the 111 nesting birds are strictly endemic, some of them micro-endemic (Barré et al., 2009; Bauer et al., 2012a, 2012b; Hand and Grant-mackie, 2011; Sadlier et al., 2012, 2013, 2014a, 2014b, 2014c, 2014d; Whitaker and Sadlier, 2011).

Cats were introduced around 1860 (Pascal et al., 2006) and can now regularly be observed in a wide range of habitats throughout the archipelago, even in its most remote and elevated areas. However, several papers have pointed out the complete absence of feral cat studies in this hotspot, stressing the urgent need to investigate this potentially important conservation topic (Bonnaud et al., 2011; Nogales et al., 2013). This paper addresses a number of issues pertaining to the feeding ecology of feral cats and their impacts on the exceptional terrestrial fauna of the New Caledonian biodiversity hotspot. To assess feral cat diets, we conducted intensive 6-year feral cat scat sampling at the scale of the archipelago. This enabled us to explore the composition of the feral cat diet and to determine the relative importance of different prey items according to habitat type (4 main habitat categories) and season (2 categories). Particular attention was paid to identifying prey taxa, so as to better understand the nature and the extent of feral cat impact at the different study sites and in the different habitats. We especially focused on IUCN Red-listed threatened species that are prey to the feral cat, in order to provide suitable evidence-based management and conservation recommendations concerning this invasive alien top-level predator.

2. Materials and methods

2.1. Study sites and sampled habitats

Of the 36 biodiversity hotspots, New Caledonia is the smallest formed of a single archipelago (Mittermeier et al., 2011). This hotspot (21° 30′ S, 165° 30′ E) with 270000 inhabitants, located in the southwest Pacific Ocean 1210 km east of Australia, covers 18,576 km^2 and is composed of a main island (16,664 km^2) and various satellite islands (Lifou, Maré, Ouvéa, Isles of Pines, Art, Pott, Tiga) (Dubois et al., 1973). The New Caledonia archipelago is, characterized by a large variety of habitats with a mountainous topography and marked climatic and geological contrasts (Isnard et al., 2016). Each habitat harbors very unique species assemblages, and rates of endemism for flora and fauna are especially high because of its geographical isolation and particular ultramafic soils (Grandcolas et al., 2008; Isnard et al., 2016).

The climate is subtropical with average annual temperature varying between 21.9 °C and 24.1 °C. Due to dominant winds from the southeast, the eastern coast is wet, with 2500–4000 mm of rain per annum, while the western coast is drier, with 1200 mm of rain per annum. There are two main seasons: a hot, wet season (November–April), a cold, dry season (May–October), defined by calculating the average of monthly precipitations recorded by 50 stations between 1971 and 2000 (Wet > 120 mm/month; Dry < 120 mm/month) and the average of monthly temperatures at 5 stations between 1980 and 2010 (Hot > 23 °C; Cold < 23 °C) (Meteo France). Due to its mountainous topography, the archipelago has a wide range of ecosystems (ranging in altitude from 1 m a.s.l. to 1625 m a.s.l.).

These climatic contrasts lead to markedly different habitats, each characterized by typical vegetation types. We thus considered 4 major habitats representing a wide range of climatic conditions and vegetation. The "Dry forest" is composed of sclerophylous and mesic forest on sedimentary rocks. The "Humid forest" is composed of rain forest on metamorphic rocks. The "Maquis mosaic" is composed of maquis shrubland and rainforest on serpentine soils (A.1). The "Limestone forest" is composed of rainforest on calcareous soils (Isnard et al., 2016).

2.2. Cat diet study

2.2.1. Sampling design and sampling effort

Feral cat diet was studied through scat analysis (e.g. Bonnaud et al., 2007). We collected feral cat scats from 14 different areas in the 4 main types of habitat listed above, between 2011 and 2016 (Fig. 1, Table 1). Scats were collected along paths and rural roads used by cats (Turner and Bateson, 2014; Recio et al., 2015). Scats from each study site (Fig. 1) were collected along the same selected paths in all sampling sessions (3–6 sampling sessions per year; 3–14 sampling sessions per site). Because all scats found were collected, it was assumed that each sampling set reliably represented the feral cats' diet between two successive sampling sessions. During the 6-year sampling period, 5356 feral cat scats were collected across all the habitats and study sites. Cumulatively, this represents a total of 2435 km-sessions (mean effort ± Standard Deviation: 608.8 ± 751.0 km-sessions per habitat), with a total sampling length of 267 km (mean sampling length 66.7 ± 64.7 km per habitat). An average of 1339 ± 1327 scat samples were collected from the different habitats, with a mean of 2.7 ± 1.3 scats found per km per session. Thus, despite the uneven sampling effort in the different habitats and sites, our sampling can be considered robust and significant (n > 100 for all habitats and n > 100 for most sites) (Bonnaud et al., 2011). Each cat scat was georeferenced, stored in individual Ziploc bags, and frozen until it was analyzed.

2.2.2. Determination of prey remains

Scats were washed under water over a 0.5-mm sieve to sort prey items (hair, bone fragments, teeth, squamate jaws and scales, bird feathers, bat claws, and arthropod chitin fragments). The prey items were examined under binocular microscope, compared to reference material and assigned to one of the eight following prey categories: (1) introduced rodents, (2) bats, (3) birds, (4) squamates, (5) arthropods, (6) fishes, (7) plant materials and (8) anthropogenic refuse (Bonnaud et al., 2007). Differential degradation of prey remains during the digestion process can cause the loss of some diagnostic characteristics (i.e. shape, size, color), leading to differing levels of prey group identification (Zarzoso-lacoste et al., 2016). To deal with these identification difficulties, we systematically used a large reference collection that proved particularly useful for squamates (scale patterns, jaws, head bones), flying foxes (hair, claws, teeth) and seabirds (feathers, claws, beaks) (A.2).

Based on scat analysis, two different diet indexes were used: (i) Frequency of Occurrence (%FO), the occurrence of each type of prey per scat (Bonnaud et al., 2007); and (ii) Minimum number of individual prey for squamates. To determine feral cat predation on each prey group, we examined each group's occurrence in the cat diet according

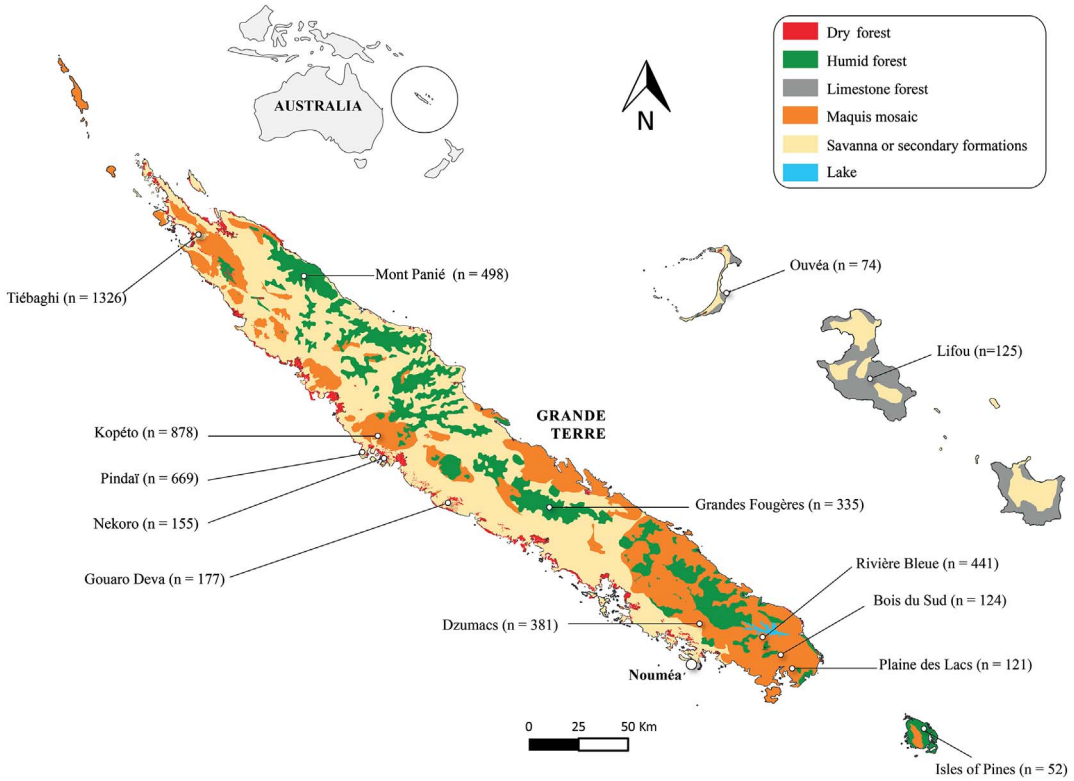


Fig. 1. Location of the feral cat diet study sites within the New Caledonia archipelago (n = number of scats collected and analyzed).

to *habitat* and *season*, assessing their conservation status with reference to the IUCN, 2016-3 Red List of Threatened Species (IUCN, 2016).

2.3. Statistical analyses

All statistical analyses were conducted with R 3.0.3 software (R Core Team, 2014) using "pROC" (Fawcett, 2006). Generalized Linear Models (GLM) were run to test the effect of *habitats* and *seasons* on (i) presence of each prey in cat diet (ii) presence of threatened species in cat diet. We used individual scats as the experimental unit. A binomial distribution was used for (i) and (ii) [in R: glm (response ~ *habitats* * *seasons*), family = binomial (link = "cloglog")]. Significant relationships were inferred at $\alpha = 0.05$. The area under the ROC-curve plot (AUC) was used to assess the accuracy of model predictions (Fielding and Bell, 1997). AUC values usually range from 0.5 (random) to 1.0 (perfect) prediction. We did not include site and sessions as factors in the GLMs since our aim was to understand how cat diet varies according to habitat type and season, rather than between years or within habitat types.

3. Results

3.1. Overall patterns of feral cat diet in the New Caledonian biodiversity hotspot

Trophic analysis of the 5356 scats showed that feral cats preyed most strongly upon introduced rodents (FO = 78.2%) (Table 2), followed by squamates (42.8%) and arthropods (35.2%, mainly insects). Bird and bat remains were found in 18.0% and 2.7% of scats respectively, while fish remains were found in 1.9% of scats. Traces of anthropogenic refuse were found in only 2.9% of scats. 30.7% of scats were exclusively composed of rodent remains, while 21.8% contained

Table 1
Sampling details.

Habitat types	Study sites	Altitude range (m)	N cat scats/habitat	Path length/habitat (km)	Sampling effort (km-session)	N scats/km/session	Number of sessions
Dry forest	Gouaro Deva	1–35	1001	45.7	300.3	3.77	3
	Nekoro	1–120					4
	Pindaï	1–70					10
Humid forest	Grandes Fougères	340–680	833	20.9	205.8	4.10	9
	Mont Panié	560–1625					11
Limestone forest	Iles of Pines	1–260	251	37.7	196.0	1.40	4
	Lifou	3–55					5
	Ouvéa	1–30					6
Maquis mosaic	Bois du Sud	150–200	3271	162.5	1733.0	2.27	7
	Dzumac	200–980					11
	Kopéto	440–1000					13
	Plaine des lacs	200–600					7
	Rivière Bleue	145–220					9
	Tiébaghi	8–550					14
	Total	1–1625	5356	267	2435	2.88	113

Table 2
Overall diet composition of *Felis catus* on New Caledonia archipelago, expressed in frequency of occurrence (%FO) of prey categories found in cat scats from all study sites and habitats.

	Study sites														
	Gouaro Deva	Nékoro	Pindaï	Grandes Fougères	Mont Panié	Ile des Pins	Lifou	Ouvéa	Bois du Sud	Dzumacs	Kopéto	Plaine des Lacs	Rivière Bleue	Tiebaghi
Rodents (introduced mammals)	69.49	91.61	86.10	91.64	83.53	84.62	91.20	79.73	72.58	56.96	58.88	93.39	77.32	85.07
Bats (native mammals)	–	–	–	1.79	13.25	9.62	5.60	4.05	–	1.84	2.73	–	4.76	0.60
Birds	25.42	8.39	23.17	5.97	7.43	30.77	15.20	28.38	2.42	48.82	14.24	14.88	7.26	20.74
Squamates	65.54	50.97	56.80	46.27	56.83	34.62	17.60	64.86	31.45	32.55	43.28	30.58	31.97	35.44
Arthropods	64.97	35.48	29.45	15.52	16.06	21.15	15.20	18.92	29.03	22.83	71.75	27.27	30.39	31.75
Anthropogenic refuse	–	–	1.35	0.30	–	–	–	–	19.35	0.52	7.40	3.31	1.81	3.17

	Habitat/Season													
	Dry forest		Humid forest			Limestone forest			Maquis mosaic			Archipelago		
	Total	Dry	Wet	Total	Dry	Wet	Total	Dry	Wet	Total	Dry	Wet	Total	Dry	Wet
Rodents (introduced mammals)	84.02	86.82	79.70	86.79	88.51	83.92	86.45	84.08	90.43	73.56	75.11	71.22	78.17	79.89	75.53
Bats (native mammals)	–	–	–	8.64	8.24	9.32	5.98	6.37	5.32	1.83	2.09	1.45	2.74	2.89	2.51
Birds	21.28	20.43	22.59	6.84	5.17	9.65	22.31	27.39	13.83	19.54	16.11	24.66	18.02	15.71	21.57
Squamates	57.44	56.18	59.39	52.58	53.45	51.13	35.06	38.85	28.72	36.41	35.39	37.94	42.79	42.35	43.48
Arthropods	36.66	29.65	47.46	15.85	10.92	24.12	17.53	17.20	18.09	41.00	42.68	38.47	35.18	33.91	37.13
Anthropogenic refuse	0.90	1.48	–	0.12	–	0.32	–	–	–	4.43	3.57	5.73	2.89	2.43	3.60

no rodent remains (Fig. 2).

For example, in the limestone forest 40.2% of scats contained only rodent remains, 46.2% contained both rodent remains and native prey remains, while 13.5% contained only native prey remains (Fig. 2). In the maquis mosaic 30.2% of scats contained only rodent remains, 43.3% contained both rodent remains and native prey remains, while 26.4% contained only native prey remains (Fig. 2).

3.2. Patterns of predation on different prey types

The GLM describing prey occurrence in cat diet correctly predicted presence and absence (AUC ranging from 0.59 for squamates to 0.78 for arthropods) (Table A.2).

Introduced rodents were the predominant prey category found in the feral cat diet for all habitats and all seasons (Table 2, Table A.1). The effect of habitat was significant ($P < 0.001$) on introduced rodent FO, the highest FO for rodents being found in humid forests (86.8%) and the lowest FO being found in maquis mosaic (73.6%). The seasonal effect was significant ($P < 0.001$), with higher frequency found for the dry season (FO = 79.9%) (Table A.2).

Bat remains were found in cat scats in all habitats except the dry forest. The effect of *habitat* on occurrence of bat remains was significant ($P < 0.001$), the highest FO being found in humid forests (8.6%) and the lowest being found in dry forest and maquis mosaic (0% and 1.8 respectively). There was no effect of *season* on the FO of bats in cat diets ($P = 0.551$). Pteropodids were predominant among bat remains, composing 95.2% of the scats containing remains of identified bats. Three different Pteropodidae prey were identified: the Ornate Flying Fox (*Pteropus ornatus*), the Pacific Flying Fox (*Pteropus tonganus*) and the New Caledonia Flying Fox (*Pteropus vetulus*), found respectively in 1.53%, 0.28% and 0.04% of the total scats. Microchiroptera remains were exclusively found in maquis mosaic and in < 0.06% of the total scats (2.2% of the scats that contained bat remains).

Birds were consumed in all habitats. The effect of *habitat* ($P < 0.001$) on bird occurrence in the cat diet was significant, the highest FO being found in limestone forest (22.3%) and the lowest FO being found in the humid forest (6.8%). There was an effect of habitat*season ($P < 0.001$). The effect of season ($P < 0.001$) was significant, with higher frequency of birds found for the wet season (21.6%). Procellariiformes were the predominant bird prey (mean FO: 7.5%, highest FO in maquis mosaic and dry forest with 9.8%, 6.8% respectively). Three different species were found: the Tahiti petrel (*Pseudobulweria rostrata*), the Wedge-tailed shearwater (*Ardenna pacifica*), and Gould's petrel (*Pterodroma leucoptera*), respectively in 3.4%, 1.4% and 0.2% of scats. Moreover, 2.5% of scat samples contained Procellariiforme remains that could not be distinguished as either Tahiti or Gould's petrel. Passeriformes were identified in cat scats from all four habitats (mean FO = 1.9%), while Psittaciformes were found exclusively in limestone forest (0.8%, n = 2) and maquis mosaic study sites (0.06%, n = 2). Surprisingly, no remains of either the adult or young Kagu (*Rhynochetus jubatus*), a flightless New Caledonian endemic bird, were found anywhere including in the 776 feral cat scats collected within the two major bastions of this species ("Grandes Fougères" and "Rivière Bleue" areas).

Squamates were the second most predominant prey category found in cat scats for all habitats and all sampling periods. The effect of *habitat* ($P < 0.001$) was significant, the highest FO being found in the dry and humid forests (57.4% and 52.6% respectively), and the lowest FO being found in limestone forest (35.1%). There was no effect of *season* on the FO of squamates in cat diets ($P = 0.327$). Skinks were predominant among squamate remains in cat scats from all habitats and all sampling periods. The highest FO was found in the dry and humid forests (53.2% and 48% respectively). Our study sites host 45 different skink species, 33 of which were present in our scat samples (Fig. 3). Feral cats preyed upon a larger number of skink species in the maquis mosaic (23 out of 33 species present) and humid forests (16 out of 18 species present).

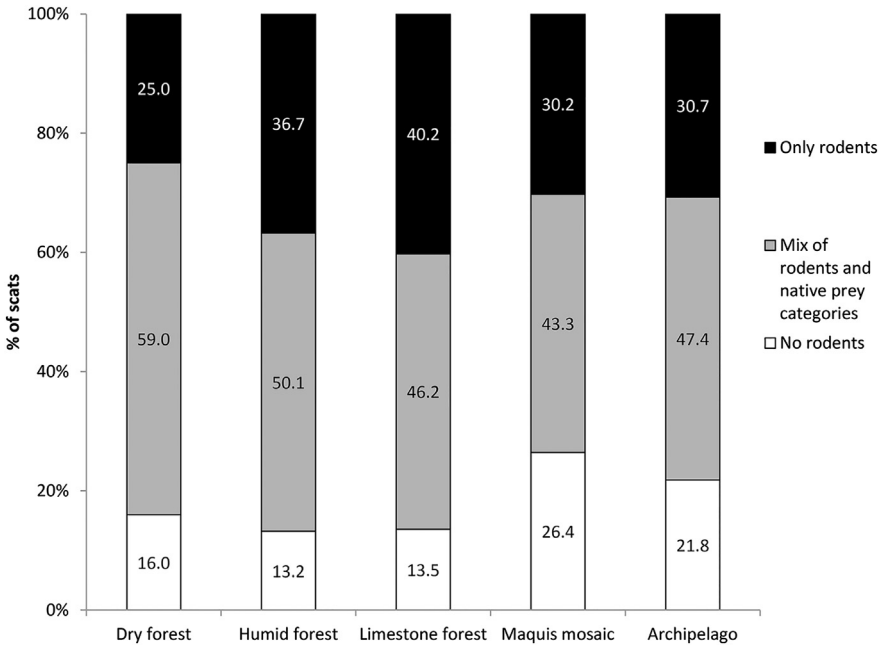


Fig. 2. Percentage of scats containing only rodent remains (black portion), no rodent remains but remains of the 4 other categories (white portion), a mix of both rodent remains and remains of at least 1 of the 4 other categories (grey portion).

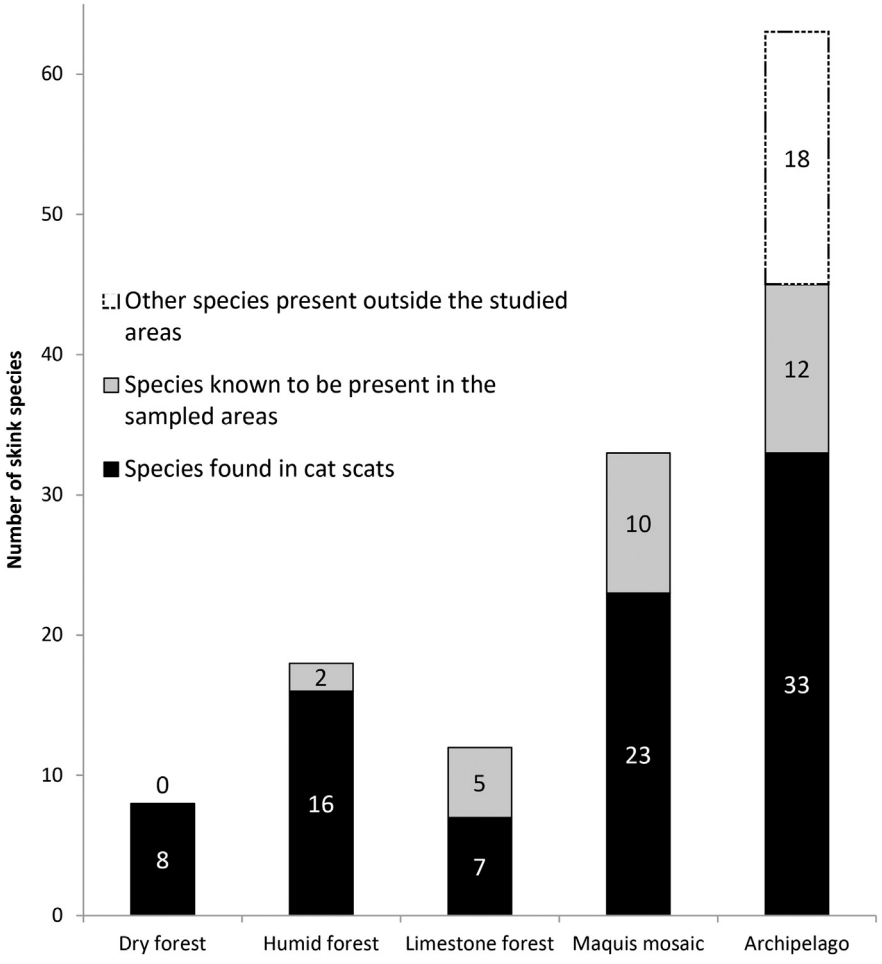


Fig. 3. Species found in cat scats (black portion), and known to be present in the sampled areas (grey portion), in the different studied habitats.

Conversely, gecko species were rarely found in the sampled cat scats, whatever the habitat and sampling period (mean FO = 3%) and only two genera were identified (out of 7 endemics).

Arthropods (mainly insects) frequently fell prey to feral cats in all habitats and all seasons. The effect of habitat was significant ($P < 0.001$), the highest FO of arthropods in cat scats being found in the maquis mosaic (41.0%) and the lowest being found in the humid forest (15.8%). There was an effect of *habitat*season* ($P < 0.001$), and

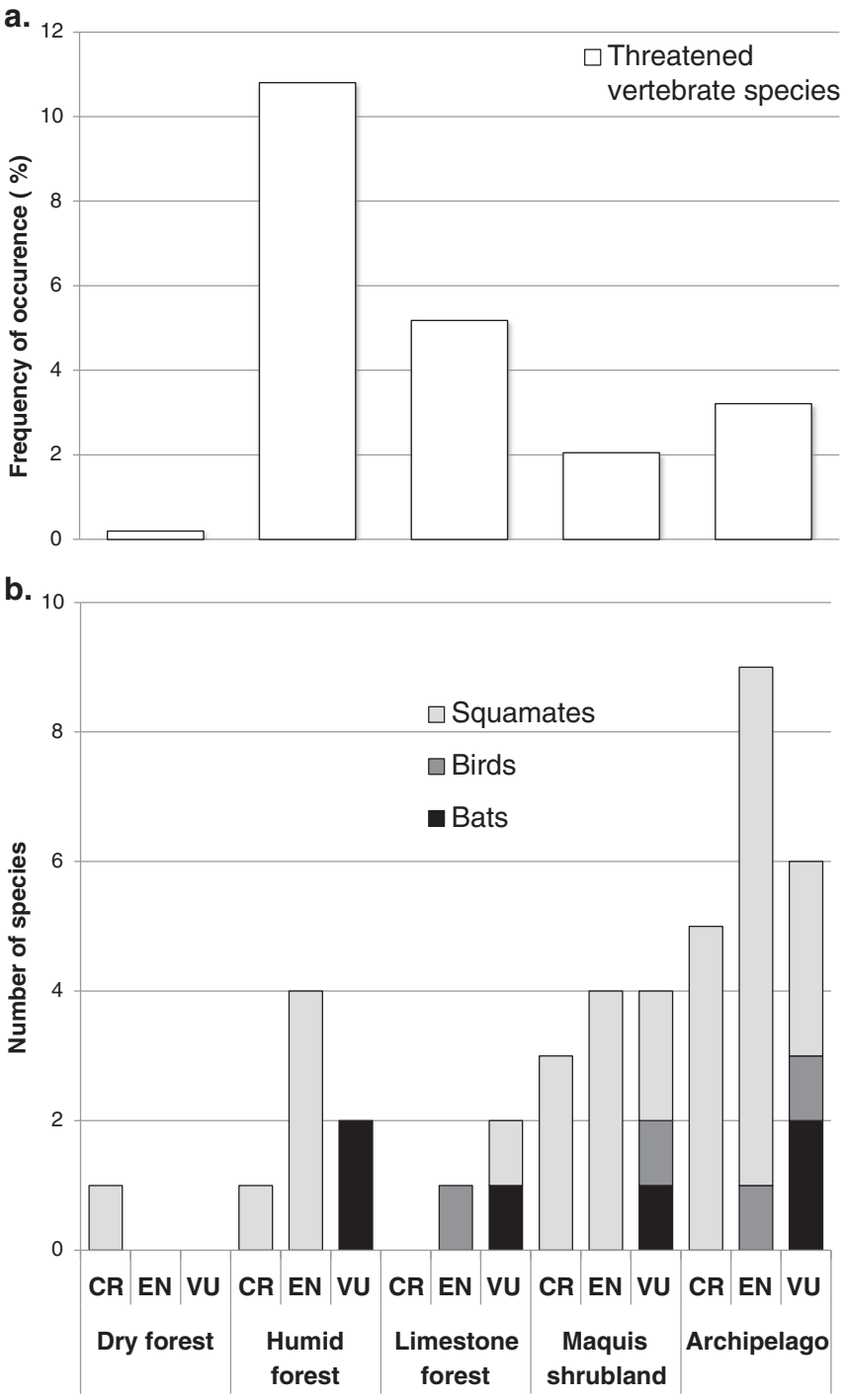


Fig. 4. Threatened vertebrate species preyed upon by feral cats in New Caledonia: a) Frequency of cat scats containing remains of at least one IUCN Red-listed species, b) Number of threatened species preyed upon by feral cats and their IUCN Red List status: "CR": Critically Endangered; "EN": Endangered; "VU": Vulnerable.

no effect of season on the FO of arthropods in cat diets (P = 0.06).

3.3. Threatened species found in feral cat diet

We identified a minimum of 44 native vertebrate species in the diet of feral cats: 3 bat species, 6 bird species, 2 gecko species, and 33 skink species (Table A.1). They included 20 IUCN Red-listed threatened species (2 flying fox species, 16 skinks, 1 seabird, 1 parakeet), comprised of 5 CR, 9 EN, and 6 VU species (underlined in Table A.1), all strictly endemic at species level, except Gould's petrel (endemic at subspecies level). By habitat, the number of IUCN Red-listed threatened species predated by feral cats was 11 for the maquis mosaic, 7 for the humid forest, 3 for the limestone forest and 1 for the dry forest (Fig. 4). The most frequent occurrence of threatened species remains in the cat diet was found in the humid forest (FO = 10.8%), with a significant effect of *habitat* (P < 0.001). The *seasonal* effect was significant (P < 0.01), the highest FO being found during the dry season (3.76%). The GLM describing threatened species occurrence in cat diet correctly predicted presence and absence (AUC = 0.76) (Table A.2).

4. Discussion

With 14 different study sites in the same biodiversity hotspot and > 5300 scats collected and analyzed, this study constitutes, to the best of our knowledge, the largest original study devoted to feral cat diet analysis on islands to date. Although the abundance of cat scats and

the sampling effort differed (Table 1), our extensive sampling showed that feral cats have invaded the whole archipelago and are present all year round even in the most remote habitats. No cat diet study had previously been conducted in New Caledonia, despite the fact that it hosts > 128 endemic vertebrates, of which 82 are endangered species, and that most are known to be potential prey for cats. This study bridges a major gap by considering the feral cat diet at the scale of a whole biodiversity hotspot of prime importance in the tropical Pacific region.

4.1. Overall cat diet

As traces of anthropogenic refuse and/or industrial food were only found in 2.9% of cat scats, we assumed that most of our samples came from feral cats living independently of human feeding.

Rodent remains were found in 78.2% of feral cat scat samples. This abundant food resource can help sustain feral cat abundance at a high level, thereby exacerbating predation pressure on native wildlife via the "hyperpredation" process (Courchamp et al., 1999; Ringler et al., 2015). This result is consistent with the FO found by Bonnaud et al. (2011) (44.05 ± 28.3, 55 studies) in their review of the cat diet on islands worldwide.

Apart from rodents that constituted the basis of cat diet in New Caledonia, we found that feral cats fed on a wide range of prey, from small insects to medium-sized birds and mammals (at least 44 species). This result is unsurprising, since feral cats are known to be highly generalist predators (e.g. Doherty et al., 2015a; Peck et al., 2008; Turner and Bateson, 2014). Interestingly, however, this study revealed some rather atypical patterns of predation on native, endemic and threatened species. Notably, we showed that squamates were the primary native prey category in cat diet (42.8% and at least 35 species preyed). This result is consistent with the conclusion given by Bonnaud et al. (2011), showing a negative correlation between reptile consumption and latitude. In New Caledonia, squamates are preyed upon by cats at a higher rate (in FO) than in most islands worldwide, probably due to their high abundance and high species richness (Bauer et al., 2012a; Skipwith et al., 2016; Smith et al., 2007). For example, in Bonnaud et al. (2011) and Doherty et al. (2015a) squamates were found in 34.52 ± 5.22% (15 studies) and in 24.00 ± 3.03% (49 studies) of cat scats respectively. In addition, we observed that 32.5% of scats that contained squamate remains contained more than one individual (on average 1.61 ± 1.45 individuals minimum/scat and ranging between 1 and 29 individuals minimum/scat).

Surprisingly, geckos did not seem to feature in the feral cat diet (FO = 3%) despite their high species richness and abundance in New Caledonia (Skipwith et al., 2016). However, most feral cat diet studies finding high FO of gecko remains were based on gut and stomach contents rather than scat analysis (e.g. Seabrook, 1990; Tidemann et al., 1994). It may be that gecko predation is underestimated in cat scat studies, since few gecko remains are identifiable once the entire digestion process is complete (Zarzoso-lacoste et al., 2016). This contrasts with skinks, whose scales are resistant to digestive transit and conserve most of their diagnostic characteristics (Jourdan et al., 2014).

Another noteworthy finding on feral cat impact in New Caledonia is the high level of predation on bats (mostly flying foxes) that occurred all year round. Substantial flying fox remains were found in the feral cat diet in three of the four study habitats and nine of the 14 sampling sites. The FO of flying fox remains was often high, with for example 13.1% for one humid forest site. Cat predation on bats is only rarely or marginally reported in diet studies (e.g. Scrimgeour et al., 2012; Doherty et al., 2015a), and predation specifically on flying foxes, as far as we know, in only two studies (Tidemann et al., 1994; Christmas island Australia–predation event-; Vincenot et al., 2015, Japan-potential predation-). The consequences of such predation can be particularly harmful, as flying foxes (i) have few natural predators and consequently present naive behavior, and (ii) are long-lived species with particularly high adult mortality (Voigt and Kingston, 2016). The magnitude of this predation and its impact on flying fox population dynamics has yet to be explored.

The FO of bird remains in feral cat scats (18%) was lower than those generally reported in other studies. Indeed, reviews by Bonnaud et al. (2011) and Doherty et al. (2015a) indicated an average FO for bird remains of respectively 31.93 ± 2.85% (41 studies) and 26.93 ± 2.49% (49 studies). The seasonal pattern for cats' diet was mainly driven by a higher predation on birds during the wet season that is mainly linked with higher seabird presence during the breeding season that occurs between October and May for *Ardenna pacifica* (unpublished results) and *Pterodroma leucoptera* (Bretagnolle and Villard, 2007). When seabirds (petrels and shearwaters) were present at our study sites, predation by feral cats was particularly frequent (e.g. FO 38.3% for one of our maquis mosaic mountain sites), with seabirds the main secondary prey after introduced rodents (Keitt et al., 2002; Bonnaud et al., 2015). Tahiti and Gould's petrels were frequently found in the cat diet (FO of remains in cat scats sometimes exceeding 7.9%), although colony locations and size and status of populations remain largely unknown. Cats are efficient predators that can kill both adults and chicks of most small or medium-sized species of seabirds. Procellariides' naive and clumsy behavior when on the ground makes them particularly vulnerable to introduced predators (Bourgeois and Vidal, 2008; Hilton and Cuthbert, 2010). Due to their long lifespans, low reproductive rates and delayed maturity, the population dynamics of these seabird species is particularly sensitive to adult mortality (e.g. Le Corre, 2008). The feral cat's impact on these seabirds simply adds to the other anthropogenic threats these species face, both on land (breeding habitat degradation due to mining activities, artificial light, other invasive predators, etc.) and at sea ('by-catches' in fishing operations, marine resource depletion, global change consequences, etc.) (e.g. Croxall et al., 2012).

Counter-intuitively, the analysis of 776 feral cat scats collected at two different sites harboring high Kagu densities did not reveal any predation on this endangered and iconic flightless New Caledonian bird. Feral cats have been directly responsible for the extinction of numerous bird species (e.g. Doherty et al., 2016b), especially small and medium-sized flightless island bird species, generally considered highly vulnerable to introduced alien predators (Roots, 2006). Although the Kagu is within the size and weight ranges of feral cat prey (Bonnaud et al., 2011), we hypothesize that the Kagu may have developed efficient defensive behavior (Hunt et al., 1996), which could explain why no cat predation was detected.

It was not possible to be as accurate in identifying arthropod prey species because of the high diversity of this group and taxonomic uncertainties. However, feral cats appear to have preyed upon a large range of arthropods, from small cicada to large crustaceans, with an overall mean FO of 35.2% comparable to the FO found by Doherty et al., 2015a (average FO for arthropods remains of 36.15 ± 2.78%). As shown in several studies (Bonnaud et al., 2011; Doherty et al., 2015a; Konecny, 1987; Medina and Garcia, 2007), insects were the main arthropod prey, especially Coleoptera, Orthoptera, Hemiptera, Hymenoptera and Phasmatodea. Arthropods are more preyed upon by cats during the wet season whatever the habitat, except for maquis mosaic habitat. However for maquis mosaic FOs of arthropods in cat diet were particularly high for both seasons compared with others studied habitats. As maquis mosaic habitat on ultramafic soils showed lower productivity and lower resources availability (Barré et al., 2010), especially during the dry season, cats switch to alternative and secondary resources resulting in higher predation on arthropods.

Genetic analysis of gut/scat contents (e.g. barcoding) would likely improve identification of the most cryptic prey and of prey groups, like geckos, with few identifiable post-digestion remains (Zarzoso-lacoste et al., 2016). It would also make it possible to distinguish between species indistinguishable by macroscopic analysis, such as *Pterodroma leucoptera*/*Pseudobulweria rostrata* and *Pteropus tonganus*/*Pteropus vetulus*.

4.2. Unprecedented numbers of threatened species in cat diet

Feral cats in New Caledonia were here shown to prey upon at least 20 IUCN globally threatened mammal (2), squamate (16) and bird (2) species. Bonnaud et al. (2011) and Doherty et al. (2015a) listed 29 and 16 IUCN threatened species predated by feral cats. While our sampling effort was extensive, this impact is even likely to have been underestimated: our geographic range did not cover the distribution areas of some highly restricted endemic species, yet feral cats appear to roam even in the most remote places.

Therefore this study adds at least 44% to the number of IUCN threatened species found in feral cat diet studies on islands (including Australia). It shows that New Caledonia hosts 30.8% of the IUCN threatened species revealed by diet studies of feral cats on the world's islands. Representing only 0.12% of the world's island land area, the New Caledonian archipelago is the smallest biodiversity hotspot on earth. The greatly underestimated impact it faces from feral cats is therefore unacknowledged and disproportionate. Although feral cats are known to be among the most damaging species introduced to islands (Doherty et al., 2016b), their global impact on insular fauna has so far been underestimated due to the lack of studies on islands with high biodiversity value. This intensive assessment of the feral cat threat to New Caledonian biodiversity argues strongly for investigating the feral cat diet and impacts on other islands that harbor high biodiversity and endemism rates but where there have been few or no investigations, especially in the Pacific: Polynesian, Micronesian and Melanesian islands (Bonnaud et al., 2011; Nogales et al., 2013).

4.3. Conservation and management implications

Feral cats are known to have contributed significantly to island vertebrate extinctions and declines worldwide (Doherty et al., 2016b; Medina et al., 2011; Woinarski et al., 2015). Understanding and reducing their impacts is thus considered essential for threatened and endemic species conservation; cat population management has generally involved reducing populations through lethal operations (Keitt et al., 2011; Russell et al., 2016). Effective feral cat management (especially eradications) on numerous islands generally has positive effects on native biodiversity conservation (e.g. Jones et al., 2016). Although recent actions succeeded in eradicating cats from large uninhabited islands (Dirk Hartog island: 62,000 ha, Marion island: 29,000 ha) (Campbell et al., 2011; Parkes et al., 2014), such an outcome is currently unachievable for even larger islands like the New Caledonian main island (1.66 million ha) and most of its principal satellite islands. Furthermore, the companion status of domestic cats, and the human presence on most New Caledonian islands, create additional constraints and obstacles for eradication or large-scale control of feral cats (e.g. Glen et al., 2013).

New Caledonia is a small, emancipated insular country with limited resources, not yet fully committed to and experienced in invasive predator management (Beauvais et al., 2006). However, an action plan is currently being drawn up by the local environmental authorities, and the results of this study prompted them to list feral cats among the top-five priority species for future management in New Caledonia. Given the limited resources available for conservation programs and the high costs associated with lethal control of invasive predators, we recommend that future actions be prioritized based on the urgency of conservation situations (most impacted and endangered native species). The first target should be geographical areas of manageable size already offering some management facilities and support (e.g. protected or managed natural areas with competent staff and conservation means). Our findings show that feral cats affect a wide range of threatened species in New Caledonia in various habitats. However, they indicate that cat predation upon IUCN-listed threatened species is more intensive and wide-ranging in maquis mosaic and humid forest habitats. Consequently, we recommend that feral cat management actions be conducted on sites key to threatened species conservation, i.e. in humid and maquis mosaic habitats, particularly areas with abundant flying-fox rookeries, petrel colonies and micro-endemic endangered squamate populations. As the maquis mosaic habitat is used extensively for mining activities (Pascal et al., 2008), such cat control programs could be implemented and funded under a biodiversity offsetting approach (Holmes et al., 2016).

We also recommend preventing cat arrival in the rare remaining areas not yet colonized, namely some isolated or near-shore islets (Doherty et al., 2016a), which often constitute unique refuges for endangered fauna. Other islets harboring small feral cat populations might also be good candidates for future, fairly straightforward eradication projects coupled with subsequent biosecurity measures.

In addition to 'classical' lethal actions (control or eradication), alternative management approaches recently developed elsewhere should be considered for inclusion in the New Caledonian feral cat management strategy currently being elaborated, especially exclusion fencing. Finally, cost-benefit analyses could go a long way towards optimizing management strategy and conservation gains from the actions to be implemented (Doherty and Ritchie, 2017).

Acknowledgements

This study was funded by the Province Nord (Contracts No. 12C240, 13C375, 14C330, 15C331), Province des Îles (Contract No. 209/2014), Province Sud (Contracts No. C276-12, C283-12, C588-13), SLN Nickel (Contracts No. 11-171, DE2015-001), CNRT Nickel (Contract No. 08NRT.IRD/Rmine), CEN (Contract No. I345/2012/CEN). We are very grateful to civil and traditional customary authorities and landowners for allowing us to conduct this research in their respective areas, especially Parc Provincial de la Rivière Bleue, Parc des Grandes Fougères, Réserve Botanique de la chute de la Madeleine, Réserve Naturelle du Mont Panié, GDPL Bomene Tapu, Île des Pins, Ouvéa, Lifou, Mine de Tiébaghi, Mine de Kopéto. We are also very grateful to Dayu Biik (Association pour la Conservation en co-gestion du Mont Panié), ASBO (Association pour la Sauvegarde de la Biodiversité d'Ouvéa) and numerous colleagues and students for providing invaluable support in fieldwork and sampling. We thank Marjorie Sweetko for improving the English of the manuscript.

Role of the funding source

Funding sources for this study were local public or private institutions in charge of environment and biodiversity in New Caledonia. Study sites selection was made jointly with these institutions, but funding sources have had no other role in the study design, sample analysis, interpretation of data or writing of the manuscript neither in the decision to submit it for publication.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary methodology associated with this article can be found in the online version, at doi: http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.003. These appendices contain details of methods used to determine prey remains (Appendix 1), detailed descriptions of the 4 studied habitats (Appendix 2), detailed overall diet composition of *Felis silvestris catus* (Appendix 3), Generalized Linear Model (GLM) results and AUC values (Appendix 4), and Generalized Linear Model (GLM) parameters and results by modality for each effect (Appendix 5).

References

Barré, N., Hebert, O., Aublin, R., Spaggiari, J., Chartendrault, V., Baillon, N., Le Bouteiller, A., 2009. Troisième complément à la liste des oiseaux de Nouvelle-Calédonie. Alauda 77, 287–302.

Barré, N., Chazeau, J., Jourdan, H., 2010. La faune des milieux sur roches ultramafiques.

In: L'Huilier, L., Jaffré, T., Wulff, A. (Eds.), Mines et Environnement en Nouvelle-Caledonie: les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration. Editions IAC, Nouméa, pp. 105–128.
Bauer, A.M., Jackman, T.R., Sadlier, R.A., Whitaker, A.H., 2012a. Revision of the giant geckos of New Caledonia (Reptilia: Diplodactylidae: *Rhacodactylus*). Zootaxa 3404, 1–52.
Bauer, A.M., Sadlier, R.A., Jackman, T.R., Shea, G., 2012b. A new member of the Bavayia cyclura species group (Reptilia: Squamata: Diplodactylidae) from the southern ranges of New Caledonia. Pac. Sci. 66, 239–247. http://dx.doi.org/10.2984/66.2.10.
Beauvais, M.-L., Coléno, A., Jourdan, H., 2006. Invasive Species in the new Caledonian Archipelago: A Major Economic and Environmental Hazard. Collection Expertise Collégiale, IRD Editions, Paris, France, pp. 259.
Blackburn, T.M., Cassey, P., Duncan, R.P., Evans, K.L., Gaston, K.J., 2004. Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. Science 305, 1955–1958. http://dx.doi.org/10.1126/science.1101617.
Bonnaud, E., Bourgeois, K., Vidal, E., Kayser, Y., Tranchant, Y., Legrand, J., 2007. Feeding ecology of a feral cat population on a small Mediterranean island. J. Mammal. 88, 1074–1081. http://dx.doi.org/10.1644/06-MAMM-A-031R2.1.
Bonnaud, E., Medina, F.M., Vidal, E., Nogales, M., Tershy, B., Zavaleta, E., Donlan, C.J., Keitt, B., 2011. The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. Biol. Invasions 13, 581–603. http://dx.doi.org/10.1007/s10530-010-9851-3.
Bonnaud, E., Palmas, P., Bourgeois, K., Ollier, S., Zarzoso-Lacoste, D., Vidal, E., 2015. Island specificities matter: cat diet differs significantly between islands of a major breeding archipelago for a vulnerable endemic seabird. Biol. Invasions 17, 2927–2941. http://dx.doi.org/10.1007/s10530-015-0921-4.
Bourgeois, K., Vidal, E., 2008. The endemic Mediterranean yelkouan shearwater *Puffinus yelkouan*: distribution, threats and a plea for more data. Oryx 42, 187–194. http://dx.doi.org/10.1017/S0030605308006467.
Bretagnolle, V., Villard, P., 2007. Le Pétrel de la Chaîne *Pterodroma* (*leucoptera*?) *caledonica*, Synthèse des connaissances acquises entre 1994 et 2007. Unpublished report. Province Sud/Centre d'études Biologiques de Chizé (54p).
Campbell, K.J., Harper, G., Algar, D., Hanson, C.C., Keitt, B.S., Robinson, S., 2011. Review of feral cat eradications on islands. In: Veitch, C.R., Clout, M.N., Towns, D.R. (Eds.), Island Invasives: Eradication and Management. IUCN, Gland, Switzerland, pp. 37–46 (and Auckland, New Zealand: CBB).
Clavero, M., Garcia-Berthou, E., 2005. Invasive Species are a Leading Cause of Animal Extinctions. vol. 20. pp. 110. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2005.01.003.
Courchamp, F., Langlais, M., Sugihara, G., 1999. Control of rabbits to protect island birds from cat predation. Biol. Conserv. 89, 219–225. http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00131-1.
Courchamp, F., Chapuis, J.-L., Pascal, M., 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. Biol. Rev. Camb. Philos. Soc. 78, 347–383.
Croxall, J.P., Butchart, S.H.M., Lascelles, B.E.N., Stattersfield, A.J., Sullivan, B.E.N., Symes, A., Taylor, P., 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. Bird Conserv. Int. 22, 1–34.
Doherty, T.S., Ritchie, E.G., 2017. Stop jumping the gun: a call for evidence-based invasive predator management. Conserv. Lett. 10, 15–22. http://dx.doi.org/10.1111/conl.12251.
Doherty, T.S., Davis, R.A., van Etten, E.J.B., Algar, D., Collier, N., Dickman, C.R., Edwards, G., Masters, P., Palmer, R., Robinson, S., 2015a. A continental-scale analysis of feral cat diet in Australia. J. Biogeogr. 42, 964–975. http://dx.doi.org/10.1111/jbi.12469.
Doherty, T.S., Dickman, C.R., Nimmo, D.G., Ritchie, E.G., 2015b. Multiple threats, or multiplying the threats? Interactions between invasive predators and other ecological disturbances. Biol. Conserv. 190, 60–68. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.013.
Doherty, T.S., Dickman, C.R., Johnson, C.N., Legge, S.M., Ritchie, E.G., Woinarski, J.C.Z., 2016a. Impacts and management of feral cats *Felis catus* in Australia. Mammal Rev. 1–15. http://dx.doi.org/10.1111/mam.12080.
Doherty, T.S., Glen, A.S., Nimmo, D.G., Ritchie, E.G., Dickman, C.R., 2016b. Invasive predators and global biodiversity loss. Proc. Natl. Acad. Sci. 113, 11261–11265. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1602480113.
Driscoll, C.A., Menotti-Raymond, M., Roca, A.L., Hupe, K., Johnson, W.E., Geffen, E., Harley, E.H., Delibes, M., Pontier, D., Kitchener, A.C., Yamaguchi, N., O'brien, S.J., Macdonald, D.W., 2007. The near eastern origin of cat domestication. Science 317, 519–523. http://dx.doi.org/10.1126/science.1139518.
Dubois, J., Guillon, J.H., Launay, J., Recy, J., Trescases, J.J., 1973. In: Coleman, P.J. (Ed.), The Western Pacific: Island Arcs, Marginal Seas, Geochemistry. University of Western Australia Press, Perth, pp. 223–235.
Fawcett, T., 2006. An introduction to ROC analysis. Pattern Recogn. Lett. 27, 861–874. http://dx.doi.org/10.1016/j.patrec.2005.10.010.
Fielding, A.H., Bell, J.F., 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Environ. Conserv. 24, 38–49.
Glen, A.S., Pech, R.P., Byrom, A.E., 2013. Connectivity and invasive species management: towards an integrated landscape approach. Biol. Invasions 15, 2127–2138. http://dx.doi.org/10.1007/s10530-013-0439-6.
Grandcolas, P., Murienne, J., Robillard, T., Desutter-Grandcolas, L., Jourdan, H., Guilbert, E., Deharveng, L., 2008. New Caledonia: a very old Darwinian island? Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B Biol. Sci. 363, 3309–3317. http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2008.0122.
Hand, S.J., Grant-mackie, J.A., 2011. Late-Holocene bats of Mé Auré Cave, New Caledonia: evidence of human consumption and a new species record from the recent past. The Holocene 22, 79–90. http://dx.doi.org/10.1177/0959683611409783.
Hilmer, S.S., Algar, D., Johnston, M., 2010. Opportunistic observation of predation of Loggerhead turtle hatchlings by feral cats on Dirk Hartog Island, Western Australia. J. R. Soc. West. Aust. 93, 141–146.
Hilton, G.M., Cuthbert, R., 2010. The catastrophic impact of invasive mammalian predators on birds of the UK Overseas Territories: a review and synthesis. Ibis 152, 443–458. http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01031.x.
Holmes, N.D., Howald, G.R., Wegmann, A.S., Donlan, C.J., Finkelstein, M., Keitt, B., 2016. The potential for biodiversity offsetting to fund invasive species eradications on islands. Conserv. Biol. 30, 425–427. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12641.
Hu, Y., Hu, S., Wang, W., Wu, X., Marshall, F.B., Chen, X., Hou, L., 2014. Earliest evidence for commensal processes of cat domestication. Proc. Natl. Acad. Sci. 111, 116–120. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1311439110.
Hunt, G.R., Hay, R., Veltman, C.J., 1996. Multiple Kagu *Rhynochetos jubatus* deaths caused by dog attacks at a high-altitude study site on Pic Ningua, New Caledonia. Bird Conserv. Int. 6, 295–306. http://dx.doi.org/10.1017/S0959270900001775.
Isnard, S., L'huillier, L., Rigault, F., Jaffré, T., 2016. How did the ultramafic soils shape the flora of the New Caledonian hotspot? Plant Soil 403, 53–76. http://dx.doi.org/10.1007/s11104-016-2910-5.
IUCN, 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-3. http://www.iucnredlist.org (Downloaded on 07 December 2016).
Jones, H.P., Holmes, N.D., Butchart, S.H., Tershy, B.R., Kappes, P.J., Corkery, I., Aguirre-Muñoz, A., Armstrong, D.P., Bonnaud, E., Burbidge, A.A., Campbell, K., 2016. Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. Proc. Natl. Acad. Sci. 113, 4033–4038.
Jourdan, H., Brescia, F., Vidal, E., 2014. Impact des espèces invasives sur les reptiles des massifs miniers. In: Scientific Report CNRT/IRD/IAC, (91 pp.).
Keitt, B.S., Wilcox, C., Tershy, B.R., Croll, D.a., Donlan, C.J., 2002. The effect of feral cats on the population viability of black-vented shearwaters (*Puffinus opisthomelas*) on Natividad Island, Mexico. Anim. Conserv. 5, 217–223. http://dx.doi.org/10.1017/S1367943002002263.
Keitt, B., Campbell, K., Saunders, A., Clout, M., Wang, Y., Heinz, R., Newton, K., Tershy, B., 2011. The global islands invasive vertebrate eradication database: a tool to improve and facilitate restoration of island ecosystems. In: Veitch, C.R., Clout, M.N., Towns, D.R. (Eds.), Island Invasives: Eradication and Management. International Union for Conservation of Nature, pp. 74–77.
Konecny, M.J., 1987. Food habits and energetics of feral house cats in the Galápagos Islands food habits and energetics of feral house cats in the Galapagos Islands. Oikos 50, 24–32.
Le Corre, M., 2008. Conservation biology: cats, rats and seabirds. Nature 451, 134–135.
Medina, E.M., Garcia, R., 2007. Predation of insects by feral cats (*Felis silvestris catus* L., 1758) on an oceanic island (La Palma, Canary Islands). J. Insect Conserv. 11, 203–207.
Medina, F.M., Bonnaud, E., Vidal, E., Tershy, B.R., Zavaleta, E.S., Josh Donlan, C., Keitt, B.S., Corre, M., Horwath, S.V., Nogales, M., 2011. A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. Glob. Chang. Biol. 17, 3503–3510. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02464.x.
Mittermeier, R.A., Turner, W., Larsen, F., Brooks, T., Gascon, C., 2011. In: Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.), Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. Biodiversity Hotspots, Berlin, Germany, pp. 3–22.
Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403, 853–858.
Nogales, M., Vidal, E., Medina, F.M., Bonnaud, E., Tershy, B.R., Campbell, K.J., Zavaleta, E.S., 2013. Feral cats and biodiversity conservation: the urgent prioritization of island management. Bioscience 63, 804–810.
Parkes, J., Fisher, P., Robinson, S., Aguirre-Muñoz, A., 2014. Eradication of feral cats from large islands: an assessment of the effort required for success. N. Z. J. Ecol. 38, 307–314.
Pascal, M., Barré, N., de Garine-Wichatitsky, M., Lorvelec, O., Frétey, T., Brescia, F., Jourdan, H., 2006. Les peuplements néo-calédoniens de vertébrés: invasions, disparitions. In: Beauvais, M.L., Coléno, A., Jourdan, A. (Eds.), Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien. IRD Éditions (collection Expertise Collégiale), Paris, pp. 111–162 ((coords):).
Pascal, M., Forges, B.R.D.E., Le Guyader, H., Simberloff, D., 2008. Mining and other threats to the New Caledonia biodiversity hotspot. Conserv. Biol. 22, 498–499. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00889.x.
Peck, D.R., Faulquier, L., Pinet, P., Jaquemet, S., Corre, M. Le, 2008. Feral cat diet and impact on sooty terns at Juan de Nova Island, Mozambique Channel. Anim. Conserv. 11, 65–74. http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-1795.2007.00153.x.
R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org/.
Recio, M.R., Seddon, P.J., Moore, A.B., 2015. Niche and movement models identify corridors of introduced feral cats infringing ecologically sensitive areas in New Zealand. Biol. Conserv. 192, 48–56. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.09.004.
Ringler, D., Russell, J.C., Le Corre, M., 2015. Trophic roles of black rats and seabird impacts on tropical islands: mesopredator release or hyperpredation? Biol. Conserv. 185, 75–84. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.014.
Roots, C., 2006. Flightless Birds. Greenwood Press, Westport, Conn (235 pp.).
Russell, J.C., Jones, H.P., Armstrong, D.P., et al., 2016. Importance of lethal control of invasive predators for island conservation. Conserv. Biol. 30, 670–672. http://dx.doi.org/10.1111/cobi12666.
Sadlier, R.A., Whitaker, T., Wood, P.L., Bauer, A.M., 2012. A new species of scincid lizard in the genus *Caledoniscincus* (Reptilia: Scincidae) from northwest New Caledonia. Zootaxa 3229, 47–57.
Sadlier, R.A., Bauer, A.M., Wood, P.L.J., Smith, S.A., Jackman, T.R., 2013. A new species of lizard in the genus *Caledoniscincus* (Reptilia: Scincidae) from southern New Caledonia and a review of *Caledoniscincus atropunctatus* (Roux). Zootaxa 3694, 501–524. http://dx.doi.org/10.2984/1534-6188(2008)62[247:ANSSOB]2.0.CO;2.
Sadlier, R.A., Bauer, A.M., Smith, S.A., Shea, G.M., Whitaker, A.H., 2014a. High elevation

endemism on New Caledonia's ultramafic peaks - a new genus and two new species of scincid lizard. Mém. Mus. Natl. Hist. Nat. 206, 115–125.
Sadlier, R.A., Shea, G.M., Jourdan, H., Whitaker, A.H., Bauer, A.M., 2014b. The New Caledonian leopard skink *Lacertoides pardalis* (Reptilia: Scincidae); a review of the species' morphology, distribution, behavior and conservation. Mém. Mus. Natl. Hist. Nat. 206, 31–44.
Sadlier, R.A., Bauer, A.M., Wood, P.L.J., Smith, S.A., Whitaker, A.H., Jackman, T.R., 2014c. Cryptic speciation in the New Caledonian lizard genus *Nannoscincus* (Reptilia: Scincidae) including the description of a new species and recognition of *Nannoscincus fuscus* Günther. Mém. Mus. Natl. Hist. Nat. 206, 45–68.
Sadlier, R.A., Bauer, A.M., Wood, P.L.J., Smith, S.A., Whitaker, A.H., Jourdan, H., Jackman, T.R., 2014d. Localized endemism in the southern ultramafic bio-region of New Caledonia as evidenced by the lizards in the genus Sigaloseps (Reptilia: Scincidae), with descriptions of four new species. Mém. Mus. Natl. Hist. Nat. 206, 13–30.
Sax, D., Gaines, S., 2008. Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. Proc. Natl. Acad. Sci. 105, 11490–11497.
Scrimgeour, J., Beath, A., Swanney, M., 2012. Cat predation of short-tailed bats (*Mystacina tuberculata rhyocobia*) in Rangataua Forest, Mount Ruapehu, Central North Island. New Zeal. J. Zool. 39, 257–260. http://dx.doi.org/10.1080/03014223.2011.649770.
Seabrook, W., 1990. The impact of the feral cat (*Felis catus*) on the native fauna of Aldabra Atoll, Seychelles [Indian Ocean]. Rev. Ecol. (Terre Vie) 45, 135–146.
Skipwith, P.L., Bauer, A.M., Jackman, T.R., Sadlier, R.A., 2016. Old but not ancient: coalescent species tree of New Caledonian geckos reveals recent post-inundation diversification. J. Biogeogr. 43, 1266–1276. http://dx.doi.org/10.1111/jbi.12719.
Smith, S.A., Sadlier, R.A., Bauer, A.M., Austin, C.C., Jackman, T., 2007. Molecular phylogeny of the scincid lizards of New Caledonia and adjacent areas: evidence for a single origin of the endemic skinks of Tasmantis. Mol. Phylogenet. Evol. 43, 1151–1166. http://dx.doi.org/10.1016/j.ympev.2007.02.007.
Tershy, B.R., Shen, K.-W., Newton, K.M., Holmes, N.D., Croll, D.A., 2015. The importance of islands for the protection of biological and linguistic diversity. Bioscience 75, 592–597. http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biv031.
Tidemann, C.R., Yorkston, H.D., Russack, A.J., 1994. The diet of cats, *Felis catus*, on Christmas Island, Indian Ocean. Wildl. Res. 21, 279–286. http://dx.doi.org/10.1071/WR9940279.
Turner, D.C., Bateson, P.P.G. (Eds.), 2014. The Domestic Cat: The Biology of Its Behaviour, 3rd edn. Cambridge University Press, Cambridge (279 pp.).
Vincenot, C.E., Koyama, L., Russo, D., 2015. Near threatened? First report of unsuspected human-driven decline factors in the Ryukyu flying fox (*Pteropus dasymallus*) in Japan. Mamm. Biol. 80, 273–277. http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2015.03.003.
Voigt, C.C., Kingston, T., 2016. Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World. Springer, Cham Heidelberg.
Whitaker, A.H., Sadlier, R.A., 2011. Skinks and geckos from New Caledonia. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-3. www.iucnredlist.org.
Woinarski, J.C.Z., Burbidge, A.A., Harrison, P.L., 2015. Ongoing unraveling of a continental fauna: decline and extinction of Australian mammals since European settlement. Proc. Natl. Acad. Sci. 112, 4531–4540.
Zarzoso-lacoste, D., Bonnaud, E., Corse, E., Gilles, A., Meglecz, E., Costedoat, C., Gouni, A., Vidal, E., 2016. Improving morphological diet studies with molecular ecology: an application for invasive mammal predation on island birds. Biol. Conserv. 193, 134–142. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.11.018.

Annexe 3 – Trois des posters présentés à des conférences internationales (CF Annexe 1)

Funded by:

Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot. Implications for feral cat management strategy.

ISLAND INVASIVES 2017
10-14 July 2017
Dundee, Scotland

Pauline PALMAS[1,2,*], Hervé JOURDAN[1], Elsa BONNAUD[2], Frédéric RIGAULT[1],Leo DEBAR[1], Hélène DE MERINGO[1], Edouard BOURGUET[1], Rachelle ADJOUHGNIOPE[1] & Eric VIDAL[1]

pauline.palmas@ird.fr
@PaulinePalmas

[1] Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale, Aix Marseille Université, UMR AMU/CNRS/IRD/UAPV, Centre IRD de Nouméa, BPA5, 98848 Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie
[2] Unité Ecologie, Systématique et Evolution, Equipe Ecologie des Populations et des Communautés, Université Paris-Sud 11, UMR 8079/UPS/CNRS/AgroParisTech, Bât. 362, 91405 Orsay cedex, France

Introduction

Cats are involved in the contemporary extinction of 63 insular vertebrate species on earth (40 bird, 21 mammal, and 2 reptile species; 26% of all extinctions) and is still one of the main threats for 430 threatened vertebrates.
New Caledonia Archipelago shows exceptionally high species endemism rates for flora and fauna especially because of its geographical isolation and specific ultramaphic soils. Terrestrial squamates in particular reflect these two points, with 108 species of which 90.7% are endemic.

Goal

1) **Study the feral cat effect on main prey groups in a wide range of habitats at the Archipelago scale**

2) **Identify predation pressures on species of conservation concern (IUCN Red Listed)**

3) **Provide recommendations to prioritize feral cat management to preserve native biodiversity**

Results

Patterns of predation upon prey

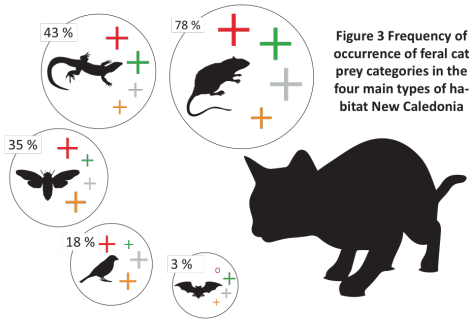


Figure 3 Frequency of occurrence of feral cat prey categories in the four main types of habitat New Caledonia

Atypical patterns of predation

RED LIST

Unprecedented numbers of threatened species in cat diet
20 IUCN- red listed species
6 CR 9 EN 5 VU
more intensive and wide-ranging predation in

32 skink species found in cat diet, all being endemic
Preyed skink species : 22 15 8 5

Predation on seabirds (3 species) was particularly frequent (Frequency of occurence 38.3% for one of our mountain sites)

Predation on flying foxes occurred all year round on
Flying fox remains occurence was often high, with for example 13.1% for one humid forest site

A conservation paradox

Endangered and iconic flightless Kagu (*Rhynochetos jubatus*)

A typical of island conservation "losers" apparently escape feral cat predation

No remains of Kagu (adult or young) were found anywhere including in the 776 feral cat scats collected within the two major bastions of this species

Material & Methods

Between 2011 and 2016, **5356 feral cat scats** were collected from 14 different sites, from the 4 main types of habitat, during 4 to 6 sampling sessions and over 1 or 2 years.

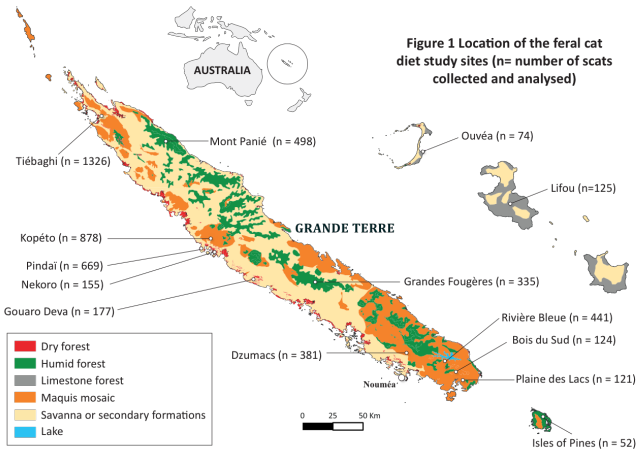


Figure 1 Location of the feral cat diet study sites (n= number of scats collected and analysed)

Scats were dissected by washing underwater, and preys items (hair, bone fragments, teeth, squamates jaws and scales, feathers, bat claws, and arthropod chitin fragments) were collected, examined at binocular microscope, compared to reference material and assigned as one of the five following prey categories: bats, birds, squamates, arthropods, introduced rodents.

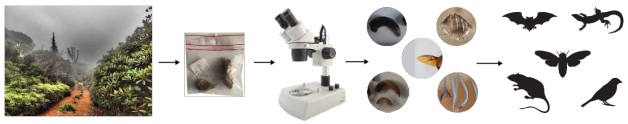


Figure 2 Macroscopic analysis description and prey remains identification

Discussion & Conservation Perspectives

Feral cats have invaded this Archipelago, from seashore habitats to the highest altitude forest (1628m) and prey included at least **44 native vertebrate species.**
New Caledonia, while it represents only 0.12% of the total area of islands worldwide (Australia included), hosts 30.8% of IUCN threatened species known to be predated by feral cats.

These results prompted feral cats to be listed among the top-five priority species for future management in New-Caledonia.
Feral cats represents a high threath for numerous endemic species especially habitats that could be pointed out as a priority habitat for management actions.

We recommend that

- future actions be prioritized based upon the most critical species situations (most impacted and endangered native species, i.e. skinks, flying foxes, seabirds), and targeted first some geographic areas of manageable size already offering some management facilities and support

- feral cat management actions be conducted on sites key to threatened species conservation, i.e. in humid and maquis mosaic habitats particularly areas with abundant flying-fox rookeries, petrel colonies and micro-endemic endangered squamate populations. As the maquis mosaic habitat is used extensively for mining activities, such cat control programs could be implemented and funded under a biodiversity offsetting approach.

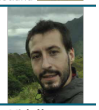
- preventing cat arrival in the rare remaining areas not yet colonized, namely some isolated or near-shore islets, which often constitute unique refuges for endangered fauna. Other islets harboring small feral cat populations might also be good candidates for future, fairly straightforward eradication projects coupled with subsequent biosecurity measures.

Palmas P., Jourdan H., Rigault F., Debar L., De Meringo H., Bourguet E., Mathivet M., Lee M., Adjouhgniope R., Papillon Y., Bonnaud E. & Vidal E. Feral cats threaten the outstanding endemic fauna of the New Caledonia biodiversity hotspot. In revision for Biological Conservation.

Funded by:

10-14 July 2017
Dundee, Scotland

Response of an open feral cat population to an intensive control programme for improving the Critically Endangered Fatu Hiva monarch conservation strategy.



Pauline Palmas[1*], Raphaël Gouyet[1,2,*], Thomas Ghestemme[2], Arthur Matohi[2], Emanuel Terorohauepa[2], Ioane Tauapaohu[2], Caroline Blanvillain[2], Jason Zito[3], David Beaune[2] & Eric Vidal[1]

[1] Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Aix Marseille Université, CNRS, IRD, Avignon Université, Centre IRD de Nouméa, BPA5, 98848 Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie
[2] Société d'Ornithologie de Polynésie «Manu», BP 7023, 98719 Taravao, Tahiti, Polynésie française
[3] Island Conservation, 2161 Delaware Ave Suite A, Santa Cruz, CA 95060, U.S.A.

@PaulinePalmas
@RaphaelGouyet
@imbe_noumea

pauline.palmas@ird.fr *equal contribution raphael.gouyet@laposte.net

Context

Exotic mammal predators, in particular feral cat, have largely contributed to species endangerment and extinction on islands worldwide. Cats are involved in the contemporary extinction of 63 insular vertebrate species (40 bird, 21 mammal, and 2 reptile species; 26% of all extinctions). The dramatic loss of native island species has been mainly attributed to island prey naïveté. Endemic island birds are extremely vulnerable to introduced predators, especially feral cats. Pacific has more threatened birds per unit of land than any other region in the world.

Statut of the species

The Fatu Hiva Monarch *Pomarea whitneyi*, is an endemic terrestrial bird of the Fatu Hiva Island (Marquesas, French Polynesia) red-listed by IUCN as Critically Endangered since 2000. Recent decline of the remaining populations is particularly alarming with 25 adults left in the world and as few as 4 fertile pairs. Introduced predators have been identified as the main cause of extirpation, especially ship rat *Rattus rattus*, introduced in the 80's and the feral cats *Felis catus* that highly impact the remaining population at all bird' demographic stages (chicks at nest, fledging chicks, and adults).

Fledging Fatu Hiva Monarch © Roberto Luta

Study site: a) Fatu Hiva location on world, b) Virgin Bay, c) Dense undergrowth vegetation in monarch area

Goal

Our final aim was to help to refine and optimize feral cat control strategy in this large, mountainous and inhabited island by :

A. Evaluating feral populations abundances on each study aeras
B. Evaluating feral cat control effect on the Monarch conservation area
C. Understanding movements of domestic cats from the village area

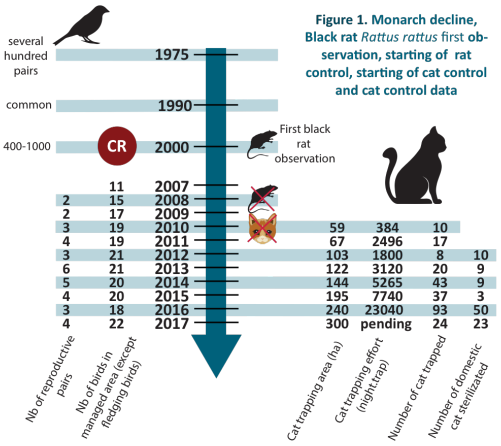


Figure 1. Monarch decline, Black rat *Rattus rattus* first observation, starting of rat control, starting of cat control and cat control data

Material & Methods

An intensive feral cat culling program has been progressively implemented since five years by SOP-Manu (Birdlife representative in FP) on a 300 ha controlled area to secure part of the Fatu Hiva Monarch population. By using camera trapping data we evaluated feral cat abundances throughout 3 different parameters: (i) abundance index, (ii) minimum number of individuals and, (iii) individual capture histories using the spatially explicit capture-recapture (SECR) model to calculate densities. In parallel, we fitted cats with GPS collars to understand the recolonization process from the untreated adjacent areas and assess the risk due to domestic and strayed cats from the close village.

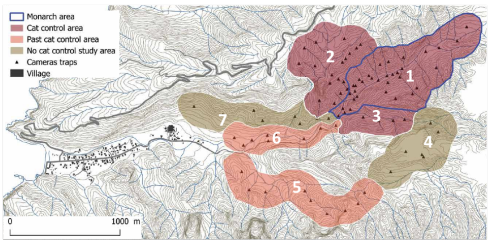
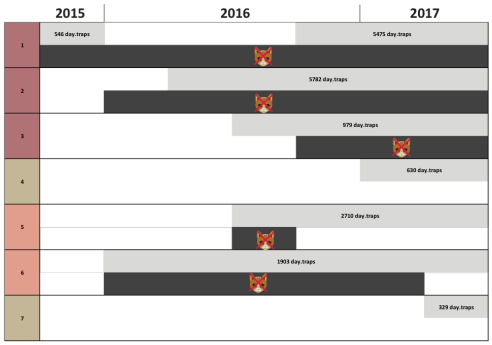


Figure 2. Sampling and control design

Table 1. Time table of control actions (black) and camera trapping sessions (grey)



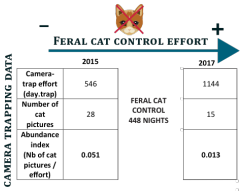
First results

A. Feral cat populations abundance on each study aeras (#1 to #7)

Area	Camera-trap effort (day.trap)	Number of cat pictures	Abundance index (Nb of cat pictures / effort)
1	1144	15	0.013
2	735	40	0.054
3	117	6	0.051
4	177	41	0.232
5	351	23	0.066
6	218	2	0.096
7	0	0	NA

Feral cat abundance is higher in uncontrolled area (#4) than in previously controlled areas (#6 #5) and even higher than in active control areas (#2 #3 #1)
Therefore cats present in area #4 could be considered as a deep threat for remnant monarch population (#1)

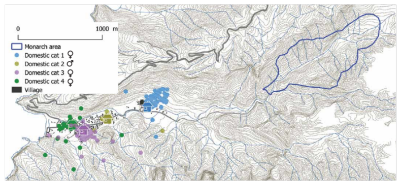
B. Feral cat control effect on the Monarch conservation area (#1)



Control actions taken in monarch core area (#1) dramatically reduced abundance of feral cats (divided by 4)

Figure 3. Monitoring of feral cat abundance (39 days long in 2015 and 2017)

C. Domestic cat movements from the village area ?



	Tracking period	Days of tracking	Number of GPS points collected
1	20/02-03/03	12	423
2	10/02-11/02 17/04-27/04	11	80
3	05/02-06/02	2	36
4	04/02-08/02	4.5	136

Domestic cats generally showed limited territories around the house of their owner. However the blue one (Cat #1) also frequented forested areas.

DISCUSSION

Close collaboration between research and conservation organizations for refining and improving feral cat control on the treated areas will help reducing the extinction risk for the endemic Fatu Hiva monarch.

Such synergy has to be implemented at the earliest possible stage of the project to ensure:
- The most effective control design
- A standardized, sufficient and secured data collection

This will offer the possibility to orient conservation actions and measure their effects during the project.

Adequate and long-term financial support is now urgently needed to evaluate the Fatu Hiva population status at the whole island scale and to assess invasive predators overall impacts before building an island-scale relevant strategy.

Funded by:

International Conference on Ecological Sciences sfécologie 2016

24-28 October 2016, Marseille, France

NON-INVASIVE MOLECULAR PROTOCOL FOR INVASIVE CAT'S GENETICS

pauline.palmas@ird.fr
@PaulinePalmas

Pauline PALMAS[1,2,*], Diane Zarzoso-Lacoste[3], Vincent Dubut[4], Eric Vidal[1]& Elsa Bonnaud[2]

[1] Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Aix Marseille Université, CNRS, IRD, Avignon Université, Centre IRD de Nouméa, BPA5, 98848 Nouméa cedex, Nouvelle-Calédonie
[2] Unité Ecologie, Systématique et Evolution, Equipe Ecologie des Populations et des Communautés, Université Paris-Sud 11, UMR 8079/UPS/CNRS/AgroParisTech, Bât. 362, 91405 Orsay cedex, France
[3] Université Rennes 1, UMR CNRS 6553 ECOBIO, Campus de Beaulieu, Rennes, France
[4] Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE), Aix Marseille Université, CNRS, IRD, Avignon Université, Centre Saint-Charles, 13331 Marseille Cedex 3, France

CONTEXT

Exotic mammal predators, in particular feral cat, have largely contributed to species endangerment and extinction on islands worldwide. Individual predation patterns are largely unknown in population diet analyses but strongly required when deciphering predator-prey interactions and individual 'personalities'. Previous related studies are rare and show that generalist predator populations consist of individual specialists. Since different individuals can exhibit different 'personalities' by specializing on selected and localized resources, individual diet characterization can considerably enhance (i) the understanding of trophic webs, and (ii) predatory pressure quantification, leading to more efficient conservation perspectives.

GOAL

Our main aim was to develop a robust and widely applicable DNA-based approach allowing the molecular individualization of invasive cat faecal samples collected from 3 different islands.

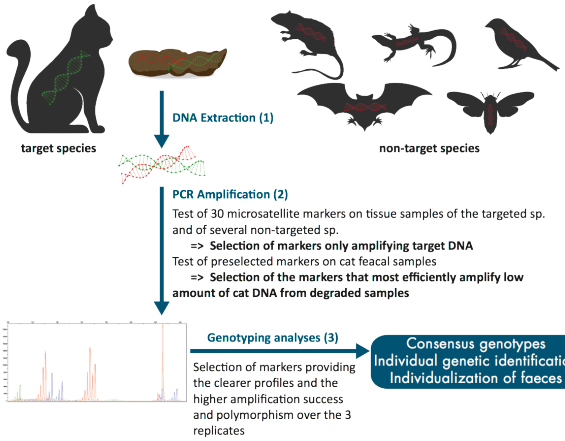
Take home message

- ***Validation of molecular method to identify individual feacal samples***
- ***2 sets of DNA microsatellites (DP6c & DP9c) proven to be specific and efficient***

MATERIAL & METHODS

MOLECULAR METHODS

Step 1 Development of 2 sets of DNA microsatellites



PCR Amplification (2)

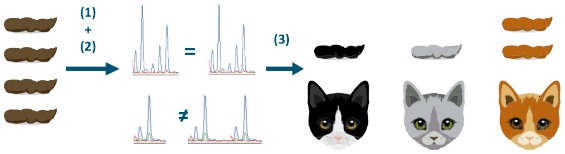
Test of 30 microsatellite markers on tissue samples of the targeted sp. and of several non-targeted sp.
=> **Selection of markers only amplifying target DNA**
Test of preselected markers on cat feacal samples
=> **Selection of the markers that most efficiently amplify low amount of cat DNA from degraded samples**

Genotyping analyses (3)

Selection of markers providing the clearer profiles and the higher amplification success and polymorphism over the 3 replicates

→ Consensus genotypes
Individual genetic identification
Individualization of faeces

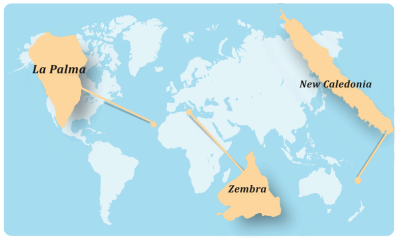
Step 2 Evaluation on cat's faecal samples from 3 islands



- 3 replicates of each PCR reactions to produce a consensus genotypes per sample to reduce genotyping error rates
- **Average amplification success** for each island was calculated as the percent of positive PCR amplification over samples.
- **Allelic DropOut** (ADO) and, **False Allele** (FA) rates were estimated by comparing consensus genotypes to PCR replicates.

SAMPLING SITES

We collected cat's scats from three distinct geographic regions including La Palma, Zembra and New Caledonia islands.



RESULTS

- **2 sets of DNA microsatellites for cats (DP6c & DP9a) including 12 microsatellite markers**

- **PCR success and Genotyping error rates**

	La Palma	Zembra	New Caledonia
Amplification Success (%)	86	63	23
ADO (%)	6.9	4.3	2.8
FA (%)	5.3	3.3	0.9
n sample	22	22	20

These results demonstrated the efficiency of our two microsatellites multiplexes on fecal samples. However, we found high variability of amplification successes according to sample sets. Environmental conditions and inhibitors are decisive for amplification and genotyping success rates.

We strongly encourage using this noninvasive and efficient genetic method to (i) investigate individual behavior and predation patterns (ii) monitor wild populations, particularly elusive species, and (iii) better assess (invasive) predator predation pressure on native prey populations.

APPLICATIONS

INDIVIDUAL DIET

Coupled with diet characterization, diet individualization will lead to understand predator diet patterns at the finest scale, and quantify the degree of individual diet specialization within populations.

All generalistic cats — Mix of specialized cats

POPULATION SIZE AND PREDATOR MOVEMENTS

Feaces individualization will provide data on "captured" individuals to estimate predator population size and structure thanks to capture-mark-recapture models.
Coupled with scats geolocalization, scat individualization will provide data on predator movements and habitat use.

PARAMETERS FOR POPULATION DYNAMIC MODELS

Coupled with demographic models of prey and predators, faeces individualization will allow us to quantify predation pressure (by evaluating the minimum number of predator individuals) and evaluate with more accuracy predator impact on prey populations (both native and invasive).

ECOLOGIE ET IMPACTS D'UN PREDATEUR INTRODUIT AU SEIN D'UN HOT-SPOT MONDIAL DE BIODIVERSITE. LE CHAT HARET *FELIS CATUS* DANS L'ARCHIPEL NEO-CALEDONIEN

Résumé : Le chat haret est l'un des prédateurs invasifs les plus dommageables pour la biodiversité insulaire. Sa présence est associée à une perte de biodiversité sur l'ensemble des îles sur lesquelles il est établi, et où il constitue une menace pour de nombreuses espèces de vertébrés souvent endémiques et menacés. En Nouvelle-Calédoniedes populations de chats harets sont présentes dans tous les milieux et habitats et l'étude de son écologie et de ses impacts sur la faune ont fait l'objet de ce travail de thèse. L'analyse du régime alimentaire sur 14 sites d'études représentatifs des 4 habitats majeurs a révélé un régime très diversifié et une forte prédation sur les vertébrés natifs et notamment sur le groupe des scinques, des roussettes et des pétrels. Parmi les 44 espèces de vertébrés retrouvées dans le régime alimentaire de ce prédateur invasif, la plupart sont endémiques et 20 sont listées comme menacées sur la liste rouge mondiale de l'UICN. Le suivi des déplacements d'une dizaine d'individus équipés de colliers GPS au niveau d'une presqu'île de la côte ouest abritant une importante colonie d'oiseaux marins, a permis de mettre en évidence de grands domaines vitaux pour les mâles, des domaines vitaux petits pour les femelles et des patrons de déplacements importants liés aux différentes étapes du cycle reproducteur des oiseaux marins. Ces éléments, couplés aux analyses de régime alimentaire suggèrent une prédation à la fois sur les adultes reproducteurs mais également sur les jeunes oiseaux proches de l'envol, et ceci à une large échelle géographique puisque certains des chats harets concernés avaient le cœur de leur domaine vital situé à plus de 3km de la colonie. Une opération expérimentale de contrôle d'une population de chats harets a été conduite sur cette presqu'île et a montré une faible durabilité des effets de la suppression des individus sur les densités observées et une rapide recolonisation du site. Les résultats de ce travail plaident pour la mise en place de mesures de limitation des impacts occasionnés et permettent en particulier de cibler les habitats de maquis et forêt humide comme prioritaires en matière de limitation des abondances. Ces travaux nous éclairent également sur l'emprise spatiale et l'intensité des futures mesures de contrôle à conduire dans le contexte d'îles de grande superficie et fortement envahies.

Mots clefs : Invasions biologiques, écosystèmes insulaires, *Felis catus*, chat haret, prédation, écologie trophique, étude des déplacements, contrôle des prédateurs, squamates, roussettes, pétrels, cagou.

INVASIVE PREDATOR ECOLOGY AND IMPACTS IN A BIODVERSITY HOTSPOT. THE FERAL CAT *FELIS CATUS* IN THE NEW-CALEDONIAN ARCHIPELAGO.

Abstract : Feral cat (*Felis catus*) is one of the most successful and harmful invasive predator species for island biodiversity. The presence of this alien predator species generally lead to dramatic loss of native island biodiversity and represents a serious threat for numerous endemic and threatened species. Feral cats have invaded the whole New-Caledonian archipelago and all its habitats. In this study, we focused on the ecology and impacts of this invasive predator on the outstanding endemic fauna found in the different habitats of the exceptional New-Caledonia biodiversity hotspot. Feral cat diet analyses on 14 selected sites representing the 4 main natural habitats revealed a high diversified diet and high predation rates on native species particularly on squamates, flying foxes and petrels. Among the 44 vertebrates species found into the feral cat diet, 20 are IUCN red-listed threatened species. Cat movements of eleven feral cats fitted with GPS collars have been studied in a western coast Peninsula hosting an important seabird colony. Male cats showed large home ranges while female showed small home ranges. Feral cats exhibited important movements within the studied peninsula linked with the breeding cycles of seabirds. GPS data coupled with dietary informations suggested a predation that concerned both breeding adults and fledgings bird, and at a large geographic scale as some feral cats have their core home range distant to the colony (>3km). We evaluated the effects of a high level but intense cat control on this site that showed a low sustainability of feral cat culling and a rapid recolonization process. Our results are pleading for the future limitation of feral cat impacts and call to focus first abundance limitation measures on maquis mosaic and humid forest habitats This study also provided information on the spatial extent and intensity of future control measures in the special context of a large and highly invaded island.

Key words : Biological invasions, islands, feral cat, predation, trophic ecology, movement analysis, predator management, skinks, flying foxes, petrels, Kagu, *Rhynochetos jubatus*