

UNIVERSITÉ D'AIX-MARSEILLE

N° attribué par la bibliothèque

**VERS UNE MEILLEURE COMPREHENSION DES INTERACTIONS
TROPHIQUES DIRECTES ET INDIRECTES ENTRE PREDATEURS
INVASIFS ET ESPECES NATIVES AU SEIN DES ECOSYSTEMES
INSULAIRES.**

THESE

pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ D'AIX-MARSEILLE
Faculté des Sciences et Techniques

Discipline : Biologie des populations et Ecologie

présentée et soutenue publiquement par

Diane ZARZOSO-LACOSTE

le 5 Juin 2013

Directeur de thèse : Eric Vidal

Ecole Doctorale : Sciences de l'Environnement

JURY

M. Jean-Louis CHAPUIS	Maître de conférences HDR, Muséum d'Histoire Naturelle, Paris	Rapporteur
M. François POMPANON	Maître de conférences HDR, Université Joseph Fourier, Grenoble	Rapporteur
M. Thierry TATONI	Professeur, Université d'Aix-Marseille	Examineur
M. Olivier LORVELEC	Ingénieur de recherche, INRA, Rennes	Examineur
Mme. Caroline COSTEDOAT	Maître de conférences, Université d'Aix-Marseille	Examineur
M. Eric VIDAL	Chargé de Recherche, Université d'Aix-Marseille	Directeur

A Michel Pascal.

Remerciements :

« Ma thèse, mon Everest ».

Me voilà arrivée au bout du parcours, à deux pas du pas du sommet et de la délivrance. Suspendue au bout de ma corde, au dessus du monde et du temps qui file, je fais un point sur cette aventure et sur les étapes qui l'ont composé. Le chemin a été long et parsemé d'embuches que j'ai pu surmonter grâce aux conseils avisés de ceux qui ont gravi cette montagne avant moi.

Parmi ceux-ci, « Le Chef », Eric Vidal, qui a su m'aiguiller tout au long de ce périple, débuté non pas il y a presque 4 ans maintenant, mais plutôt il y a 9 ans. A l'époque je rêvais déjà de gravir cette montagne « sacrée ». Il a su me préparer, me former au fil des années, et me fournir les armes nécessaires à la réalisation de cette expédition. Merci pour ta confiance, merci de m'avoir laissé explorer de nouvelles voies (Biologie Moléculaire) et de m'avoir toujours encouragé bien que l'issue de ce choix personnel ait été longtemps incertaine. Mais nous avons réussi et ma fierté n'en est que plus grande.

Elsa Bonnaud, plus qu'une amie ; ma muse, mon étoile polaire, mon oxygène, mon modèle. Tu as planté en moi une graine de chercheuse, tu l'as faite germer et se développer. Ton soutien implacable et ton aide irremplaçable à chaque étape de ma « croissance » ont été mon tuteur et m'ont permis de devenir celle que je suis aujourd'hui. Sans toi, rien n'aurait été possible. Tu as su me redresser à chaque faux pas, me remotiver quand la force et le courage me manquaient, me tempérer à chaque surchauffe et me déstresser, souvent, très souvent...Merci pour tout, tu ne peux pas imaginer à quel point tu m'es précieuse, personnellement et professionnellement. Je sais qu'une fois le sommet atteint, d'autres horizons s'offriront à moi et que tu feras partie du voyage. J'ai hâte de pouvoir te rendre ce que tu m'as donné...bientôt, bientôt...je l'espère de tout cœur ! ☺

Lise Ruffino, ma voix de la sagesse. Une amie brillante à la cheville de laquelle j'aimerais pouvoir un jour parvenir. Merci de m'avoir épaulé et soutenu depuis mon M2 (équivalent au camp de base de 5340m de l'Everest). Tu as toujours été disponible pour moi malgré les km et tes nombreux conseils m'ont été très précieux et m'ont permis d'atteindre mon objectif...Je le touche du doigt, il est si près et si loin à la fois. Je pars sur tes traces maintenant, pour rejoindre ce sommet où tu te tenais il n'y a pas si longtemps, fière de marcher dans tes pas. Nos chemins sont liés et je sais que nous aurons l'occasion de refaire le monde ensemble et de faire avancer la recherche main dans la main, comme nous aimions à l'imaginer, perdues dans le désert Sud Africain. Tu es une amie très chère.

Emmanuel Corse, merci de m'avoir si patiemment formé à la Biologie Moléculaire...il y avait du boulot, vu que je partais de zéro ! Merci pour ta bonne humeur et ton optimisme qui m'étaient particulièrement indispensables lorsque je me retrouvais dans une impasse Moléculaire...Et il y en a eu ! Merci d'avoir été mon guide et mon mentor sur tout ce volet de ma thèse et de m'avoir fourni les armes nécessaires à l'ascension de mon Everest par la face Nord-Est (la simplicité n'a pas de saveur !). Ça a été un plaisir d'apprendre tout ça de toi et c'est en grande partie grâce à toi que j'en suis là aujourd'hui. J'en profite pour remercier tous les pensionnaires du camp de base des 6000m (Université de St Charles, équipe EGE) dans lequel j'aurais passé de longs mois d'entraînements et qui m'ont accueilli si chaleureusement. Merci à André Gilles pour ses encouragements, ses nombreux conseils et son aide lors de mes premiers pas en phylogénétique. Merci à Caroline Costedoat pour son intérêt, sa douceur et son soutien en tout temps ainsi que ses nombreux conseils avisés, je suis très heureuse d'avoir pu te rencontrer. Merci à Vincent Dubut de m'avoir transmis tout ses petits trucs et astuces de Biomol et de m'avoir appris la rigueur dans les manip et la rédaction scientifique. Merci de croire en moi, c'est un honneur que d'avoir pu (et de continuer à) travailler à tes côtés. Merci à Rémi Grenier qui a partagé avec moi de longs mois de manip en rires et en chansons sous les toits du camp ! Merci également à Rémi Chappaz, Bernard Barascud, Leam Sreng, Jean-Pierre Cornec, Emese Meglecz, Gabriel Neve, Nicolas Pech, Yvan Perez, Jeannine Rampal, Corine Cuoc, Melthide Sinama et Samah Gasmi pour leur accueil chaleureux, leur gentillesse et leur bonne humeur. Un merci tout particulier à Jean-Pierre Cornec

qui est venu me secourir sur la (l'auto)route du camp de base et me raccrocher à sa cordée afin de m'aider à rentrer sans encombres. Un grand merci également à Samah Gasmi et Frederic Cadoret pour leur aide indispensable lors des étapes délicates de clonage.

Merci à Benoit Pisanu du Muséum d'Histoire Naturelle de Paris de m'avoir patiemment appris à lire dans les entrailles des rats.

Un immense merci à Michel Pascal pour avoir été celui qu'il était. Un mentor, une référence en la matière, un homme humble au cœur sur la main toujours prêt à aider son prochain et à partager ses expériences et son savoir. Tu as été un modèle et j'espère pouvoir un jour te ressembler. Tu es parti bien trop tôt et de façon si inattendue. Je suis tellement triste que tu ne sois pas parmi nous en ce jour pour bénéficier de tes commentaires quant au travail que j'ai réalisé et dans lequel tu t'es impliqué. Merci de m'avoir transmis une partie de ton savoir et pour ton aide sur la mise en place des protocoles d'échantillonnage de terrain sur Niau. Je te dédie ce travail.

Merci également à Pierre-Emmanuel Chaillon et Eric Vidal d'avoir réalisé une partie du documentaire « les rats pirates des îles » sur les questions liées à la conservation du Martin-chasseur des Gambier sur Niau et auquel Anne Gouni, Michel Pascal et moi-même avons participé. Cette expérience a été très enrichissante et ludique.

Je remercie également tous les chercheurs, thésards, stagiaires du laboratoire du plateau d'Arbois (mon camp de base de 5340m), présents et passés, qui me connaissent pour certains depuis mes débuts de stagiaire il y a presque 9 ans (je fais un peu partie des meubles). Merci en particulier à Sylvain Fadda dont j'ai été le jeune plan d'avoine et qui m'a donné le goût de l'entomologie lors de mon premier stage dans les locaux. Merci également à Karen Bourgois et Jérôme Legrand qui m'ont appris à gravir les falaises et à débusquer les puffins sur les îles d'Hyères. Je vous dois la réussite de mon permis bagage ! Un merci tout particulier à Marianick Juin pour nos crises de rires et de larmes lors de mes tentatives (finalement couronnées de succès) de parvenir à trouver le meilleur protocole d'extraction du monde ! ;) Merci également à Alex Baumel, Jeremy Migliore et Marine Pouget pour leurs précieux conseils. Un grand merci aussi à la chaleureuse Maryse Alvitre qui a toujours veillé sur moi et sur mon bien être (et celui de tous) au sein de l'IMBE. Un immense merci à Jean-Yves Meunier, Coralie Santelli, Hélène Deméringo et mes 3 stagiaires adorés (Julie Tanet, Marcela Nino et Quentin Delforge) pour m'avoir aidé à traiter tous mes échantillons alimentaires malodorants de rats, chats et Martin-chasseur. Votre aide m'a été très précieuse.

Merci également aux membres de la Société d'Ornithologie de Polynésie MANU, et en particulier à Anne Gouni, sa directrice de l'époque, qui a proposé que les programmes que l'ONG développait sur Niau constitue le support d'un tel travail de thèse afin d'explorer l'impact des prédateurs introduits sur le Martin-chasseur, et qui a soutenu à la fois sur les plans financier et logistique la réalisation des missions de terrain sur place. Merci à mes amis Lucie Faulquier, sans qui cette collaboration n'aurait pas été possible, et Thomas Gesthemme pour leurs encouragements, leurs conseils et les bons moments passés ensemble sur Tahiti. Merci à Anne Gouni (et sa famille), Sophie Gagne, Julie Champeau, Guillaume Albar, Thierry Autai, Alexandre Millon et Carole Putois pour leur aide précieuse sur le terrain. Merci à mes amis Fred Jacq et Céline Robert qui sont venus en renfort volontaire lors de la dernière mission et dont l'aide m'a été indispensable, surtout étant donné les circonstances. Merci à vous tous de m'avoir toujours soutenu. Merci à Gabrielle Coulombe, Kris Zawadka et Allison Cox pour les bons moments passés sur le terrain et pour votre accueil Canadien lors de mon passage chez vous. En particulier, merci à Gabrielle pour tous nos précieux échanges sur la conservation de notre cher *Koteuteu*.

Enfin, et surtout, merci à tous les habitants de Niau pour leur chaleureux accueil et en particulier à la famille de Tetai et Ruita Tehei (et leurs merveilleux enfants, Matanui et Vahineura) qui nous a hébergé durant nos visites sur l'île. Merci à mes très chers amis Hivaura et Didier Mou pour tous ces intenses moments passés ensemble. Merci aux institutrices et aux enfants de l'école de Niau

pour leur accueil enthousiaste, leur intérêt pour la conservation du Martin-chasseur et leur participation aux ateliers nature proposés en collaboration avec la SOP Manu.

Merci à Laurence Berville, ma colocataire Gardannaise aux côtés de qui j'ai traversé les tempêtes (doutes, déceptions, interrogations), et les accalmies (les succès de manips, la célébration de bons résultats et d'acceptation de papiers), de la thèse. On est sur le même bateau, on a commencé ensemble, on finira ensemble. Je suis certaine que tu soutiendras brillamment ta thèse dans quelques jours. Je te souhaite le meilleur pour l'avenir, tu le mérites. A quand une manip ensemble sur Tes fourmis de Mes îles tropicales ? ;)

Un Merci tout particulier à Vanessa Zepponi pour m'avoir toujours soutenu et encouragé depuis notre première année à St Jérôme ensemble. Je suis tellement fière de te compter parmi mes amies les plus proches et je suis si fière de toi, de celle que tu es devenue malgré les épreuves. J'admire ta force de caractère et ton courage et j'essaye de m'en inspirer au maximum chaque jour. Tu iras loin je le sais. Je t'aime ! ☺

Un grand merci à mon amie d'enfance Julie Robert (et à ma crevette Emma) de m'avoir supporté toutes ces années et de m'avoir toujours poussé à aller au bout de mes rêves. J'y suis presque. J'espère que tu atteindras bientôt les tiens (vôtres). Malgré la distance, nos destins sont liés !

Un immense merci à ma Saucisse, Soline Coucoureux, d'avoir été là pour moi dans les pires (et les meilleurs) moments de ma scolarité à l'université. Tu as été un pilier pour moi depuis notre rencontre jusqu'à...jusqu'à aujourd'hui encore. Merci de m'avoir récemment accueilli dans ton refuge des 8000m et de m'avoir aidé à survivre au mieux aux tumultes des dernières centaines de mètres avant le sommet. Tu es une amie précieuse que je souhaite toujours avoir auprès de moi.

Un immense merci à mes parents qui ont subi les dommages collatéraux de ces longues années de dur labeur sans faillir. Vous avez été mes piliers, ma force et mon courage. Je suis tellement fière de vous ! Merci d'avoir fait de moi celle que je suis. J'espère ne jamais vous décevoir. Merci aussi à ma tante, ma cousine, mon beau cousin, mon petit neveu et mes grand-mères pour leur soutien inconditionnel.

Merci à tous ceux auront contribué d'une façon ou d'une autre à la réalisation de ce travail et qui m'auront suivi et soutenu plus ou moins longtemps dans cette aventure.

Merci aux rapporteurs et membres du jury qui tiennent mon avenir entre leurs mains....

Enfin, le meilleur pour la fin, merci à l'Amour de ma vie, Benjamin Brunet d'être là et d'illuminer chacun de mes jours par sa présence. Merci pour ton soutien à toute épreuve et pour ta contribution à la réalisation de ce manuscrit, c'est toi ma référence ! ;) Merci d'être Toi et de me rendre si heureuse. C'est bientôt fini, j'approche du but. Ensuite l'avenir s'ouvrira à nous, pour le meilleur uniquement, et nous pourrons croquer la vie avant qu'elle ne nous croque. Je t'aime tant.

Quelle belle aventure tout de même, autant professionnellement qu'humainement. Je ne peux plus reculer. J'ai fait tellement de chemin pour en arriver là. Je me dois de réussir, pour moi, pour eux...Encore un peu de courage et un dernier effort, le sommet est à porté de piolet. Malgré l'épuisement je me lance. Plus que quelques pas (probablement les plus durs de ma vie)... Je respire un grand coup et ... 3... 2... 1...

*** Cette thèse a été financée et rendu possible à la fois par un soutien sans faille de la SOP Manu (fonds CEPF, organisation logistique, notamment via sa Directrice de l'époque, Anne Gouni), par la FRB (Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité) et par une allocation de thèse de l'école doctorale Sciences de l'Environnement, Université Aix-Marseille. ***

SOMMAIRE :

1. Introduction générale.....	12
1.1. Crise mondiale de biodiversité et invasions biologiques.....	12
1.2. Une biodiversité insulaire particulièrement menacée.....	18
1.3. Les mammifères introduits dans les écosystèmes insulaires et modification des interactions biotiques	21
1.4. Les chats domestiques et rats (<i>Rattus sp.</i>) invasifs au sein des écosystèmes insulaires, particulièrement le Pacifique.....	24
1.4.1. Capacité de dispersion à travers les îles du globe.....	24
1.4.2. Succès invasif.....	25
1.4.3. Impact du chat domestique et des rats du genre <i>Rattus</i> sur l'avifaune insulaire	26
1.4.4. Eradication/contrôle des populations invasives et effets cascades potentiels.	28
1.5. Problématique et plan de la thèse	30
Références bibliographiques :	34
2. Apports et limites de la méthode morphologique d'analyse de régime alimentaire de prédateurs (chats et rongeurs introduits) dans l'évaluation de l'impact de leur prédation sur les populations d'oiseaux	46
2.1. Do we need better data than morphological diet analysis to assess invasive predator impact? A review of literature and a call for alternative approaches.....	46
2.1.1. Abstract	46
2.1.2. Introduction.....	47
2.1.3. Material and methods.....	49
2.1.4. Results.....	50
2.1.5. Discussion	56
2.1.6. Acknowledgments:	62
List of references:	62

3. Apport de la biologie moléculaire aux analyses de régime alimentaire ; importance de l'optimisation du protocole d'extraction et de la sélection des amorces taxon-spécifiques	67
3.1. La biologie moléculaire au service de l'écologie trophique ; intérêts et principes de fonctionnement	67
Références bibliographiques :	72
3.2. Improving PCR detection of prey in molecular diet studies: Importance of group-specific primer set selection and extraction protocol performances.	73
3.2.1. Abstract	73
3.2.2. Introduction.....	74
3.2.3. Materials and methods	76
3.2.3.1. Study site and sample collection.....	76
3.2.3.2. Morphological diet approach	77
3.2.3.3. Molecular diet approach	77
Group-specific primer set selection.....	77
DNA extraction protocols.....	78
DNA quality control	79
PCR protocol and sequencing.....	79
3.2.3.4. Performance assessment of DNA extraction protocols	82
3.2.4. Results.....	83
3.2.4.1. Group-specific primer set selection	83
3.2.4.2. Confirming performance assessment of DNA extraction protocols with morphological analysis.....	84
3.2.5. Discussion	86
3.2.5.1. Importance of group-specific primer set selection.....	86
3.2.5.2. Importance of A260/A280 absorbance ratio.....	88
3.2.5.3. No effect of food compartment on molecular protocol performance	89

3.2.5.4.	The best extraction protocol: the DNeasy® <i>mericon</i> food kit.....	89
3.2.5.5.	Consistency of molecular and morphological approaches.....	90
3.2.6.	Conclusion	91
3.2.7.	Acknowledgments:	91
3.2.8.	Data Accessibility:.....	92
	List of references:	92
4.	Amélioration de la detection et de l'identification des oiseaux contenus dans les échantillons alimentaires de rats et de chats : Application à la conservation des oiseaux sur une île du Pacifique (Atoll de Niau, Tuamotu, Polynésie Française).....	97
4.1.	Site d'étude : Niau, archipel des Tuamotu, Polynésie Française.....	97
4.1.1.	Les territoires d'outre-mer français	97
4.1.2.	La Polynésie Française	98
4.1.3.	Atoll de Niau (Archipel des Tuamotu, Polynésie Française)	98
	Références bibliographiques :	100
4.2.	Improving detection and identification of birds in rat and cat diet samples: an application for bird conservation on a Pacific Island (Niau atoll, Tuamotu, French Polynesia)	102
4.2.1.	Abstract.....	102
4.2.2.	Introduction.....	103
4.2.3.	Material and methods.....	106
4.2.3.1.	Study site and sample collection.....	106
4.2.3.2.	Morphological diet analysis.....	108
4.2.3.3.	Molecular diet analysis	108
	Group-specific primer set selection and design.....	108
	DNA extraction and PCR protocol.....	109
	Bird detection and identification in cat and rat diet samples.....	110
	Data analysis.....	111

4.2.4.	Results.....	111
4.2.4.1.	Morphological diet analysis.....	111
4.2.4.2.	Molecular diet analysis	112
4.2.5.	Discussion.....	116
4.2.6.	Acknowledgments.....	120
	List of references:	120
5.	Etude des interactions trophiques directes et indirectes entre une espèce d’oiseau en danger critique d’extinction (<i>Rodiramphus gambieri</i>) et les chats et rats (<i>Rattus spp.</i>) introduits sur l’île de Niau (Tuamotu, Polynésie Française).....	125
5.1.	Modèle d’étude : le Martin-chasseur des Gambier, <i>Todiramphus gambieri</i>	125
5.1.1.	Habitat et reproduction	125
5.1.2.	Raréfaction et menaces	126
5.1.3.	Interactions trophiques directes et indirectes.....	126
	Références bibliographiques :	129
5.2.	Living among invasives: The critically endangered Tuamotu Kingfisher as a case study.	131
5.2.1.	Abstract.....	131
5.2.2.	Introduction.....	132
5.2.3.	Materials and methods	134
5.2.4.	Morphological diet analysis.....	135
5.2.4.1.	Molecular diet analysis	136
5.2.4.2.	Data analyses	138
5.2.5.	Results.....	139
5.2.5.1.	Kingfisher predation	139
5.2.5.2.	Diet of native and invasive predators.....	140
5.2.5.3.	Trophic niche overlapping among native and invasive predators	146
5.2.6.	Discussion.....	148

5.2.6.1.	Kingfisher predation	148
5.2.6.2.	Diet of native and invasive predators.....	150
5.2.6.3.	Trophic niche overlapping among native and invasive predators	151
5.2.6.4.	Perspectives for Tuamotu Kingfisher conservation management	153
5.2.7.	Acknowledgments:	153
	List of references:	154
6.	Discussion.....	160
6.1.	Bilan des apports et limites de la méthode d’analyse morphologique des macro-restes non digérés dans les échantillons alimentaires de chats et rongeurs invasifs et appel au développement d’approches alternatives.	160
6.2.	Développement d’une méthode moléculaire d’analyse de régime alimentaire appliqué à la conservation des oiseaux insulaires: optimisation du protocole PCR en vue d’une amélioration de la détection et de l’identification des espèces d’oiseaux contenues dans les échantillons alimentaires de prédateurs introduits.	166
	<i>Importance de l’optimisation du protocole d’extraction et de la spécificité des amorces PCR.....</i>	<i>166</i>
	<i>Application à la détection et l’identification des oiseaux dans des échantillons alimentaires de prédateurs invasifs sur l’atoll de Niau (Tuamotu, Polynésie Française)</i>	<i>171</i>
6.3.	Bilan sur les interactions trophiques entre le Martin-chasseur des Gambier et les prédateurs introduits sur Niau et proposition de mesures de gestion.	176
	<i>Evaluation de l’impact de la prédation sur la population de Martin-chasseur des Gambier par les chats et rats invasifs introduits sur Niau</i>	<i>176</i>
	<i>Possible compétition exploitative des ressources entre le Martin-chasseur des Gambier et les prédateurs invasifs de Niau</i>	<i>179</i>
	<i>Perspectives de conservation du Martin-chasseur des Gambier</i>	<i>182</i>
7.	Perspectives de recherche.....	188
	Devenir de la population de Martin-chasseur des Gambier et prévention des risques de mortalité	188

Comment évaluer l'impact de la fragmentation et du processus de la digestion sur la détection, l'identification et la quantification des proies dans le régime alimentaire de différents types de prédateurs ?	193
Comment aller plus loin dans les études moléculaires de régime alimentaire?.....	194
Références bibliographiques	197
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES GENERALES:	207
ANNEXES.....	232

INDEX DES FIGURES :

Figure 1.1. : La biodiversité déstabilisée par le changement climatique et influencée par les pratiques anthropiques (modifié de Bellard <i>et al.</i> 2012).	13
Figure 1.2. : Carte des 35 hotspots de biodiversité de la planète définis par Mittermeier <i>et al.</i> (2011). Proposition originale en vert et régions ajoutées en bleu..	20
Figure 2.1. : Evolution of the cumulated number of birds identified to each taxonomic level in the reviewed cat and rodent diet studies.....	56
Figure 3.1. : Schéma représentant l'enchaînement des différentes étapes intervenant dans les protocoles moléculaires d'analyse de régime alimentaire de prédateurs.	68
Figure 3.2. : Schéma de l'hybridation des amorces sur l'ADN double brin de la proie cible par reconnaissance de séquences complémentaires. Les flèches bleues indiquent le sens de la polymérisation.	69
Figure 3.3. : Exemple d'un alignement réalisé pour la conception d'un couple d'amorces Oiseaux spécifique. La zone surlignée en vert représente la portion du gène (<i>CoxI</i>) qui est favorable au design de l'amorce Forward (sens), et la portion surlignée en rouge, celle favorable au design de l'amorce Reverse (antisens). Ces zones correspondent à des séquences conservées au sein du groupe des oiseaux (Martin-chasseur, Coq de bankiva et Pluvier fauve) mais très différentes des séquences d'espèces non cibles (<i>Rattus exulans</i> <i>Rattus e</i> , <i>Rattus rattus</i> <i>Rattus r</i> et insecte).....	69
Figure 3.4. : Frequency of occurrence of each target item detected through M: morphological analysis or using the different extraction protocols tested; EP1: QIAamp® DNA Stool Mini Kit, EP2: Dneasy® Mericon Food, EP3: CTAB, EP4: CTAB + Qiaquick Purification, in Faecal (n = 12) or Stomach Samples (n = 12).	84
Figure 3.5. : Box-plots of the Penalty Index (PI) attributed to the different extraction protocols tested; EP1: QIAamp® DNA Stool Mini Kit, EP2: Dneasy® Mericon Food, EP3: CTAB, EP4: CTAB + Qiaquick Purification.	85
Figure 4.1. : Planisphère localisant les territoires d'outre-mer français.....	97
Figure 4.2. : Carte de la situation de l'Atoll de Niau au sein de la Polynésie Française (modifié de Coulombe <i>et al.</i> 2011).	99

Figure 4.3. : Number of morphological and molecular bird detection in rat and cat diet samples. Primer Pair1 (PP1)= BirdF1-BirdR1, PP2=BirdF1-AwCintR2, PP3=OSXF-OSXR2.....	112
Figure 4.4. : Neighbour joining (NJ) tree including our 35 sequenced amplicons and our 91 reference sequences. Amplicons are named accordingly to the predator type (Fsc= <i>Felis sylvestris catus</i> , Rr= <i>Rattus rattus</i> or Re= <i>Rattus exulans</i>), the primer pair used (PP1, PP2 or PP3) and are numbered.	115
Figure 5.1. : Schéma simplifié des relations trophiques directes par prédation (flèches rouges) ou indirectes par compétition alimentaire (flèches vertes) centrées autour du Martin-chasseur des Gambier (<i>Todiramphus gambieri</i>). Les flèches pleines représentent les interactions étudiées dans cette thèse. Les flèches marquées d'un point d'interrogation représentent les relations trophiques pouvant impacter négativement la survie du Martin-chasseur (voir article suivant). Les flèches en pointillés illustrent des interactions possibles mais non étudiées dans ce travail de thèse.	127
Figure 5.2. : Location of Niau Atoll in the Tuamotu archipelago in French Polynesia (modified from Coulombe <i>et al.</i> 2011 and Kesler <i>et al.</i> 2012).	135
Figure 5.3. : Frequency of Occurrence (%) of Invertebrates (Inv) and Lizards (Liz) in Tg= <i>Todiramphus gambieri</i> (kingfisher), Fsc= <i>Felis silvestris catus</i> (cat), Rr= <i>R.rattus</i> (black rat) and Re= <i>R.exulans</i> (polynesian rat) diet samples, using both molecular (Molec) and morphological (Morpho) approaches.	145

INDEX DES TABLEAUX :

Table 2.1.: number of articles recording bird predation events in cat and invasive rodent diet samples using a morphological, isotopic or molecular diet analysis.	50
Table 2.2.: Results of the review of rodent diet studies detecting bird predation events and corresponding identification level of preyed birds (from Class to Species). Rn= Rattus norvegicus, Rr= Rattus rattus, Re= Rattus exulans, Mm= Mus musculus, BO= Bird Occurrence, NP= minimum Number of prey	51
Table 2.3.: Results of the review of cat diet studies detecting bird predation events and corresponding identification level of preyed birds (from Class to Species). BO= Bird Occurrence, NP= minimum Number of prey.	52
Table 2.4.: Synthesis of the number of methods and descriptor types used in the cat and rodent diet studies analyzed. Occ= number of occurrence, FO%= frequency of occurrence (%), NP= minimum number of prey, NP%=proportion of the total number of prey, Volume and Biomass %= proportion of the total volume or biomass represented by a particular prey in a diet sample, IRI= Index of relative abundance.....	53
Table 2.5.: Percentage of bird identification to each taxonomic level (from Order to Species) of the bird Orders recorded in the reviewed rodent diet studies.....	54
Table 2.6.: Percentage of bird identification to each taxonomic level (from Order to Species) of the bird Orders recorded in the reviewed cat diet studies.	55
Table 3.1. : Description and amplification conditions of group-specific primer pairs used in this study. Forward (F) and Reverse (R) primers are signalised following primer names	81
Table 3.2. : Accession numbers and Genbank best match (BLASTn) of the randomly sequenced amplicons amplified using the four selected group-specific primer sets.....	87
Table 4.1. : Bird species listed on Niau Atoll.....	106
Table 4.2. : Description, sources and amplification conditions of group-specific primers used in this study. Forward (F) and Reverse (R) primers are signaled following primer names.....	109
Table 4.3. : GenBank best matches obtained for the sequenced amplicons. The two samples highlighted with a star were removed from the further identification analysis.....	113

Table 5.1.: Description and amplification conditions of group-specific primers used in this study. Forward (F) and Reverse (R) primers are signaled following primer names. 137

Table 5.2. : Number of bird individuals identified to the species level (using both molecular and morphological approaches) in cat (Fsc) and rat (Rr=*R.rattus* and Re=*R.exulans*) diet samples. 139

Table 5.3. : Data obtained from the morphological analysis of predator diet samples, where: PO= Prey Occurrence, PN= minimum Prey Number, POF = Prey Occurrence Frequency (PO/ Total number of samples per predator), MPN= Mean Prey Number (PN/Total number of samples per predator), MPNi= Mean Prey Number in samples containing this prey (PNi/POi), Pi_{PO} = proportion of occurrence of prey “i” ($PO_i/\sum PO$ per predator), Pi_{PN} = proportion of prey “i” ($PN_i/\sum PN$ per predator), Levins' NB= Levins' Niche Breadth, Levins' SNB= Levins' Standardized Niche Breadth..... 144

Table 5.4. : Pianka's Index values for each predator pair. The significant overlaps are highlighted in bold. Pianka's Index was calculated using the Prey Occurrence (Pi_{PO}) or the minimum Prey Number (Pi_{PN}) corresponding to each food category. Tg= *Todiramphus gambieri* (kingfisher), Fsc= *Felis silvestris catus* (cat), Rr= *R.rattus* (black rat) and Re= *R.exulans* (polynesian rat). 147

Table 6.1. : Synthèse des résultats de détection et d'identification des restes d'oiseaux dans les échantillons alimentaires de chats (Fsc), Rat noir (Rr) et rat du Pacifique (Re) via les méthodes morphologique et moléculaire. 171

CHAPITRE 1 :

INTRODUCTION GENERALE



1.Colonie d'Albatros à sourcils noirs sur les îles Folklandskie (pictographe.blogspot.com), 2. Kakapo de Nouvelle-Zélande (stuff.co.nz), 3. Fou à pieds rouges sur l'île de Tikehau (D. Zarzoso-Lacoste), 4. Lori de khul de l'île de Rimatara (moanaiti.blogspot.fr), 5. Iles hautes du Pacifique (cawater-info.net), 6. Colonie de manchots sur l'île de la Possession (TAAF) (panoramio.com), 7. Iles Vestmann (Islande) (visindavefur.hi.is).

1. Introduction générale

1.1. Crise mondiale de biodiversité et invasions biologiques

Notre planète connaît actuellement la plus rapide et intense crise d'érosion de la biodiversité jamais enregistrée à l'échelle des temps géologiques. En effet, le taux d'extinction estimé au cours du 20^{ème} siècle apparaît être 100 à 1000 fois plus important que le taux moyen d'extinction connu jusqu'alors sur Terre et connaît une accélération croissante, voire exponentielle, depuis les 2 derniers siècles (Pimm & Raven 2000; Singh 2002; Ricketts *et al.* 2005). Au total, selon la dernière édition de la liste Rouge des espèces menacées de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN 2013), ce sont au moins 11 000 espèces qui pourraient disparaître dans les décennies qui viennent. Ce scénario mondial de perte de biodiversité semble étroitement lié aux différentes activités humaines et à l'accroissement de la population mondiale (Pimm *et al.* 1995; Steadman 1995; Vitousek *et al.* 1997 ; Loehle & Eschenbach 2012; Duncan *et al.* 2013).

Cette situation très préoccupante a conduit de nombreux scientifiques à soutenir que la Terre connaît actuellement sa 6^{ème} crise massive d'extinction d'espèces, la précédente (datant du Crétacé-Tertiaire il y a 65 millions d'années) ayant vu s'éteindre de nombreux taxons dont celui des grands reptiles et des ammonites (Chapin *et al.* 2000; Singh 2002; Glavin 2007; Avise *et al.* 2008; Jones 2009; Barnosky *et al.* 2011). La prise de conscience de cette situation alarmante par la communauté internationale ne date pas d'aujourd'hui. Elle a véritablement émergé dans les années 70 avec comme point d'orgue le Sommet de Stockholm sur l'environnement. Au cours de la décennie suivante, la publication du rapport de la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement, « Notre avenir à tous » (Brundtland 1987), a permis d'attirer l'attention des décideurs et de la société civile sur l'urgence de la situation. Suite à la parution de ce rapport, et sous la double impulsion de l'UICN et du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), les gouvernements se sont décidés à agir en adoptant la Convention sur la Diversité Biologique (CBD), non sans difficulté, à Nairobi, au Kenya, en mai 1992 (Le Danff 2002). La CBD, premier accord mondial sur la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique, a été ouverte à la signature des gouvernements lors de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement à Rio de Janeiro (Brésil), en juin de la même année. Au cours de la Conférence, 150 États l'ont signé (à l'exception notable des États-Unis) (Le Danff 2002; Barbault 2010). Les gouvernements ont ainsi reconnu que la gestion durable des

ressources vivantes de la planète est l'une des questions les plus urgentes de notre temps et ont exprimé leur engagement à l'aborder collectivement. Mais qu'en est-il aujourd'hui ? 2010, proclamée « année internationale de la biodiversité », a-t-elle tenu toutes ses promesses initiées d'abord à Rio de Janeiro (1992), puis au Sommet de Johannesburg dix ans plus tard ? Malheureusement, l'objectif fixé en 2002 d'atteindre une réduction significative et à tous les niveaux (régional, national et mondial) de la perte de biodiversité d'ici 2010 n'a pas été atteint et le déclin de la biodiversité se poursuit à un rythme effréné (l'MEA 2005 ; Leadley *et al.* 2010) On peut même noter que les pressions causant l'érosion de la biodiversité mondiale semblent s'intensifier plutôt que diminuer (Barbault 2010).

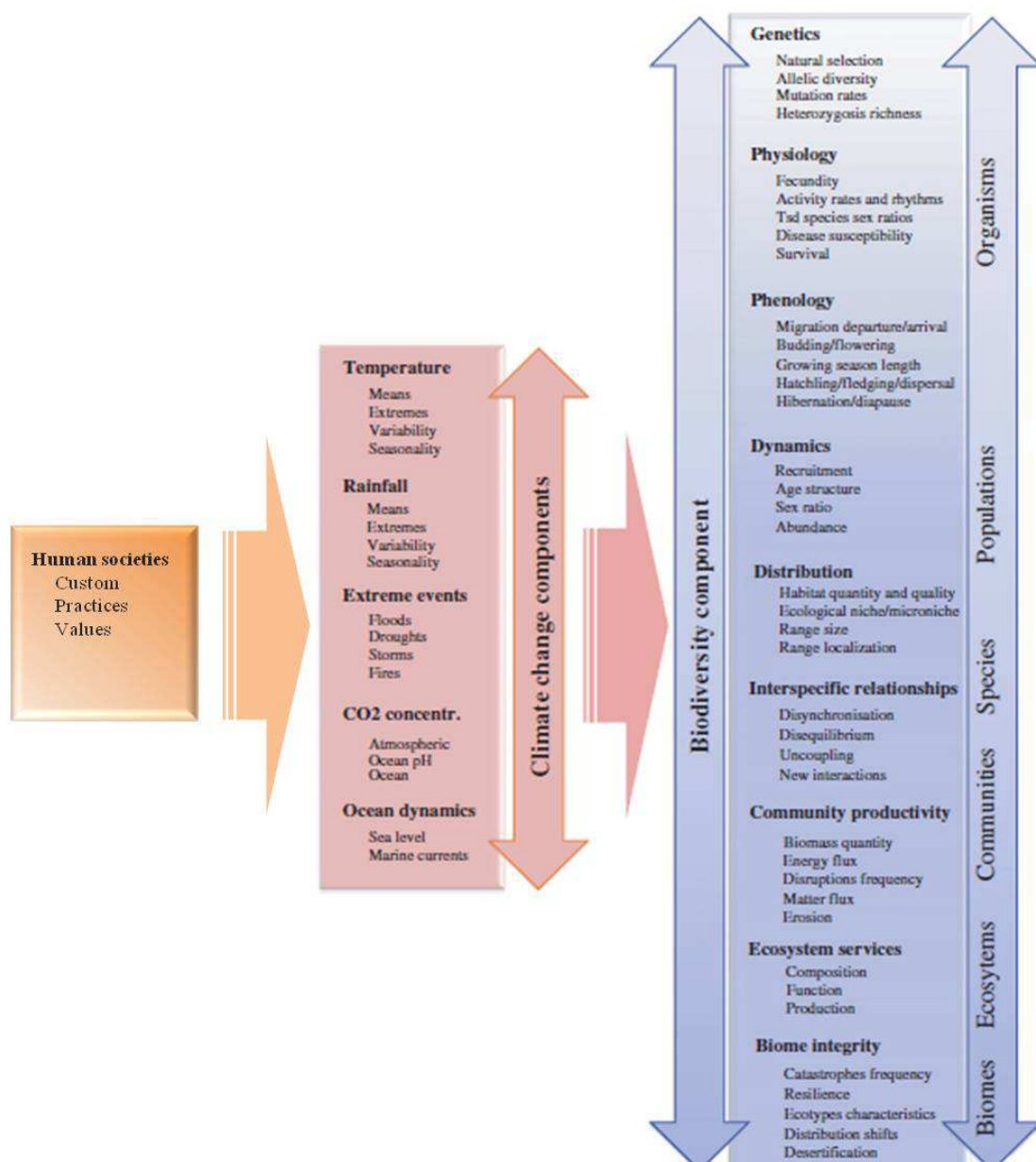


Figure 1.1. : La biodiversité déstabilisée par le changement climatique et influencée par les pratiques anthropiques (modifié de Bellard *et al.* 2012).

Les facteurs influençant la perte de biodiversité sont multiples et principalement dus aux pressions anthropiques sur le milieu naturel telles que la destruction et la dégradation de l'habitat (fragmentation, déforestation, sur-utilisation des terres) (Figure 1.1) (Brooks *et al.* 1997; Owens & Bennett 2000; Brooks *et al.* 2002; Gaston *et al.* 2003; Didham *et al.* 2005), la surexploitation par l'homme des ressources (Anderson 1989; Courchamp *et al.* 2006; Duncan *et al.* 2002; Steadman & Rolett 1996 ; Duncan *et al.* 2013) et les invasions biologiques animales, végétales et pathogènes (Blackburn *et al.* 2004; Courchamp *et al.* 2003; Didham *et al.* 2005; Owens & Bennett 2000 ; Loehle & Eschenbach 2012). A titre d'exemple, les forêts du globe disparaissent à la vitesse effrayante de 1.3×10^7 ha par an (FAO 2007). La forêt Amazonienne correspond à la forêt tropicale la plus importante en taille (8.15×10^8 ha dont 50% sur le territoire Brésilien) mais aussi à celle qui est la plus fortement touchée par la déforestation, avec par exemple la déforestation de 2.4×10^6 ha par an au Brésil, dont 70% pour la création de fermes d'élevage de bétail (Fearnside & Graça 2006), soit une superficie de 11 terrains de football à la minute (Laurance *et al.* 2004). Une des conséquences de la déforestation est la fragmentation de l'habitat, phénomène en continuelle expansion à l'échelle globale, affectant la pérennité des écosystèmes et habitats (Gascon *et al.* 2000; Laurance *et al.* 2000b; Lovejoy 2006). Cette dynamique induit des changements du climat à l'échelle locale (Bierregaard *et al.* 1992, Achard *et al.* 2002) et réduit et/ou modifie la richesse spécifique et sa distribution (Bierregaard *et al.* 1992, Malcolm 1997, Laurance *et al.* 2000a; Laurance 2002, Ferraz *et al.* 2003) ainsi que les interactions proies-prédateurs (Asquith *et al.* 1997).

Les changements climatiques, les pollutions (Nakamaru 2003), les catastrophes naturelles (volcanisme, cyclones), les stochasticités environnementales et démographiques sont également des facteurs ayant des impacts sur les espèces. Malgré la rareté actuelle des preuves d'extinctions d'espèces causées par les changements climatiques, de récentes études suggèrent que celui-ci pourrait devenir la première menace pesant sur la biodiversité mondiale au cours des prochaines décennies (Leadley *et al.* 2010) en affectant tous les niveaux de la biodiversité, des organismes aux grands biomes de la planète (Parmesan *et al.* 2006 ; Bellard *et al.* 2012). Par exemple, cet impact du bouleversement climatique a conduit à des modifications phénologiques chez les plantes à fleurs (e.g. décalage de la période de floraison, fructification) et les insectes pollinisateurs (e.g. décalage de la période d'émergence, de reproduction, de dispersion), provoquant des incompatibilités temporelles entre la plante et ses pollinisateurs ayant conduit à leur extinction simultanée avec les conséquences que l'on

peut imaginer sur la structure du réseau plantes-pollinisateurs (Kiers *et al.* 2010 , Rafferty & Ives 2010). Par ailleurs, une récente analyse de la potentielle future distribution des biomes dans les régions tropicales d'Amérique du Sud suggère qu'une large proportion de la forêt tropicale amazonienne pourrait être remplacée par des savanes tropicales (Lapola *et al.* 2009).

Tous ces différents facteurs sont susceptibles d'agir en synergie, accroissant ainsi les impacts sur l'écosystème (Travis 2003; Marvier *et al.* 2004; Didham *et al.* 2007; Walther *et al.* 2009).

Parmi ces facteurs influençant la perte de biodiversité, les invasions biologiques sont aujourd'hui considérées comme la seconde grande menace pesant sur la biodiversité mondiale derrière la destruction et la fragmentation des habitats (Vitoussek *et al.* 1997; Clavero & Garcia-Berthou 2005; Mooney *et al.* 2005; Loehle & Eschenbach 2012). Ainsi, l'essor géographique considérable des échanges et déplacements humains au cours des derniers millénaires a permis à de nombreuses espèces de franchir d'importantes barrières biogéographiques et de coloniser de nouveaux milieux, redistribuant mondialement les espèces et augmentant considérablement la taille de leur aire de répartition (Courchamp *et al.* 2003). Ces échanges et déplacements d'espèces hors de leurs aires naturelles de distribution se sont considérablement intensifiés au cours du 20^{ème} siècle avec l'avènement des nouveaux moyens de transport maritimes, terrestres et aériens permettant aux populations humaines de se déplacer en plus grand nombre sur de plus grandes distances en un temps très restreint. Ces introductions d'espèces concernent la quasi-totalité des groupes du monde vivant (microorganismes, champignons, plantes et animaux) et affectent tous les milieux aquatiques (eau douce, eau saumâtre et marins) et terrestres, des pôles jusqu'à l'équateur, des basses aux hautes altitudes (Lowe *et al.* 2000; Brown & Sax 2004). Cette période d'homogénéisation globale des écosystèmes a été qualifiée d'« Ere Homogocène » par Gordon Orians il y a plus de 20 ans (MacKinney & Lockwood 1999; Mack *et al.* 2000).

Ces introductions (volontaires ou fortuites) d'espèces par l'homme dans un écosystème où elles étaient jusqu'alors absentes peuvent avoir des conséquences particulièrement néfastes sur celui-ci ainsi que sur la biodiversité indigène notamment en modifiant et détruisant l'habitat d'origine, en perturbant les interactions biotiques initiales et en ayant une dynamique de population expansionniste limitant fortement ou provoquant l'extinction locale ou globale des populations natives voire même des espèces ou des groupes entiers d'espèces (Courchamp *et al.* 2003). Un des cas d'école sur l'impact des espèces introduites sur la biodiversité autochtone est l'exemple de l'introduction de la Perche du Nil (*Lates niloticus*) dans le lac

Victoria (Afrique). Introduit dans le lac à la fin des années 1950 pour la pêche sportive, ce poisson carnivore a connu une explosion démographique dans les années 80 avant de devenir l'espèce dominante parmi la faune piscicole du lac (Barel *et al.* 1985; Ogutu-Ohwayo 1990, 1994). Du fait de sa voracité, de sa croissance rapide et de sa grande taille (poids moyen ~50 kg pouvant atteindre 100 kg), sa prédation sur la faune du lac a entraîné l'extinction de plus de 300 espèces de Cichlidés (tilapias en particulier) et de plusieurs groupes fonctionnels tels que les molluscivores, détritivores, consommateurs de parasites, racleurs d'algues épilithiques, pédophages, et certains insectivores spécialisés (Ligtvoet & Witte 1991; Gophen *et al.* 1995; Kaufman 1992; Kaufman 1997; Goldschmidt *et al.* 1993; Kaufman & Cohen 1993; Ogutu-Ohwayo *et al.* 1997; Pitcher & Hart 1995; Witte & Densen 1995).

Cependant, toutes les espèces introduites ne deviennent pas nécessairement envahissantes. En effet, la plupart des introductions d'espèces suivent la règle des « ten rules » énoncée par Williamson (1996) qui suggère que seulement 1% des espèces introduites dans un nouvel écosystème parviendraient à s'y naturaliser et que seulement 0,1% deviendraient envahissantes. Cette règle très empirique est remise en cause depuis le début du 21^{ème} siècle et les proportions d'introductions réussies semblent grandement varier en fonction des spécificités écologiques de l'écosystème récepteur (D'Antonio & Karl 2002) mais aussi des taxons considérés (Jeschke & Strayer 2005).

Pour devenir envahissante, une espèce introduite devra s'adapter aux conditions biotiques et abiotiques de son nouvel environnement, y survivre et s'y reproduire de façon autonome. Cette espèce ne sera considérée comme « naturalisée » que si elle est capable de s'établir sous forme d'une population viable et pérenne. Enfin, elle devra disposer de moyens de dispersion lui permettant de coloniser le milieu hors de sa zone d'introduction (Drake *et al.* 1989; Richardson *et al.* 2000; Kolar & Lodge 2001; Sakai *et al.* 2001; Colautti & MacIsaac 2004). Le succès de l'invasion est conditionné par le nombre d'individus fondateurs introduits (Kolar & Lodge 2001; Lockwood *et al.* 2005; Simberloff 2009), le mode de dispersion de l'espèce considérée mais aussi les caractéristiques de l'habitat receveur (With 2002). D'autres facteurs extrinsèques favorisent l'invasion, à savoir l'absence de prédateurs, de compétiteurs et de pathogènes dans l'environnement colonisé ou encore l'introduction préalable d'une première espèce favorisant l'invasion d'une seconde espèce introduite (Brooke *et al.* 1995; Courchamp *et al.* 2003; Cincotta *et al.* 2009 ; Pascal *et al.* 2010). Par exemple, certains oiseaux exotiques sont incapables de coloniser les forêts naturelles et ont besoin que celles-ci soient perturbées et modifiées par des mammifères herbivores introduits afin de pouvoir s'y établir et proliférer.

Ainsi, l'éradication des mammifères introduits sur Cuvier Island, a permis la régénération de la forêt indigène conduisant à la disparition des oiseaux introduits (Diamond & Veitch 1981).

En outre, certaines espèces possèdent des traits biologiques et écologiques favorisant leur implantation et leur expansion dans le milieu d'introduction. Leur forte potentialité invasive est généralement basée 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 alimentaire) et une variabilité génétique élevée favorisant leurs capacités d'adaptation aux nouveaux environnements (Williamson 1996; Whittaker 2007).

Cependant, la définition du terme « espèce invasive » est toujours controversée au sein de la communauté scientifique, principalement en raison de la nécessité d'y associer ou non la notion d'impact négatif sur l'écosystème et la biodiversité indigène (Colautti & MacIsaac 2004; Occhipinti-Ambrogi & Galil 2004; Pimentel *et al.* 2005; Falk-Petersen *et al.* 2006; Pascal *et al.* 2006; Valery *et al.* 2008; Colautti & Richardson 2009; Pascal *et al.* 2010 ; Davis *et al.* 2011; Richardson *et al.* 2011; Young & Larson 2011). Ainsi, les espèces dites introduites, non natives/indigènes, exotiques, alien, allochtones ou naturalisées font référence à des espèces déplacées intentionnellement ou non hors de leur aire de répartition naturelle et qui parviennent à se maintenir dans l'écosystème d'accueil sans pour autant exercer un impact négatif sur la biodiversité locale. Au contraire, les espèces dites envahissantes ou invasives doivent avoir une dynamique expansionniste occasionnant des perturbations du fonctionnement de l'écosystème d'accueil et affecter la biodiversité indigène (Pascal *et al.* 2006). Pour plus de clarté, nous nous référerons dans ce manuscrit à la définition fournie par l'IUCN (<http://www.iucn.org/>), à savoir, «Une espèce invasive est une espèce qui a été introduite dans un environnement où elle est non native, ou alien, et dont l'introduction cause des dommages environnementaux, économiques ou sur la santé humaine ». Ainsi, les maladies exotiques telles que le virus du Nil occidental (en anglais : West Nile virus) touchant notamment les humains, chevaux et oiseaux correspondent également à cette définition. En 2004, près de 4200 humains ont été infectés par ce virus qui a provoqué la mort de 284 d'entre eux (CDC 2003). Le coût pour la santé publique associé à cette maladie est estimé à environ 631 million de dollars par an. L'accroissement des maladies exotiques est relié à l'intensification et à la rapidité des moyens de transports permettant aux hommes d'accéder à tous les types d'écosystème et à la dégradation croissante de ces derniers (Pimentel *et al.* 2005).

Les espèces invasives ayant les impacts les plus néfastes ont été recensées par le Groupe de Spécialiste des Espèces Invasives (ou ISSG Invasive Species Specialist Group) dans une liste appelée : « les 100 espèces exotiques les plus délétères » (Lowe *et al.* 2000). Parmi ces espèces, on retrouve notamment le tristement célèbre serpent arboricole, *Boiga irregularis*, introduit fortuitement sur l'île de Guam (archipel des îles Mariannes, Micronésie) par les militaires à la fin de la seconde guerre mondiale. L'absence de prédateurs naturels et l'importante disponibilité de la ressource alimentaire sur l'île a conduit à l'explosion de sa population, provoquant la quasi extinction de la totalité des 25 espèces d'oiseaux natives entre 1976 et 1986 et affectant les espèces de lézards et de chauve-souris (Savidge 1987; Fritts & Rodda 1998; Lowe *et al.* 2000; Wiles *et al.* 2003). Cette liste comprend également des espèces végétales telles que le miconia, *Miconia calvescens*, introduit pour l'ornementation dans un jardin botanique de Tahiti (archipel de la Société, Polynésie Française) en 1937 puis répandu dans le milieu naturel par endozoochorie (Meyer 1994, 1996, 1997; Meyer *et al.* 1996, 2011). Cette espèce végétale superficielle au système racinaire tentaculaire contribue aux glissements de terrains et recouvre actuellement les deux tiers de l'île de Tahiti. Le miconia est actuellement reconnu comme une sérieuse menace pour la biodiversité floristique locale et en particulier pour les plantes du genre *Psychotria* (Rubiacees) qui compte 23 espèces endémiques, dont 7 espèces décrites localisées à Tahiti (Lowe *et al.* 2000; Meyer & Florence 1996; Meyer *et al.* 2003).

1.2. Une biodiversité insulaire particulièrement menacée

Il est aujourd'hui clairement établi que les invasions biologiques constituent la première cause d'extinctions locales ou globales d'espèces en contexte insulaire et provoquent de profonds changements et perturbations au sein de ces écosystèmes (Courchamp *et al.* 2003; Clavero & Garcia-Berthou 2005; Blackburn 2004, 2005; Rickett *et al.* 2005; Duncan & Blackburn 2007; Donlan & Wilcox 2008; Sax & Gaines 2008). Ainsi, 80% des extinctions d'espèces (tous taxons confondus) qui se sont produites depuis 500 ans concernaient des espèces insulaires (197 sur 245 extinctions) (Ricketts *et al.* 2005; Sax & Gaines 2008; Loehle & Eschenbach 2012). En particulier, parmi les espèces de vertébrés reconnues éteintes durant cette même période, 90% des 30 espèces de reptiles et amphibiens (Honegger 1981), 93% des 176 espèces et sous-espèces d'oiseaux (King 1985) et 81% des 65 espèces de mammifères (Ceballos & Brown 1995) étaient des formes insulaires.

Les écosystèmes insulaires présentent des caractéristiques les rendant particulièrement vulnérables aux introductions d'espèces puisqu'ils sont caractérisés par une faible richesse

spécifique, de petite population, une diversité génétique limitée, un fort taux d'endémisme, une faible redondance écologique ainsi que des réseaux trophiques simplifiés souvent associés à des niches écologiques vacantes (telle que celle des prédateurs) (Dulloo *et al.* 2002; Drake *et al.* 2002; Kier *et al.* 2009; Pascal *et al.* 2010). Ainsi, les espèces introduites, et en particulier les prédateurs, rencontrent peu d'obstacles et de résistance à leur implantation dans de tels écosystèmes (Atkinson 1989; O'Dowd *et al.* 2003; Donlan & Wilcox 2008).

Les îles, d'origine océanique ou continentale, ont évolué en isolement pendant des dizaines, centaines de milliers voire millions d'années et ont été le siège de spéciation donnant lieu à l'apparition de nouvelles espèces ou au maintien d'espèces existantes dans ces zones pouvant être qualifiées de « refuges », aboutissant à un fort taux d'endémisme insulaire. Ces espèces, qui ont également évolué au cours des siècles en l'absence d'ennemi naturel, ont adopté des stratégies de reproduction lentes avec une fécondité réduite et n'ont pas développé de traits biologiques ou comportementaux adaptés contre les prédateurs ou les compétiteurs, les rendant donc particulièrement vulnérables à leur introduction (Marks & Redmond 1994; Williamson 1996; Wittaker 1998; Blackburn *et al.* 2004). De plus, une espèce endémique présentant une faible plasticité écologique sera d'autant plus sensible à la perte d'habitat et aux invasions biologiques et aura beaucoup de difficultés à s'adapter au nouvel environnement changeant. Ainsi, la nécessité et l'urgence de lutter contre la perte irréversible de ces espèces uniques et aux fonctions écologiques particulières ont donc favorisé l'émergence de la biologie de la conservation, discipline scientifique traitant de toutes les questions liées à la perte, au maintien ou à la restauration de la biodiversité.

Face à l'ampleur et à la rapidité de cette érosion de la biodiversité mondiale, 35 régions biogéographiques ou hotspots de biodiversité ont été définies comme zones prioritaires de conservation en raison de leur forte concentration en espèces endémiques et de l'intensité des menaces qu'elles subissent (Myers 2000; Mittermeier *et al.* 2011). La conservation de ces hotspots, qui ne représentent que 2,3% de la surface terrestre de la planète, permettrait de sauvegarder au moins 27% de toute la biodiversité végétale et 75% des vertébrés terrestres (poissons exclus) (Myers 2000; Mittermeier *et al.* 2011; Scheffers *et al.* in press; Bonnaud & Courchamp *in press*), ainsi que 56% des mammifères, 78% des oiseaux et 85% de amphibiens considérés comme menacés (en danger et en danger critique d'extinction) par l'IUCN.

Parmi ces hotspots, 10 sont principalement ou entièrement constitués d'îles, et presque toutes les îles tropicales telles que la Nouvelle Calédonie, la Nouvelle Zélande, les Caraïbes, la Polynésie/Micronésie, Madagascar et les Philippines sont incluses dans ces derniers

(Mittermeier *et al.* 2011). De plus, alors qu'elles ne représentent que 3% des terres émergées (Whittaker & Fernández-Palazio 2007), les îles hébergent 15 à 20% des espèces végétales et des vertébrés terrestres mais surtout 45% des espèces mondiales considérées comme en danger critique d'extinction comme défini par l'UICN (Keitt *et al.* 2011).

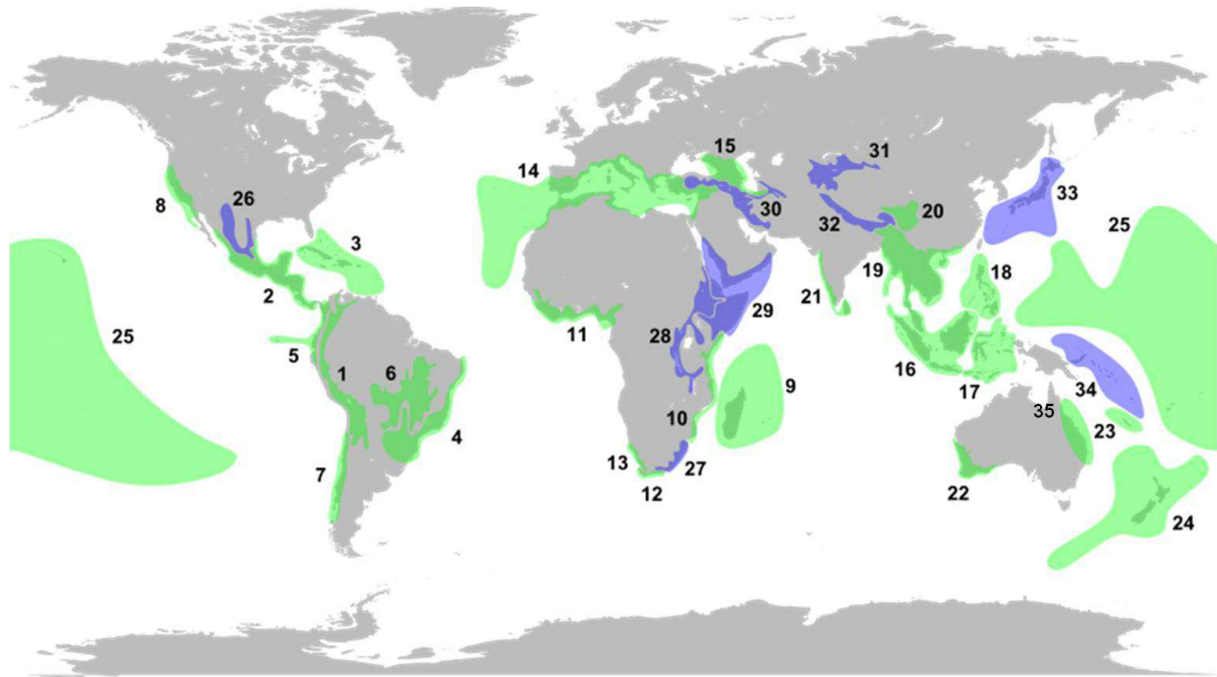


Figure 1.2. : Carte des 35 hotspots de biodiversité de la planète définis par Mittermeier *et al.* (2011). Proposition originale en vert et régions ajoutées en bleu. (1) Andes tropicales, (2) Amérique centrale, (3) Caraïbes, (4) Forêt atlantique, (5) Tumbes-Chocó-Magdalena, (6) Cerrado, (7) Forêts pluviales 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 (Géorgie, Arménie, Azerbaïdjan, Russie, Turquie et Iran), (16) Sundaland (Péninsule Malaise, Singapour, Brunei, Bornéo, Sumatra, Java et Bali), (17) Wallacea (Sulawesi, Petites îles de la Sonde, Moluques et Timor), (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 (4500 îles allant des Palaos à l'île de Pâques et de Hawaï jusqu'aux Fidji), (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 (Kazakhstan, Kirghizstan, Tadjikistan, Ouzbékistan, Chine, Afghanistan et Turkménistan), (32) Himalaya (Chine, Inde, Bhoutan, Pakistan, Afghanistan), (33) Japon, (34) Mélanésie orientale (Archipel Bismarck, îles Salomon et Vanuatu), (35) Forêts de l'Est Australien.

Pour toutes ces raisons, la conservation des écosystèmes insulaires est non seulement d'une grande urgence mais s'impose comme une priorité par la forte concentration d'espèces endémiques et menacées qu'ils abritent sur des surfaces relativement faibles et bien délimitées. Ces caractéristiques de surfaces relativement faibles et circonscrites facilitent leurs gestions techniques et logistiques, cependant leur isolement est un atout pour prévenir

d'éventuelles recolonisations d'espèces introduites et une difficulté dans les opérations de gestion (Bonnaud & Courchamp *in press*).

1.3. Les mammifères introduits dans les écosystèmes insulaires et modification des interactions biotiques

Parmi les espèces animales introduites, les mammifères représentent le taxon le plus largement dispersé et celui dont les effets sur les faunes et flores autochtones sont les plus prononcés (Atkinson 2001; Courchamp *et al.* 2003; Blackburn *et al.* 2004; Towns *et al.* 2006). Ces mammifères ont généralement été introduits sur les îles en tant que gibier de chasse (e.g. cervidés, lapins), pour l'élevage (e.g. porcins, bovins, ovins), comme animaux de compagnie (chiens, chats, chevaux) ou encore accidentellement (rongeurs commensaux de l'homme tels que les rats du genre *Rattus* ou la souris domestique). Parmi les espèces domestiques introduites par l'homme, certains individus sont retournés à l'état sauvage suite à leur évasion ou leur abandon, créant ainsi des populations marronnes capables de se reproduire et de se maintenir dans le milieu naturel indépendamment de l'homme. L'introduction de telles espèces va donc modifier les équilibres en place dans l'écosystème d'accueil, ainsi que les interactions existant initialement entre les espèces natives. Ces espèces introduites peuvent alors affecter les espèces natives en : (i) représentant des vecteurs de parasites pour les populations natives, (ii) provoquant des modifications génétiques au sein des espèces natives au travers des processus d'hybridation, (iii) affectant les populations de plantes ainsi que les espèces dépendant de l'habitat offert par ces plantes, (iv) induisant de la compétition par exploitation ou par interférence pour des ressources telles que la nourriture ou l'habitat, (v) constituer des prédateurs pour les proies natives et/ou (vi) constituant une ressource alimentaire pour les prédateurs autochtones (Ebenhard 1988; Courchamp *et al.* 2003).

En particulier, en s'insérant dans le réseau trophique d'accueil les espèces introduites vont pouvoir impacter les populations natives au travers d'interactions trophiques directes par consommation d'espèces (prédation et herbivorie) ou indirectes par compétition pour la ressource (nourriture ou habitat) et être alors considérées comme invasives (Courchamp 2003; Long 2003).

La compétition par exploitation pour la ressource alimentaire se produit quand plusieurs prédateurs partagent une même proie (Schoener 1983; Dickman 2003). Cette interaction, lorsqu'elle se produit entre espèces natives et espèces invasives, peut s'avérer fortement délétère par rapport aux équilibres biologiques préexistants et entraîner une réduction du

fitness, et donc de la taille de population mais également de la diversité génétique de l'espèce native compétitrice (Chapin *et al.* 2000; Crawley 2005; Harris 2009 ; Bonnington *et al.* 2013). Ainsi, les interactions biotiques par compétition représenteraient un facteur impliqué dans 11% des extinctions d'espèces d'oiseaux insulaires enregistrées depuis 1600 (King 1980) mais n'auraient provoqué que peu d'extinction globale d'espèces (Diamond & Veitch 1981; Sax *et al.* 2007 ; Bonnington *et al.* 2013). Cependant, l'impact des prédateurs introduits sur des espèces insulaires *via* le processus de compétition par exploitation de la ressource alimentaire a rarement été étudié (mais voir Clark 1981; Harris 2009; Bonnington *et al.* 2013) probablement car il est particulièrement difficile à mettre en évidence sans manipulation des effectifs de la population d'un des prédateurs en compétition (par retrait ou exclusion) (Connell 1983, Schoener 1983, Dickman 1986, Fasola & Canova 2000, Raffaelli & Moller 2000, Eccard & Ylönen 2003). L'impact de la compétition alimentaire par exploitation devrait être davantage considéré dans les études visant à mettre en lumière l'impact des prédateurs introduits sur le réseau trophique et la biodiversité insulaire.

Au contraire, les interactions trophiques par prédation ont été particulièrement bien documentées au travers d'analyses de régimes alimentaires de prédateurs. En biologie de la conservation, et en particulier sur les îles, ces études de régimes alimentaires ont été le plus souvent réalisées dans le but d'évaluer l'impact des prédateurs introduits sur les populations d'oiseaux indigènes, endémiques et/ou menacées (Stapp 2002; Harper 2007; Faulquier *et al.* 2009; Bonnaud *et al.* 2011, 2012). Plusieurs méthodes permettent d'étudier le régime alimentaire d'un prédateur, les plus couramment utilisées étant (i) l'identification morphologique des macro-restes non digérés retrouvés dans les échantillons alimentaires de prédateurs qui permet d'obtenir des données de fréquence d'occurrence, de nombre minimum de proies ingérées et de pourcentage de volume ou de biomasse par catégorie de proies, (ii) les analyses isotopiques qui fournissent des informations de régime alimentaire du prédateur sur de larges fenêtres temporelles et permettent de mettre en évidence des changements dans l'alimentation de celui-ci, et plus récemment (iii) les analyses moléculaires qui permettent d'identifier précisément (à l'espèce) l'ADN des proies contenues dans les échantillons alimentaires de prédateurs (Pompanon *et al.* 2012). Ces différentes méthodes se heurtent chacune à des biais méthodologiques d'identification (e.g. méthodes morphologique et isotopique) ou de quantification (e.g. méthodes isotopique et moléculaire) de proies. Leurs utilisations conjointes sont donc souvent recommandées afin de maximiser la précision et la fiabilité des données de régime alimentaire, en particulier lorsque l'on cherche à évaluer

l'intensité de l'impact d'un prédateur sur les populations de proies (Casper *et al.* 2007; Harper *et al.* 2007; Caut *et al.* 2008; Clare *et al.* 2009; Braley *et al.* 2010; Pompanon *et al.* 2012). La quantification précise de l'impact de ces prédateurs sur les espèces autochtones (e.g. en fonction des saisons, sur le cycle annuel, par habitat) est un pré-requis indispensable au développement de mesures de conservation adaptées (e.g. Bonnaud *et al.* 2010). Les interactions trophiques par prédation d'espèces natives peuvent entraîner de profond remaniements dans les réseaux trophiques des écosystèmes insulaires allant jusqu'à l'extinction locale voire totale de certaines espèces ou taxons (MacDonald & Thom 2001; Guo 2006; Blackburn 2008). Par exemple, l'introduction d'espèces herbivores telles que les lapins ou les chèvres peut provoquer de profonds changements au niveau de l'habitat et réduire fortement l'abondance des espèces végétales qu'elle consomme (Chapuis *et al.* 1994; Copson & Whinam 1998; Donlan *et al.* 2002; Gangoso *et al.* 2006). Ainsi, l'introduction du lapin (*Oryctolagus cuniculus*) en 1874 sur l'Archipel des îles Kerguelen (Terres Australes et Antarctiques Françaises, TAAF) a eu un impact désastreux sur l'écosystème entraînant une forte érosion du sol et le rapide déclin de la végétation native (Werth 1911; Chastain 1958; Aubert de la Rüe 1964 ; Chapuis *et al.* 1994; Frenot *et al.* 2001). Ces changements du couvert végétal ont indirectement affecté les communautés d'invertébrés associées (Frenot *et al.* 1987; Chapuis *et al.* 1991), mais également les communautés d'oiseaux marins *via* la modification de leur habitat, par dérangement au terrier et/ou la compétition par interférence pour l'espace dans les zones où le sol profond permet de creuser des terriers (Weimerskirch *et al.* 1989; Priddel *et al.* 2000; Brodier *et al.* 2011; Chapuis *et al.* 2011). Également, l'introduction volontaire de deux chats sur l'archipel des îles Kerguelen a conduit en 30 ans au développement d'une population de 3500 individus, et à l'élimination de 1,2 million d'oiseaux par an (Pascal 1980) Cet exemple illustre parfaitement l'ampleur de la menace que représentent les prédateurs introduits pour les espèces animales indigènes. Dans le cas des espèces carnivores, l'impact de la prédation se ressent bien entendu sur la population de l'espèce proie mais peut également se répercuter sur l'ensemble des réseaux trophiques par des réactions trophiques en cascade (Atkinson 2001; Zavaleta *et al.* 2001; Courchamp *et al.* 2003). Les prédateurs invasifs, et en particulier les chats *Felis silvestris catus* et les rats du genre *Rattus*, ont eu et continuent d'avoir la répercussion la plus forte au niveau des extinctions locales d'espèces dans les écosystèmes insulaires du fait de leur impact direct et souvent important sur les différentes espèces proies (MacDonald & Thom 2001; Schoener *et al.* 2001; Burbidge & Manly 2002; Blackburn *et al.* 2004).

1.4. Les chats domestiques et rats (*Rattus sp.*) invasifs au sein des écosystèmes insulaires, particulièrement le Pacifique

1.4.1. Capacité de dispersion à travers les îles du globe

La domestication du chat semble prendre son origine dans la région du croissant fertile dès le début du Néolithique comme le suggère la découverte à Chypre d'une sépulture humaine datant de 9500 ans contenant le squelette d'un chat (Vigne *et al.* 2004). Depuis cette époque, le chat domestique (*Felis silvestris catus*) a accompagné l'homme au cours de ses migrations et a été dispersé sur l'ensemble de la planète aboutissant à une taille de population mondiale estimée à un demi-milliard d'individus (Artois *et al.* 1997). Parallèlement, en utilisant les chats comme moyen de contrôle des populations de rats sur les navires, les navigateurs ont largement contribué à leur introduction sur tous les continents jusqu'aux îles océaniques les plus isolées (Todd 1977). Aujourd'hui, les chats ont colonisé au moins 65 des principaux groupes d'îles, depuis les îles subantartiques jusqu'aux îles les plus arides (Derenne 1976; Pascal 1980; Tabor 1983; Atkinson 1989), où ils sont généralement parvenus à s'établir sous forme de population de chats harets (Long 2003; Nogales *et al.* 2004). L'impact des chats sur les populations de vertébrés a été démontré sur au moins 120 îles et sur environ 175 espèces de vertébrés (25 reptiles, 123 oiseaux et 27 mammifères) appartenant pour la plupart à la liste rouge de l'IUCN (Medina *et al.* 2011).

D'origine supposée indo-malaise, le rat polynésien a été volontairement introduit en tant que source de nourriture par les premiers Polynésiens sur les îles du Pacifique au cours des derniers 3500 ans (Matisoo-Smith *et al.* 1998; Matisoo-Smith & Robins 2004; Matisoo-Smith *et al.* 2009). Cette colonisation ancienne semble être confirmée par la découverte de restes de rats du Pacifique dans tous les contextes archéologiques correspondant aux peuples Lapita et polynésiens (Matisoo-Smith *et al.* 1998; Matisoo-Smith & Robins 2004) notamment sur les archipels des Samoa, Tonga et Fidji (~3 000BP), puis sur les îles Marquises et Hawaïi (1 000-800BP), et sur l'île de Pâques (800-600BP; Barnes *et al.* 2006).

L'arrivée des colons Européens, il y a 300 ans, a provoqué une seconde vague d'invasion de rat avec sur les îles du Pacifique avec 2 espèces de rat commensales de l'homme, *R. rattus* et *R. norvegicus* (Atkinson 1985 ; Duncan *et al.* 2013).

Le complexe *R. rattus* comprend plusieurs lignées phylogénétiques, toutes issues du sud et sud-est de l'Asie, qui ont probablement été introduites par l'homme la période préhistorique sur de nombreuses îles océaniques telles que les Philippines, le Japon (îles Amami), l'Indo-

Malaisie (îles Sulawesi), la Micronésie et la Nouvelle Guinée (Matisoo-Smith & Robins 2004). Le rat noir a ensuite gagné le bassin méditerranéen vers 8 000BP pour la Palestine (Tchernov 1986; mais cette date est toujours en débat; Armitage *et al.* 1984; Audouin-Rouzeau 1999) ou vers 3500BP pour la Mésopotamie (Ervynck 2002) avant de coloniser l'Europe durant la période romaine, profitant de l'essor des échanges humains et commerciaux (Armitage 1984; Audouin-Rouzeau & Vigne 1994; Ruffino & Vidal 2010). Sa dispersion secondaire depuis l'Europe vers les océans atlantique et indien débuta sporadiquement à la fin du 15^{ème} siècle avec la période des grandes découvertes, puis s'intensifia, notamment dans le Pacifique, lors de la constitution des grands empires coloniaux dès le milieu du 19^{ème} siècle pour atteindre son apogée au milieu du 20^{ème} siècle (Atkinson 1985).

Enfin, l'introduction sur les îles du rat surmulot (*R. norvegicus*) a débuté bien plus tard que pour les deux autres espèces de rats. Cette espèce, originaire d'une région voisine du Sud de la Sibérie et du Nord de la Chine, est arrivée tardivement en Europe centrale vers le début du XVIII^{ème} siècle (Atkinson 1985). Une fois implanté dans les ports européens, il fut transporté par les bateaux sur un grand nombre d'îles des trois océans majeurs.

Globalement, les rats invasifs (*Rattus sp.*) ont été accidentellement introduits sur plus de 80% des îles du globe et les 3 espèces les plus invasives, le rat Polynésien (*R. exulans*), le rat surmulot (*R. norvegicus*) et le rat noir (*R. rattus*), ont aujourd'hui colonisé respectivement 24% ($n = 30$), 36% ($n = 44$) et 50% ($n = 61$) des 123 archipels du monde (Atkinson 1985; Russell *et al.* 2011). En conséquence, la plupart des îles du Pacifique, et en particulier les îles de Polynésie Française, hébergent simultanément une ou plusieurs de ces 3 espèces de rats qui interagissent habituellement par compétition (e.g. Baker 1946; Storer 1962; Williams 1972; Atkinson 1985; Twibell 1973; Spennemann 1997; Russell & Clout 2004; Harper & Veitch 2006).

1.4.2. Succès invasif

Le succès invasif de ces prédateurs introduits est dû à leur maturité sexuelle précoce, leur fécondité élevée (femelles polyoestriennes et multipares donnant naissance à plusieurs jeunes par portée, plusieurs fois par an), leur comportement reproducteur polygénique et polyandrique, leur grande capacité d'adaptation aux nouveaux environnements et à leur comportement alimentaire généraliste et opportuniste qui leur permet d'adapter leur alimentation au cours du temps en fonction de l'abondance et de la disponibilité de leurs

proies (Drake *et al.* 1989; Van Aarde 1986; Lockwood 1999; Fitzgerald & Turner 2000; Stattersfield & Capper 2000; Say *et al.* 2002; Caut *et al.* 2008; Blackburn *et al.* 2009). Les chats et rats sont ainsi des prédateurs généralistes qui consomment une grande variété de proies natives et introduites incluant des vertébrées (principalement mammifères, oiseaux et reptiles) et invertébrés (principalement des insectes) (Fitzgerald & Turner 2000; Blackburn *et al.* 2004; Jones *et al.* 2008; Harris 2009; Nogales & Medina 2009; Towns *et al.* 2003, 2007, 2009; Bonnaud *et al.* 2011). Ces prédateurs opportunistes sont identifiés comme la principale cause de déclin, d'extinctions locales ou globales d'espèces insulaires (Dowding & Murphy 2001; Towns *et al.* 2006; Knowlton *et al.* 2007; Jones *et al.* 2008; Medina *et al.* 2011).

1.4.3. Impact du chat domestique et des rats du genre *Rattus* sur l'avifaune insulaire

La grande majorité des extinctions d'espèces de vertébrés enregistrées depuis le 16^{ème} siècle ont eu lieu sur des îles, et les mammifères introduits seraient responsables de plus de la moitié d'entre elles (Honegger 1981; King 1985; Ceballos & Brown 1995; Ricketts *et al.* 2005; Sax & Gaines 2008; Loehle & Eschenbach 2012). Parmi ces extinctions de vertébrés, 53% concernent des espèces d'oiseaux dont 42% seraient liées à l'impact des prédateurs introduits. De plus, les prédateurs introduits constitueraient la principale menace pour 40% des espèces d'oiseaux insulaires actuellement menacés d'extinction (King 1985; Ceballos & Brown 1995; Ricketts *et al.* 2005). Depuis le 17^e siècle, 176 espèces ou sous-espèces d'oiseaux se sont éteintes dont 93% étaient endémiques d'îles et 61 de ces extinctions seraient directement liées à l'introduction de mammifères (Ceballos & Brown 1995; Blackburn *et al.* 2004; Towns *et al.* 2006; Medina *et al.* 2011). Le chat, en particulier sous sa forme férale, serait responsable à lui seul de l'extinction de 33 espèces d'oiseaux insulaires et les rats de 14 d'entre elles (Ebenhard 1988; Medina *et al.* 2011). La récente synthèse bibliographique de Medina *et al.* (2011) a montré que le chat avait eu un impact négatif sur 48 taxa d'oiseaux endémiques appartenant à 4 principaux groupes; les oiseaux terrestres (61 espèces appartenant principalement aux Passeriformes et Psittacidae); les oiseaux marins (45 espèces, principalement des pétrels, albatros, et pingouins). Les oiseaux aquatiques et les limicoles correspondants aux groupes les moins impactés (11 et 6 espèces respectivement) (Medina *et al.* 2011). Ainsi, à cause de la forte pression de prédation qu'ils exercent sur les espèces natives et en particulier sur le taxon des oiseaux, les chats et les rats sont pris comme exemple pour illustrer les 100 espèces invasives parmi les plus préoccupantes, liste établie par la World Conservation Union (Lowe *et al.* 2000).

Bien que la majorité des articles étudiant l'impact des chats et des rongeurs invasifs (*Rattus* sp.) sur les populations d'oiseaux insulaires, se concentrent sur les oiseaux marins, ces 2 types de prédateurs sont connus pour affecter également les populations d'oiseaux terrestres (Lever 1994; Jones *et al.* 2008; Matias & Catry 2008). Par exemple, sur les îles Herekopare les chats introduits ont provoqué l'extinction d'au moins 6 espèces d'oiseaux terrestres et la disparition de colonies d'oiseaux marins en quelques décennies *via* la prédation de plusieurs milliers des 400 000 oiseaux vivant sur ces îles (Fitzgerald & Veitch 1985).

Cependant, les chats et rats introduits ne semblent pas impacter les mêmes stades démographiques des populations d'oiseaux insulaires. En effet, les chats consomment rarement des œufs et leur prédation porte principalement sur les individus adultes et les juvéniles (Le Corre 2008; Russell *et al.* 2009). À l'inverse, les rats invasifs consomment peu d'adultes du fait de leur comportement plus agressif et de la difficulté de les capturer, et leur prédation se porte principalement sur les stades œuf et poussin, en particulier lorsqu'ils sont laissés sans surveillance ni défense parentale au nid (e.g. Penloup *et al.* 1997; Igual *et al.* 2006; Towns *et al.* 2006; Jones *et al.* 2008). Cependant, bien que les rats soient reconnus pour affecter toutes les tailles d'oiseaux, depuis des espèces de la taille de passereaux jusqu'à des espèces beaucoup plus massives comme l'albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*), il semblerait que la taille de l'espèce d'oiseau considérée soit un facteur la prédisposant à la prédation par les rats (plus l'espèce d'oiseau considérée est petite plus elle sera facilement prédatée à tous les stades démographiques incluant le stade adulte) et favoriserait donc son déclin (Imber 1984; Atkinson 1985; Jones *et al.* 2008; Zarzoso-Lacoste *et al.* 2011). Ainsi, les chats et rats ont des impacts différents et plus ou moins prononcés sur la dynamique de population des oiseaux insulaires. Par exemple, dans le cas des oiseaux marins longévifs ayant un faible taux de reproduction, il a été démontré que la perte d'un adulte reproducteur (prédation par les chats par exemple) est plus préjudiciable pour la survie de la colonie que la prédation d'un œuf ou même d'un poussin (prédation par les rats par exemple) au terme d'une année de reproduction (Doherty *et al.* 2004; Peck *et al.* 2008; Bonnaud 2009; Russell *et al.* 2009). En effet, l'impact du chat s'avère généralement nettement plus néfaste pour ces populations d'oiseaux du fait d'une prédation affectant principalement la classe d'âge adulte conduisant à une baisse immédiate des effectifs de la population à laquelle s'ajoute une diminution du taux de survie et du succès reproducteur. La prédation par le rat s'exerce quant à elle uniquement sur les stades poussin et œuf, provoquant une diminution du succès reproducteur de ces oiseaux et une baisse des effectifs de la population différée dans le temps.

Ainsi, la perte d'un individu reproducteur participant efficacement au taux de croissance annuel de la population apparaît plus préjudiciable pour ce type d'espèce que la perte d'un juvénile non reproducteur. Ceci est d'autant plus vrai que le taux de survie des juvéniles pour parvenir au stade reproducteur est faible et que le nombre de stades immatures est important (Le Corre 2008; Russell *et al.* 2009).

Cependant, la plupart des systèmes insulaires sont des systèmes multi-envahis qui hébergent à la fois des populations de chats et de rats. Dans ce cas, de nouvelles interactions trophiques se créent non seulement entre espèces introduites et espèces natives mais également entre les espèces introduites elles-mêmes (e.g. Zavaleta *et al.* 2001). Ce système trophique superprédateur (chat) -mésoprédateur (rat) -proie native (oiseau) est fréquemment retrouvé sur la majeure partie des îles du globe puisque le chat, prédateur de rongeurs, est fortement lié à la présence du rat, espèce commensale également largement dispersée au sein des systèmes insulaires, qui sont tous deux des prédateurs d'oiseaux (Courchamp *et al.* 2003; Jones *et al.* 2008; Russel *et al.* 2009; Medina *et al.* 2011). De ce fait, la présence de populations de rats facilite le maintien durable ou l'inflation de densité des populations de chats qui peuvent impacter encore plus fortement l'espèce native *via* un phénomène qualifié d'hyper-prédation (Courchamp *et al.* 2000, 2003; Bonnaud *et al.* 2007; Peck *et al.* 2008). Ainsi, les impacts cumulés des chats et rats par prédation sur les populations d'oiseaux endémiques insulaires peuvent considérablement accélérer leur extinction locale voire globale. Par exemple, sur Stewart Island, les chats et 3 espèces de rats invasifs ont conduit à l'extinction de 5 espèces d'oiseaux dont 3 étaient endémiques (Karl & Best 1982). Il est cependant nécessaire de souligner que leurs impacts *via* des interactions indirectes telles que la compétition pour la ressource alimentaire ne sont que trop rarement considérés et mériteraient d'être étudiés afin de mieux appréhender la complexité et l'intensité de l'impact des chats et rats invasifs sur les populations d'oiseaux insulaires, en particulier sur les espèces rares et menacées.

1.4.4. Eradication/contrôle des populations invasives et effets cascades potentiels

En terme de stratégie de conservation des espèces insulaires, l'éradication des prédateurs introduits est largement privilégiée depuis quelques décennies (Simberloff 2001; Zavaleta *et al.* 2001; Nogales *et al.* 2004; Pascal *et al.* 2008; Medina *et al.* 2011; Veitch *et al.* 2011). Ainsi, un peu moins de 100 campagnes d'éradications de chat haret ont été conduites sur différentes îles de la planète, dont 86% avec succès (Nogales *et al.* 2004; Campbell *et al.* 2011; Genovesi 2011; Medina *et al.* 2011), se traduisant généralement par des effets positifs

et rapides sur les espèces menacées, comme une ré-augmentation de la dynamique des populations voire la recolonisation de sites désertés (Cooper *et al.* 1995; Keitt & Tershy 2003; Hugues *et al.* 2008; Ratcliffe *et al.* 2009). Or, si les succès sont de plus en plus nombreux concernant des éradications autrefois jugées infaisables, la majorité des échecs des programmes de restauration écologique reste lié à des effets indésirables et inattendus résultant de ces actions de conservation (e.g. Kessler 2001; Bergstrom *et al.* 2009a; Chapuis *et al.* 2011).

Dans un système mettant en présence une proie endémique (oiseau), un méso-prédateur invasif (rat) et un super-prédateur invasif (chat), les éradications des prédateurs peuvent potentiellement donner lieu à des effets négatifs appelés « effets surprises » difficilement prévisibles à priori et contre productif pour l'espèce indigène menacée que l'on cherchait à protéger (Courchamp *et al.* 1999, Courchamp *et al.* 2003; Caut *et al.* 2009). Ceci est dû aux relations trophiques qu'entretiennent les espèces invasives (présentes à tous les niveaux de la chaîne trophique) entre elles et avec les espèces natives, mais aussi au rôle régulateur qu'est susceptible de jouer le super-prédateur sur les autres composantes de ce réseau (e.g. Zavaleta *et al.* 2001). La modification de l'intensité des relations trophiques peut aboutir à des réactions en chaîne affectant l'abondance d'autres espèces au travers par exemple de phénomènes de « relâche de méso-prédateurs » ou de « relâche de compétiteurs » (Caut *et al.* 2007). En effet, l'explosion démographique de la population du mésoprédateur ou du compétiteur, pouvant se produire consécutivement à l'éradication du super-prédateur, est susceptible d'entraîner des effets négatifs supplémentaires sur les espèces indigènes, voire leur extinction locale (Courchamp *et al.* 1999; Crooks & Soulé 1999; Rayner *et al.* 2007 ; Bergstrom *et al.* 2009a). De ce fait, afin d'éviter l'extinction de ces populations d'oiseaux par le biais de tels effets surprises, l'éradication simultanée des populations de chats et de rats est reconnue comme étant la mesure de conservation la plus efficace à mettre en place dans ce contexte (Zavaleta *et al.* 2001; Courchamp *et al.* 2003; Innes & Saunders 2011). Ceci a été confirmé par de nombreuses études (Imber *et al.* 2003; Rayner *et al.* 2007; Blackburn 2008).

Depuis les années 1990, ces programmes d'éradication font l'objet de débats et controverses relatifs à l'impact de ces actions de conservation sur l'écosystème (Simberloff 2001 ; Bergstrom *et al.* 2009a,b; Dowding *et al.* 2009). Cependant compte tenu des avancées scientifiques et technologiques, de la prise en compte des erreurs passées et de la nécessité de contrer cette forte érosion de biodiversité mondiale, une intervention est la plupart du temps

justifiée (Veitch *et al.* 2011). Néanmoins l'étude approfondie du réseau trophique à tous ses niveaux est fortement recommandée afin d'éviter de tels effets surprises.

1.5. Problématique et plan de la thèse

Compte tenu des éléments précédents ayant permis de faire le point sur (i) l'impact considérable des espèces invasives sur la biodiversité insulaire (ii) l'urgence de conserver des régions telles que les hotspots de biodiversité hébergeant des espèces en danger imminent d'extinction, en particulier dans un contexte de crise mondiale d'érosion de la biodiversité (iii) de la présence de prédateurs invasifs tels que les chats et les rats (*Rattus sp.*) sur la majorité de îles de la planète, nous avons choisi d'étudier une zone particulièrement vulnérable aux invasions biologiques. La Polynésie Française représente un site d'étude particulièrement pertinent pour étudier les relations trophiques entre les prédateurs introduits et les espèces indigènes puisque ses îles hébergent de nombreuses espèces d'oiseaux endémiques et menacées, et présentent des situations d'invasions biologiques variées. En effet, l'avifaune de Polynésie Française, totalisant 81 espèces, compte 25 espèces endémiques d'oiseaux terrestres dont 18 sont menacées d'extinction (Gouni & Zysman 2007). Parmi celles-ci, le Martin-chasseur des Gambier (*Todiramphus gambieri*) correspond à une des espèces d'oiseaux les plus menacées au monde. Depuis la disparition définitive de la sous-espèce de Mangareva aux Gambier à la fin du 19e siècle (Holyoak & Thibault 1984), cette espèce ne subsiste plus que sur le petit Atoll de Niau (26km²) (Archipel des Tuamotu, Polynésie Française) sous la forme d'une population relictuelle unique estimée à seulement 125 individus (Kesler *et al.* 2012). Le Martin-chasseur des Gambier est également inscrit sur la liste rouge des espèces menacées et classé en danger critique d'extinction (CR) selon les critères de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (BirdLife International 2013; IUCN 2013).

L'île de Niau représente donc un site d'étude se prêtant bien à l'étude des interactions biotiques puisqu'elle héberge simultanément une espèce en danger critique d'extinction et trois espèces de prédateurs introduits, à savoir le rat Polynésien (*R. exulans*), le rat noir (*R. rattus*) et le chat (*F. s. catus*). Bien que les îles représentent des écosystèmes au fonctionnement simplifié, les interactions biotiques qui s'y déroulent peuvent être complexes (interactions espèce native-native, native-introduite, introduite-introduite) (Pascal *et al.* 2010). Les espèces introduites peuvent impacter les espèces insulaires natives au travers d'interactions trophiques directes (prédation) ou indirectes (compétition pour la ressource alimentaire) qui peuvent avoir des conséquences catastrophiques sur leur survie et leur fitness,

et dans certains cas, provoquer leur extinction Courchamp 2003; Long 2003; Harris 2009). C'est pourquoi il est primordial d'étudier l'écologie trophique des prédateurs introduits *via* une analyse la plus précise possible de leurs régimes alimentaires afin de quantifier la prédation et/ou la compétition alimentaire et ainsi d'avoir une estimation fiable de leurs impacts sur la survie des espèces insulaires. En effet, du fait de la grande responsabilité de ces prédateurs invasifs dans les extinctions passées d'espèces d'oiseaux insulaires et de la menace qu'ils représentent pour les espèces menacées d'extinction imminente (King 1985; Courchamp *et al.* 2003; Ricketts *et al.* 2005), les deux espèces de rats introduits et le chat domestique représentent une menace majeure pour la survie de la population de Martin-chasseur des Gambier sur Niau. La synergie de l'impact de ces prédateurs *via* la prédation des différents stades démographiques du Martin-chasseur des Gambier pourrait avoir des conséquences dramatiques pour la survie de l'espèce (Kesler *et al.* 2012), et ce, à très court terme. De plus, le régime alimentaire des chats et de ces 2 espèces de rats sur d'autres îles montre qu'ils sont d'importants prédateurs de lézards et d'insectes, ce qui suggère qu'ils puissent entrer en compétition pour ces proies avec le Martin-chasseur (Fitzgerald & Turner 2000; Blackburn *et al.* 2004; Jones *et al.* 2008; Harris 2009; Nogales & Medina 2009; Towns *et al.* 2009; Bonnaud *et al.* 2011). Ainsi, les chats et rats invasifs ont été désignés comme étant très probablement les principaux responsables de la raréfaction de cet oiseau *via* les phénomènes de prédation directe d'individus et/ou de compétition exploitative pour la ressource alimentaire (Gouni *et al.* 2006; Coulombe *et al.* 2011; Kesler *et al.* 2012), mais sans qu'aucun élément tangible n'ait vraiment été recueilli et surtout qu'aucune étude, notamment d'écologie trophique, n'ait été réalisée. C'est pourquoi un programme complet porté par une ONG locale (la Société d'Ornithologie de Polynésie « MANU ») a été mis en œuvre sur cette île autour de la conservation de cette espèce aux portes de l'extinction, et a favorisé la réalisation d'études scientifiques (i) sur la biologie et le comportement de cet oiseau (travaux réalisés par l'équipe Fisheries and Wildlife de l'Université du Missouri School of Natural Resources), puis (ii) sur les interactions entre cette espèce et les mammifères introduits (cadre dans lequel s'insère ce travail de thèse).

Ce travail de recherche a ainsi été proposé afin de répondre à ces différentes questions (i) l'analyse morphologique des macro-restes non digérés dans les échantillons alimentaires de prédateurs correspond elle à la méthode optimale pour l'évaluation de leurs impacts sur les populations d'oiseaux insulaires ?, (ii) Comment maximiser la probabilité d'amplification PCR, et donc la détection, de proies cibles dans les analyses moléculaires de régime

alimentaire de prédateurs ? (iii) Quels sont les apports de la biologie moléculaire par rapport aux problématiques de conservation d'oiseaux insulaires ? Application à l'étude de l'impact des prédateurs invasifs sur l'avifaune de Niau, (iv) Quels sont les impacts trophiques directs et indirects exercés par les prédateurs introduits (chats et rats) de Niau sur la population de Martin-chasseur des Gambier ?

Les différents chapitres de la thèse s'articulent autour des objectifs correspondants de la manière suivante :

Chapitre 2 : Le premier objectif de cette thèse a été d'évaluer la performance des méthodes d'analyses morphologiques pour l'identification spécifique des restes d'oiseaux contenus dans les échantillons alimentaires (estomacs, tractus digestif, fèces) de chats et de rongeurs invasifs (*R.norvegicus*, *R.rattus*, *R.exulans* et *Mus musculus*). A travers une synthèse bibliographique de publications scientifiques, la plus exhaustive possible, nous avons cherché à pointer les avantages et limites de cette méthode pour l'identification de macro-restes non digérés d'oiseaux dans les échantillons alimentaires de ces prédateurs. En effet, en biologie de la conservation, la précise évaluation de l'impact de la prédation par les prédateurs invasifs sur les populations d'oiseaux est indispensable au développement de mesures de gestions adaptées, en particulier lorsque l'on s'intéresse à la conservation d'espèces d'oiseaux rares et/ou menacés. Enfin, l'intérêt et les limites des méthodes alternatives d'étude de régime alimentaire récemment développées, ainsi que leurs potentialités à être utilisées comme des outils complémentaires ou de substitution dans les études de conservation d'espèces d'oiseaux seront analysés et discutés.

Chapitre 3 : Le développement récent de méthodes alternatives d'analyse de régime alimentaire telles que les méthodes moléculaires basées sur la l'amplification de fragments d'ADN de proies cibles (espèce ou taxon), offrent de nouvelles perspectives dans la compréhension des interactions trophiques existant entre espèces. Cependant, ces méthodes, bien que très performantes et fiables, nécessitent une optimisation maximale de (i) la phase d'extraction de l'ADN total contenu dans ces échantillons alimentaires afin d'obtenir un ADN le plus « pur » améliorant ainsi le succès de l'amplification. (ii) la phase de sélection des amorces qui seront utilisés lors de la PCR pour amplifier l'ADN des proies cibles. Le second objectif de cette étude était donc de mettre au point le meilleur protocole moléculaire possible *via* l'optimisation des 2 étapes clés énoncées ci-dessus afin de maximiser le rendement d'amplification PCR de proies telles que les oiseaux, plantes et invertébrés dans des échantillons alimentaires de rats (*R.exulans* et *R.rattus*).

Chapitre 4 : Une fois l'optimisation du protocole moléculaire effectuée (voir Chapitre 3), cette méthode a pu être appliquée à un cas d'étude de terrain dédié à la conservation d'oiseaux sur l'Atoll de Niau (Archipel des Tuamotu, Polynésie Française). Le troisième objectif de cette thèse était donc d'évaluer l'efficacité de la détection ainsi que la précision de l'identification des restes d'oiseaux dans le régime alimentaire de 3 prédateurs invasifs (chat domestique, rat noir et rat polynésien) des méthodes d'analyses morphologiques et moléculaires. Afin de faire face au taux de fragmentation élevé de l'ADN des proies dans les échantillons alimentaires de ces 3 prédateurs, 3 couples d'amorces « oiseaux-spécifiques » ciblant le même gène mitochondrial (*Cox1*) mais différents par leurs tailles d'amplicons ont été utilisés dans la méthode d'analyse moléculaire. Les résultats de détection et d'identification d'oiseaux consommés procurés par ces méthodes ont ensuite été comparés et leurs performances discutées dans le contexte d'études de conservation d'espèces d'oiseaux rares et/ou menacées.

Chapitre 5: Bien que les chats et rats de Niau soient fortement suspectés d'être les principaux responsables de la raréfaction du Martin-chasseur des Gambier, aucune étude n'a jamais été réalisée concernant les menaces que peuvent représenter ces prédateurs invasifs pour la population de cette espèce d'oiseau en danger critique d'extinction. Ainsi, l'étude précise de l'écologie trophique des chats domestiques, rats noirs, rats polynésiens et Martin-chasseur des Gambier *via* la combinaison des méthodes d'analyses morphologiques et moléculaires nous a permis de répondre au 4^{ème} objectif de cette thèse, à savoir l'évaluation des impacts directs et indirects des prédateurs introduits (chats et rats) sur la population de Martin-chasseur des Gambier. Afin de mieux répondre à cette question nous l'avons déclinée en 2 sous objectifs dans lesquels nous avons tenté de (i) quantifier la pression de la prédation exercée par les chats et rats invasifs sur le Martin-chasseur des Gambier, (ii) évaluer l'existence d'une compétition pour la ressource alimentaire entre cet oiseau et ces 3 prédateurs invasifs et identifier les types de proies concernées (arthropodes terrestres et lézards principalement) *via* la comparaison de leurs largeurs de niches ainsi que de leurs recouvrements alimentaires. Enfin, aux vues de l'ensemble de nos résultats, des mesures de gestion spécifiques et adaptées à la conservation du Martin-chasseur des Gambier sont proposées.

Références bibliographiques :

- Achard F., Eva H. D., Stibig H.-J., Mayaux P., Gallego J., Richards T., Malingreau J.-P. (2002) Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. *Science*, **297**, 999-1002.
- Anderson A. (1989) Mechanics of overkill in the extinction of New Zealand moas. *Journal of Archaeological Science*, **16**, 137-151.
- Armitage P. (1984) Unwelcome companions: ancient rats reviewed. *Antiquity*, **68**, 231-240.
- Armitage P., West B., Steedman K. (1984) New evidence of the black rat in Roman London. *The London Archaeologist*, **4**, 375-383.
- Artois, M., M.-J. Duchene., J.-M. Pericard, V. Xemar. (1997) Le chat domestique errant ou haret. *Encyclopedie des carnivores de France* **18**.
- Asquith N. M., Wright S. J., Clauss M. J. (1997) Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. *Ecology*, **78**, 941-946.
- Atkinson I. A. E. (1985) The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effect on island avifaunas. In Conservation of island birds: case studies for the management of threatened island species, ICBP Technical Publication, Moors P. J. (Ed.), Cambridge, United Kingdom, 35-81.
- Atkinson I. A. E. (1989). Introduced animals and extinctions,. In Western D., Pearl M.C. (Ed.), Conservation for the Twenty-First Century, Oxford University Press, New York, United States of America, 54-75.
- Atkinson, I. A. E. (2001) Introduced mammals and models for restoration. *Biological Conservation*, **99**, 81-96.
- Aubert de la Rüe E. (1964) Observations sur les caractères et la répartition de la végétation des Iles Kerguelen. *Comité National Français pour les Recherches Antarctiques* **10**, 1-60.
- Audouin-Rouzeau F., Vigne J.-D. (1994) La colonisation de l'Europe par le rat noir (*Rattus rattus*). *Revue de Paléobiologie*, **13**, 125-145.
- Audouin-Rouzeau F. (1999) Le rat noir (*Rattus rattus*) et la peste dans l'occident antique et médiéval. *Bulletin de la Société Pathologique Exotique*, **92**, 422-426.
- Avise J. C., Hubbell S. P., Ayala F. J. (2008) In the light of evolution II: Biodiversity and extinction. *Proceedings of the National Academie of Science*, **105**, 11453-11457.
- Baker R. H. (1946) A study of rodent populations Guam, Mariana Islands. *Ecological Monographs*, **16**, 394-408.
- Barbault R. (2010) A new beginning for biodiversity? *Comptes Rendus Biologies*, **334**, 483-488.
- Barel C. D. N., Dorit R., Greenwood P. H., Fryer G., Hughes N., Jackson P. B. N., Kawanabe H., Lowe-McConnell R. H., Nagoshi M., Ribbink A J., Trewavas E., Witte F., Yamaoka K. (1985) Destruction of fisheries in Africa's lakes. *Nature*, **315**, 19-20.
- Barnes S. S., Matisoo-Smith E., Hunt T.L. (2006) Ancient DNA of the Pacific rat (*Rattus exulans*) from Rapa Nui (Easter Island). *Journal of Archaeological Science* **33**, 1536-1540.
- 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., Ferrer E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, **471**, 51-57.
- Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thuiller W., Courchamp F. (2012) Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, **15**, 365-377.
- 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.
- Bierregaard Jr. R. O., Lovejoy T. E., Kapos V., Dossantos A. A., Hutchings R. W. (1992) The Biological Dynamics of Tropical Rain-Forest Fragments. *Bioscience*, **42**, 859-866.
- BirdLife International. (2013) BirdLife's online World Bird Database: the site for bird conservation. Version 2.0. Cambridge, UK: BirdLife International. Disponible à: <http://www.birdlife.org>.
- Blackburn T., Cassey P., Lockwood J. (2009) The role of species traits in the establishment success of exotic birds. *Global Change Biology*, **15**, 2852-2860.

- Blackburn T. M., Cassey P., Duncan R. P., Evans K. L., Gaston K. J. (2005). Response to comment on "Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands". *Science*, **307**, 1412.
- Blackburn T. M. (2008) Using aliens to explore how our planet works. *Proceedings of the National Academie of Science*, **105**, 9-10.
- 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.
- Bonnaud E., Zarzoso-Lacoste D., Bourgeois K., Ruffino L., Legrand J., Vidal E. (2010) Top-predator control on islands boosts endemic prey but not mesopredator. *Animal Conservation*, **13**, 556-567.
- Bonnaud E., Medina F. M., Vidal E., Nogales M., Tershy B., Zavaleta E., Donlan C. J., Keitt B., Le Corre M., Horwath S. V. (2011) The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. *Biological Invasions*, **13**, 581-603.
- 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., Courchamp F. Conservation des biotas insulaires. In *Ecologie de la Conservation*; Editeur : De Boeck, sous la direction scientifique de Michel Gauthier-Clerc, François Mesleard et Jacques Blondel. In press.
- 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*, **51**, 261-270.
- 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. *Journal of mammalogy*, **88**, 1074-1081.
- Bonnington C., Gaston K. J., Evans K. L. (2013) Fearing the feline: domestic cats reduce avian fecundity through trait-mediated indirect effects that increase nest predation by other species. *Journal of Applied Ecology*, **50**, 15-24.
- Braley M., Goldsworthy S. D., Page B., Steer M., Austin J. J. (2010) Assessing morphological and DNA-based diet analysis techniques in a generalist predator, the arrow squid *Nototodarus gouldi*. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 466-74.
- Brodier S., Pisanu B., Villers A., Pettex E., Lioret M., Chapuis J.-L., Bretagnolle V. (2011) Responses of seabirds to the rabbit eradication on Ile Verte, sub-Antarctic Kerguelen Archipelago. *Animal Conservation*, **14**, 459-465.
- Brooke R. K., Lockwood J. L., Moulton M.P. (1995) Patterns of success in passeriform bird introductions on Saint Helena. *Oecologia*, **103**, 337-342.
- Brooks T. M., Pimm S. L., Collar N.J. (1997) Deforestation Predicts the Number of Threatened Birds in Insular Southeast Asia. *Conservation Biology*, **11**, 382-394.
- Brooks T. M., Mittermeier R., Mittermeier C. G., Fonseca, G. B. da Rylands A. B., Konstant W. R., Flick P., Pilgrim J., Oldfield S., Magin G., Hilton-Taylor C. (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.
- Brundtland G.H. (1987) Notre Avenir à Tous, rapport de la commission mondiale sur l'Environnement et le Développement. Les Editions du Fleuve (ed.), Paris, France.
- Burbidge A. A., Manly B. F. J. (2002) Mammal extinctions on Australian islands: causes and conservation implications. *Journal of Biogeography*, **29**, 465-473.
- 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*. Veitch CR, Clout MN, Towns DR. IUCN (International Union for Conservation of Nature) (ed.), Gland, Switzerland.
- Casper R. M., Jarman S. N., Deagle B. E., Gales N. J., Hindell M. A. (2007) Combining DNA and morphological analysis of faecal samples improves insight into trophic interactions: a case study using a generalist predator. *Marine Biology*, **152**, 815-825.
- Caut S., Angulo E., Courchamp F. (2009) Avoiding surprise effects on Surprise Island: alien species control in a multitrophic level perspective. *Biological Invasions*, **11**, 1689-1703.
- Caut S., Casanovas J.G., Virgos E.S., Lozano J., Witmer G.W., Courchamp F. (2007) Rats dying for mice: modelling the competitor release effect. *Austral Ecology*, **32**, 858-868.
- Caut S., Angulo E., Courchamp F. (2008) Dietary shift of an invasive predator: rats, seabirds and

- sea turtles. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 428-437.
- CDC (2003) Its time to prepare for West Nile virus. http://www.cdc.gov/ncidod/dvbid/westnile/WN_Vmyths.htm.
- Ceballos G., And Brown J. H. (1995) Global Patterns of Mammalian Diversity, Endemism, and Endangerment. *Conservation Biology*, **9**, 559-568.
- Chapin S., Zavaleta E. S., Eviner V. T., Naylor R. L., Vitousek P. M., Reynolds H. L., Hooper D. U., Lavorel S., Sala O. E., Hobbie S. E., Mack M. C., Díaz. S. (2000) Consequences of changing biodiversity, *Nature* **405**, 234-242.
- Chapuis J.-L., Vernon P., Frenot Y., (1991) Fragilité des peuplements insulaires : exemple des îles Kerguelen, archipel subantarctique. In: Massoud, Z. (Ed.), Réactions des êtres vivants aux changements de l'environnement. Actes des Journées de l'Environnement du Centre National de la Recherche Scientifique 30 nov. - 1er déc. 1989. CNRS, Paris, France 235-248.
- Chapuis, J.-L., Bousse` s, P., Barnaud, G., 1994. Alien mammals, impact and management in the French subantarctic islands. *Biological Conservation*, **67**, 97-104.
- Chapuis J.-L., Pisanu B., Brodier S., Villers A., Pettex E., Lioret M., Bretagnolle V. (2011) Eradication of invasive herbivores: usefulness and limits for biological conservation in a changing world. *Animal Conservation*, **14**, 471-473.
- Chastain, A., (1958) La flore et la végétation des îles de Kerguelen. *Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle. Botanique*, **11**, 1-136.
- Cincotta C. L., Adams J. M., Holzapfel C. (2009) Testing the enemy release hypothesis: a comparison of foliar insect herbivory of the exotic Norway maple (*Acer platanoides* L.) and the native sugar maple (*A. saccharum* L.). *Biological Invasions*, **11**, 379-388.
- Clare E. L., Fraser E. E., Braid H. E., Fenton M. B., Hebert P. D. N. (2009) Species on the menu of a generalist predator, the eastern red bat (*Lasiurus borealis*): using a molecular approach to detect arthropod prey. *Molecular Ecology*, **18**, 2532-2542.
- Clark D. A. (1982) Foraging patterns of black rats across a desert-montane forest gradient in the Galapagos. *Biotropica*, **13**, 182-194.
- Clavero M., Garcia-Berthou E. (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**, 110.
- Colautti R I, MacIsaac H. J. (2004) A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions*, **10**, 135-141.
- Colautti R, Richardson D (2009) Subjectivity and flexibility in invasion terminology: too much of a good thing? *Biological Invasions*, **11**, 1225-1229.
- Connell J. H. (1983) On the prevalence and relative importance of interspecific competition: evidence from field experiments. *American Naturalist*, **122**, 661-696.
- Cooper J., Marais A. V. N., Blommer J. P., Bester M.N. (1995) A success story: Breeding of burrowing petrels (Procelariidae) before and after eradication of feral cats *Felis catus* at subantarctic Marion Island. *Marine Ornithology*, **23**, 33- 37.
- Copson G.R.,Whinam J. (1998) Response of vegetation on subantarctic Macquarie Island to reduced rabbit graz-ing. *Australian Journal of Botany*, **46**, 15-24.
- Coulombe G. L., Kesler D. C., Gouni A. (2011) Agricultural coconut forest as habitat for the critically endangered Tuamotu Kingfisher (*Todiramphus gambieri gertrudae*) *Auk*, **128**, 283-292.
- Courchamp F., Chapuis J-L et Pascal M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, **78**, 347-383.
- Courchamp F., Langlais M., Sugihara G. (1999) Cats protecting birds : modelling the mesopredator effect. *Journal of Animal Ecology*, **68**, 282-292.
- Courchamp, F., Langlais M., Sugihara G. (2000) Rabbits killing birds: modelling the hyperpredation process. *Journal of Animal Ecology*, **69**, 154-164.
- Courchamp F., Angulo E., Rivalan P., Hall R. J., Signoret L., Bull L., Meinard Y. (2006) Rarity Value and Species Extinction: The Anthropogenic Allee Effect. *PLoS Biology*, **4**, e415.
- Crawley M. J. (2005) Learning from the Aliens. *Science*, **310**, 623-624.
- Crooks K. R., Soulé M. E., (1999) Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, **400**, 563-566.
- D'Antonio C. M., Kark S. (2002) Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, **17**, 202-204.
- Davis M. A., Chew M. K., Hobbs R. J., Lugo A. E., Ewel J. J., Vermeij G. J., Brown J. H.,

- Rosenzweig M. L., Gardener M. R., Carroll S. P., Thompson K., Pickett S. T. A., Stromberg J. C., Tredici P. D., Suding K. N., Ehrenfeld J. G., Philip Grime J., Mascaro J., Briggs J. C. (2011) Don't judge species on their origins. *Nature*, **474**, 153-154.
- Derenne P. (1976) Notes sur la biologie du chat haret de Kerguelen. *Mammalia*, **40**, 531-595
- Diamond J., Veitch C. R. (1981) Extinctions and introductions in the New Zealand avifauna: cause and effects? *Science* **211**, 499-501.
- Dickman C. R. (1986) An experimental-study of competition between 2 species of Dasyurid marsupials. *Ecological Monographs*, **56**, 221-241.
- Dickman C. R. (2003) Species interactions: direct effects, In Ecology: An Australian perspective. P. Attiwill & B. Wilson (ed.), Oxford University Press, Oxford, United Kingdom, 140-157.
- Didham R. K., Tylianakis J. M., Hutchison M. A., Ewers R. M., Gemmill N. J. (2005) Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology and Evolution*, **20**, 471-474.
- Didham R. K., Tylianakis J. M., Gemmill N. J., Rand T. A., Ewers R. M. (2007) Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Ecology and Evolution*, **22**, 489-496.
- Doherty P. F., Schreiber E. A., Nichols J. D., Hines J. E., Link W. A., Schenk G. A., Schreiber R. W. (2004) Testing life history predictions in a long-lived seabird: a population matrix approach with improved parameter estimation. *Oikos*, **105**, 606-618.
- Donlan C. J., Wilcox W. (2008) Diversity, invasive species and extinctions in insular ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 1114-1123.
- Donlan C. J., Tershy B. R., Croll D. A. (2002) Islands and introduced herbivores: conservation action as ecosystem experimentation. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 235-226.
- Dowding J. E., Murphy E. C. (2001) The impact of predation by introduced mammals on endemic shorebirds in New Zealand: a conservation perspective. *Biological Conservation*, **99**, 47-64.
- Dowding J. E., Murphy E. C., Springer K., Peacock A. J., Krebs C. J. (2009) Cats, rabbits, *Myxoma* virus, and vegetation on Macquarie Island: a comment on Bergstrom *et al.* *Journal of Applied Ecology*, **46**, 1129-1132.
- Drake J. A., Mooney H. A., di Castri F., Groves R. H., Kruger F. J., Rejmánek M., Williamson M. (1989) Biological invasions: a global perspective. SCOPE Report, Wiley (ed), Chichester, United Kingdom, p525.
- Drake D. R., Mulder C. P. H., Towns D. R. & Daugherty C. H. (2002) The biology of insularity: an introduction. *Journal of Biogeography*, **29**, 563-569.
- Dulloo M. E., Kell, S. R., Jones, C. G. (2002) Impact and control of invasive alien species on small islands. *International Forestry Review*, **4**, 277-285.
- Duncan R. P., Blackburn T. M. (2007) Causes of extinction in island birds. *Animal Conservation*, **10**, 149-150.
- Duncan R. P., A. Boyer. G, Blackburn T. M. (2013) Magnitude and variation of prehistoric bird extinctions in the Pacific. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, *in press*. DOI: 10.1073/pnas.1216511110.
- Ebenhard T. (1988) Introduced birds and mammals and their ecological effects. *Swedish Wildlife Research*, **13**, 1-107.
- Eccard J. A., Ylönen H. (2003) Interspecific competition in small rodents: from populations to individuals. *Evolutionary Ecology*, **17**, 423-440.
- Ervynck A. (2002) Sedentism or urbanism? On the origin of the commensal black rat (*Rattus rattus*). In: Dobney K & O'Connor T (ed.) *Bones and the man*. Studies in honour of Don Brothwell. Oxbow, Oxford, United Kingdom, 95-109.
- Falk-Petersen J., Bohn T., Sandlund O. T. (2006) On the numerous concepts in invasion biology. *Biological Invasions*, **8**, 1409-1424.
- FAO (2007) State of the World's Forests 2007. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Fasola M., Canova L. (2000) Assymetrical competition between the bank vole and the wood mouse, a removal experiment. *Acta Theriologica*, **45**, 353-365.
- Faulquier L., Fontaine R., Vidal E., Salamolard M., Le Corre M. (2009) Feral Cats (*Felis catus*) Threaten the Endangered Endemic Barau's Petrel (*Pterodroma baraui*) at Reunion Island (Western Indian Ocean). *Waterbirds*, **32**, 330-336.
- Fearnside P. M., Graça P. M. L. (2006) BR-319: Brazil's Manaus-Porto highway and the potential impact of linking the arc of deforestation to central Amazonia. *Environmental Management*, **38**, 705-716.
- Ferraz G., Russell G. J., Stouffer P. C., Bierregaard R. O., Pimm S. L., T.E. Lovejoy T.E. (2003)

- Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **100**, 14069-14073.
- Fitzgerald B. M., Veitch C. R. (1985) The cats of Herekopare Island, New Zealand: their history, ecology and effects on birdlife. *New Zealand Journal of Zoology*, **12**, 319-330.
- 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. & Bateson P. (Ed.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 152-175.
- Frenot Y., Tréhen P., Vernon P. (1987) Organisation comparée des peuplements de Diptères et de Lombriciens en milieu insulaire subantarctique: exemples de l'Île de la Possession, de l'Île aux Cochons (archipel Crozet) et l'Île de Croÿ (archipel Kerguelen). *Bulletin de la Société Zoologique de France* **112**, 483-494.
- Frenot Y., Gloaguen J.-C., Massé L., Lebouvier M. (2001) Human activities, ecosystem disturbance and plant invasions in subantarctic Crozet, Kerguelen and Amsterdam Islands. *Biological Conservation*, **101**, 33-50.
- Fritts T. H., Rodda G. H. (1998) The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: A Case History of Guam. *Annual review of Ecology and Systematics*, **29**, 113-140.
- Gangoso L., Donazar J. A., Scholz S., Palacios C. J., Hiraldo F. (2006) Contradiction in conservation of island ecosystems: plants, introduced herbivores and avian scavengers in the Canary Islands. *Biodiversity and Conservation*, **15**, 2231-2248.
- Gascon C., Williamson G. B., Da Fonseca G. A. B. (2000) Ecology - Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, **288**, 1356-1358.
- Gaston K. J., Blackburn T. M., Goldewijk K. (2003) Habitat conversion and global avian biodiversity loss. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, **270**, 1293-300.
- Genovesi P. (2011) Are we turning the tide? Eradications in times of crisis: how the global community is responding to biological invasions. In *Island Invasives: Eradication and Management*, Veitch CR, Clout MN, Towns DR. IUCN (International Union for Conservation of Nature) (ed.), Gland, Switzerland.
- Glavin T. (2007) *The Sixth Extinction: Journeys Among the Lost and Left Behind*. T. D. Books (Ed.), New York, United States of America.
- Goldschmidt T., Witte F., Wanink J. (1993) Cascading Effects of the Introduced Nile Perch on the Detritivorous/Phytoplanktivorous Species in the Sublittoral Areas of Lake Victoria. *Conservation Biology*, **7**, 686-700.
- Gophen M., Ochumba P. B. O., Kaufman L. S. (1995) Some aspects of perturbation in the structure and biodiversity of the ecosystem of Lake Victoria (East Africa). *Aquatic Living Resources*, **8**, 27-41.
- Gouni, A., Zysman. T. (2007) Oiseaux du Fenua. Tahiti et ses îles. Tethys Editions (ed.), Papeete, French Polynesia, p239.
- Gouni A., Kesler, D. C., Sarsfield, R., Tehei, T., Gouni, J., Butaud, J., Blanc, L., Durieux, J., Marie, J., Lichtlé, A., (2006) Étude du Martin-chasseur des Gambier (*Todiramphus gambieri niauensis*) sur l'atoll de Niau. Société d'Ornithologie de Polynésie "Manu"(ed.), Papeete, French Polynesia, p67.
- Guo J. (2006) The Galápagos Islands kiss their goat problem goodbye. *Science*, **313**, 1567.
- Harper G. A., Veitch C. R. (2006) Population ecology of Norway rats (*Rattus norvegicus*) and interference competition with Pacific rats (*R. exulans*) on Raoul Island, New Zealand. *Wildlife Research*, **33**, 539-548.
- Harper G. A. (2007) Detecting predation of a burrow-nesting seabird by two introduced predators, using stable isotopes, dietary analysis and experimental removals. *Wildlife Research*, **34**, 443-453.
- Harris D. B. (2009) Review of negative effects of introduced rodents on small mammals on islands. *Biological Invasions*, **11**, 1611-1630.
- Holyoak, D. T., Thibault, J. C. (1984) Contribution à l'étude des oiseaux de Polynésie orientale. *Memoires du Museum National d'Histoire Naturelle*, **127**, 1-209.
- Honegger R. E. (1981) List of *amphibians* and reptiles either known or thought to have become extinct since 1600. *Biological Conservation*, **19**, 141-158.
- 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.
- Igual J. M., Forero M. G., Gomez T., Orueta J. F., Oro D. (2006) Rat control and breeding performance in Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. *Animal Conservation*, **9**, 59-65.

- Imber M. J., McFadden I., Bell E. A., Scofield R. P. (2003) Post-fledging migration, age of first return and recruitment, and results of inter-colony translocation of black petrels (*Procellaria parkinsoni*). *Notornis* **50**, 183-190.
- Innes J., Saunders A. (2011) Eradicating multiple pests: an overview. In *Island Invasives: Eradication and Management*. Veitch CR, Clout MN, Towns DR. IUCN (International Union for Conservation of Nature) (ed.), Gland, Switzerland.
- International Union for the Conservation of Nature [IUCN]. (2013) Red list of threatened species. Version 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org>>.
- Jeschke J. M., Strayer D. L. (2005) Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **102**, 7198-7202.
- Jones A. R. (2009) The Next Mass Extinction: Human Evolution or Human Eradication. *Journal of cosmology*, **2**, 316-333.
- Jones, H. P., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Croll, D., Keitt, B., Finkelstein, M. Howald, G. (2008) Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. *Conservation Biological*, **22**, 16-26.
- Karl B. J., Best H. A. (1982) Feral cats on Stewart Island: their foods and their effects on kakapo. *New Zealand Journal of Zoology*, **9**, 287-294.
- Kaufman L., Cohen A. S. (1993) The Great Lakes of Africa. *Conservation Biological*, **7**, 632-633.
- Kaufman L. (1992) Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems. *BioScience*, **42**, 846-858.
- Kaufman L. (1997) Asynchronous taxon cycles in haplochromine fishes of the greater Lake Victoria region. *South Africa Journal of Science*, **93**, 601-606.
- Keitt B., Campbell K., Saunders A., Clout M., Wang Y., Heinz R., Newton K. et Tershy B. (2011). The Global Islands Invasive Vertebrate Eradication Database: A tool to improve and facilitate restoration of island ecosystems. IUCN. In Veitch C. R., Clout M. N. et Towns, D. R. (Ed.), *Island Invasives: Eradication and Management*. Proceedings of the International Conference on Island Invasives. Gland, Switzerland and Auckland, New Zealand, p542.
- Keitt B. S., Tershy B. R. (2003) Cat eradication significantly decreases shearwater mortality. *Animal Conservation*, **6**, 307-308.
- Kesler D. C., Laws R. J., Allison S. C., Gouni A., Stafford J. D. (2012) Survival and Population Persistence in the Critically Endangered Tuamotu Kingfisher, *The Journal of Wildlife Management*, **76**, 1001-1010.
- Kessler C. C. (2001) Eradication of feral goats and pigs from Sarigan Island, Commonwealth of the Northern Mariana Islands; methods and results. In: Clout M (ed.) *Eradication of islands invasives: practical actions and results achieved*. University of Auckland, Auckland, New-Zealand, p 18.
- Kier G., Kreft H., Lee T.M., Jetz W., Ibsch P. L., Nowicki C., Mutke J., Barthlott W. (2009) A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **106**, 9322-7.
- Kiers E. T., Palmer T. M., Ives A. R., Bruno J. F., Bronstein J. L. (2010) Mutualisms in a changing world: an evolutionary perspective. *Ecology Letters*, **13**, 1459-1474.
- King W. B. (1980) Ecological basis of extinction in birds. *Acta Congressus Internationalis Ornithologici*, **2**, 905-911.
- King W. B. (1985) Island birds: will the future repeat the past? In *Conservation of Island Birds*, vol. 3. ICBP Technical Publication. Moors P. J. (ed.), Cambridge, United Kingdom, 3-15.
- Knowlton J. L., Donlan C. J., Roemer G. W., Samaniego-Herrera A., Keitt B. S., Wood B., Aguirre-Muñoz A., Faulkner K. R. Tershy B. R. (2007) Eradication of non-native mammals and the status of insular mammals on the California Channel islands, USA, and Pacific Baja California Peninsula islands, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, **52**, 528-540.
- Kolar C. S., Lodge D.M. (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* **16**, 199-204.
- Lapola D. M., Oyama M. D., Nobre C. A. (2009) Exploring the range of climate biome projections for tropical South America: the role of CO2 fertilization and seasonality. *Global Biogeochemical Cycles*, **23**, 1-16.
- Laurance W. F., Lovejoy T. E., Vasconcelos H. L., Bruna E. M., Didham R. K., Stouffer P. C., Gascon C., Bierregaard R. O., Laurance S. G., Sampaio E. (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, **16**, 605-618.
- Laurance W. F., Delamonica P., Laurance S. G., Vasconcelos H. L., Lovejoy T. E. (2000) Conservation -Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, **404**, 836-836.

- Laurance W. F., Vasconcelos H. L., Lovejoy T. E. (2000) Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx*, **34**, 39-45.
- Laurance W. F., Mesquita R., Luizão R., Pinto F. (2004) The Biological Dynamics of Forest Fragments Project: 25 years of research in the Brazilian Amazon. *Tropinet* **15**, 1-3.
- Le Corre M. (2008) Cats, rats and seabirds. *Nature*, **451**, 134-135.
- Le Danff J.-P. (2002) La convention sur la diversité biologique : tentative de bilan depuis le sommet de Rio de Janeiro. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, **3**.
- 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 (ed.), Montreal, Canada, p. 1-132. Technical Series no. 50.
- Lever C. (1994) Naturalized animals : The ecology of successfully introduced species. T. & A. D. Poyser (ed.), London, United Kingdom, p354.
- Ligtvoet W., Witte F. (1991). Perturbation through Predator Introduction: Effects on the Food Web and Fish Yields in Lake Victoria (East Africa), In *Terrestrial and Aquatic Ecosystems: Perturbation and Recovery*, O. Ravera (ed.), New York, United states of America, 263-268.
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press (ed.) Washington, United States of America.
- Lockwood J. L. (1999) Using Taxonomy to Predict Success among Introduced Avifauna: Relative Importance of Transport and Establishment. *Conservation Biology*, **13**, 560-567.
- Lockwood J. L., Cassey P., Blackburn T. (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, **20**, 223-228.
- Loehle C., Eschenbach W. (2012) Historical bird and terrestrial mammal extinction rates and causes. *Diversity and Distributions*, **18**, 84-91.
- Long, J. L. (2003) *Introduced mammals of the world: their history, distribution, and influence*. CABI Publishing (ed.), Wallingford, United Kingdom.
- Lovejoy T. E. (2006) Protected areas: a prism for a changing world. *Trends in Ecology & Evolution*, **21**, 329-333.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. (2000) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN) (ed.), p12.
- Macdonald D. W., Thom M. D. (2001) Alien carnivores: unwelcome experiments in ecological theory. In *Carnivore conservation*, 93-122. J. L. Gittleman, S. M. Funk, D. W. Macdonald & R. K. Wayne (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge. United Kingdom.
- 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.
- 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**, 450-453.
- Malcolm, J. R. (1997) Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. in *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, W. F. Laurance and R. O. Bierregaard Jr (ed.), University of Chicago Press, Chicago, United States of America. 207-221.
- Marks J. S., Redmond R. L. (1994) Conservation problems and research needs for Bristle-thighed Curlews *Numenius tahitiensis* on their wintering grounds. *Bird Conservation International*, **4**, 329-341.
- Marvier M., Kareiva P., Neubert M. G. (2004) Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis*, **24**, 869-878.
- Matias R., Catry P. (2008) The diet of feral cats at New Island, Falkland Islands, and impact on breeding seabirds. *Polar Biological*, **31**, 609-616.
- Matisoo-Smith E., Robins H. A. (2004) Origins and dispersals of Pacific peoples: Evidence from mtDNA phylogenies of the Pacific rat. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **101**, 9167-9172.
- Matisoo-Smith E., Roberts R. M., Irwin G. J., Allen J. S., Penny D., Lambert, D. M. (1998) Patterns of prehistoric human mobility in Polynesia

- indicated by mtDNA from the Pacific rat. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **95**, 15145-15150.
- Matisoo-Smith E., Hingston M., Summerhayes G., Robins J., Ross, H. A., Hendy M. (2009) On the rat trail in near Oceania: applying the commensal model to the question of the Lapita colonization. *Pacific Science*, **63**, 465-475.
- Medina F. M., Bonnaud E., Vidal E., Tershy B. R., Zavaleta E. S., Donlan C. J., Bradford S., Keitt B., Le Corre M., Horwath S. V., Nogales M. (2011) A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology*, **17**, 3503-3510.
- Meyer J.-Y. (1996) Status of *Miconia calvescens* (Melastomataceae), a dominant invasive tree in the Society Islands (French Polynesia). *Pacific Science*, **50**, 66-76
- Meyer J.-Y., Florence J., Tchung V. (2003) Les Psychotria (Rubiaceae) endémiques de Tahiti (Polynésie Française) menacés par l'invasion de *Miconia calvescens* (Mélastomatacées): Statut, répartition, écologie, phénologie et protection. *Revue d'écologie*, **58**, 161-185.
- Meyer J. Y., Loope L., Goarant A. C. (2011) Strategy to control the invasive alien tree *Miconia calvescens* in Pacific islands: eradication, containment or something else?. In Island Invasives: Eradication and Management IUCN (International Union for Conservation of Nature), Veitch, C. R., Clout M. N., Towns D. R. (ed.), Gland, Switzerland, 118-123.
- Meyer J.-Y., Florence J. (1996) Tahiti's native flora endangered by the invasion of *Miconia Calvescens* DC. (Melastomataceae). *Journal of Biogeography*, **23**, 775-783.
- Meyer J.-Y. (1994) Mécanismes d'invasion de *Miconia calvescens* DC en Polynésie française. PhD. Université Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, France.
- Meyer J.-Y. (1996) Status of *Miconia calvescens* (Melastomataceae), a dominant invasive tree in the Society Islands (French Polynesia). *Pacific Science*, **50**, 66-76.
- Meyer J.-Y. (1997) Epidemiology of the invasion by *Miconia calvescens* and reasons for a spectacular success. Pp. 4-26 in Meyer J.-Y. & Smith C. W. (ed.), Proceedings of the First Regional Conference on *Miconia* Control, Papeete. Délégation à la Recherche, University of Hawaii, Hawaii, United States of America, 26-29.
- Mittermeier R. A., Turner W., Larsen F., Brooks T., Gascon C. (2011). Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In Biodiversity Hotspots. F. E. Zachos & J. C. Habel (ed.), Berlin, Germany, 3-22.
- Mooney H. A., Mack R. N., McNeely J. A., Neville L. E., Schei P. J., Waage J. K. (2005) SCOPE 63: Invasive Alien Species - A New Synthesis. Island Press, (ed.) Washington, United States of America.
- 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.
- Nakamaru M. (2003) Extinction risk to bird populations caused by DDT exposure. *Chemosphere*, **53**, 377-387.
- Nogales M., Medina F. M. (2009) Trophic ecology of feral cats (*Felis silvestris f. catus*) in the main environments of an oceanic archipelago (Canary Islands): An updated approach. *Mammalian biology*, **74**, 169-181.
- Nogales M., Martin A., Tershy B. R., Donlan C. J., Veitch D., Puerta N., Wood B., Alonso J. (2004) A Review of Feral Cat Eradication on Island. *Conservation Biology*, **18**, 310-319.
- O'Dowd D. J., Green P. T., Lake P. S. (2003) Invasional 'meltdown' on an oceanic island. *Ecology Letters*, **6**, 812-817.
- Occhipinti-Ambrogi A., Galil B. S. (2004) A uniform terminology on bioinvasions: a chimera or an operative tool? *Marine Pollution Bulletin*, **49**, 688-694.
- Ogutu-Ohwayo R. (1990) The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Environmental Biology of Fishes*, **27**, 81-96.
- Ogutu-Ohwayo, R. (1994) Adjustments in Fish Stocks and in Life History Characteristics of the Nile Perch, *Lates niloticus* L., in Lakes Victoria, Kyoga, and Nabugabo. University of Manitoba (ed.), Winnipeg, Canada.
- Ogutu-Ohwayo, R., Hecky R. E., Cohen A. S. and Kaufman, L. (1997) Human impacts on the African Great Lakes. *Environmental Biology of Fishes*. **50**, 117-131.
- Owen I. P. F., et Bennett P. M. (2000) Ecological basis of extinction risk in birds: Habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **97**, 12144-12148.
- Parmesan C. (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Ecology & Evolution*, **37**, 637-669.

- Pascal M. (1980) Structure et dynamique de la population de chats harets de l'Archipel des Kerguelen. *Mammalia*, **44**, 161-182.
- Pascal M., Lorvelec O., Vigne J.-D. (2006) Invasions biologiques et extinctions: 11 000 ans d'histoire des Vertébrés en France, Coédition Belin-Quæ(ed.), Paris, France.
- Pascal M., Lorvelec O., Bretagnolle V. Culioli J. M. (2008) Improving the breeding success of a colonial seabird : a cost-benefit comparison of the eradication and control of its rat predator. *Endangered Species Research*, **4**, 267-277.
- Pascal M., Le Guyader H., Simberloff D. (2010) Invasions biologiques et préservation de la biodiversité. *Revue Scientifique et Technique (International Office of Epizootics)*, **29**, 367-385.
- 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*. *Animal Conservation*, **11**, 65-74.
- Penloup A., Martin J. L., Gory G., Brunstein D., Bretagnolle V. (1997) Distribution and breeding success of pallid swifts, *Apus pallidus*, on Mediterranean islands: nest predation by the roof rat, *Rattus rattus*, and nest site quality. *Oikos*, **80**, 78-88.
- Pimentel D., Zuniga R., D. Morrison (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* **52**, 273-288.
- Pimm S. L., Raven P. (2000) Biodiversity - Extinction by numbers. *Nature*, **403**, 843-845.
- Pimm S. L., Russell G. J., Gittleman J. L. Brooks T. M. (1995) The future of biodiversity. *Science*, **269**, 347-350.
- Pitcher T. J., Hart P. J. B. (1995) The Impact of Species Changes in African Lakes. In Chapman and Hall Fish & Fisheries Series. Chapman and Hall (ed.), New York, United States of America.
- 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.
- Priddel D., Carlile N., Wheeler R. (2000) Eradication of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) from CabbageTree Island, NSW, Australia, to protect the breeding habitat of Gould's petrel (*Pterodroma leucoptera leucoptera*). *Biological Conservation*, **94**, 115-125.
- Raffaelli D., Moller H. (2000) Manipulative field experiments in animal ecology: do they promise more than they can deliver? *Advances in Ecological Research* **30**, 289-337.
- Rafferty N. E., Ives A. R. (2010) Effects of experimental shifts in flowering phenology on plant-pollinator interactions. *Ecology Letters*, **14**, 69-74.
- Ratcliffe N., Bell M., Pelembe T., Boyle D., Benjamin R., White R., Godley B., Stevenson J., Sanders S. (2009) The eradication of feral cats from Ascension Island and its subsequent recolonization by seabirds. *Oryx*, **44**, 20-29.
- Rayner M. J., Hauber M. E., Imber M. J., Stamp R. K., Clout M. N. (2007) Spatial heterogeneity of mesopredator release within an oceanic island system. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **104**, 20862-20865.
- Richardson D. M., Pysek P., Rejmanek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, **6**, 93-107.
- Richardson D. M., Pysek P., Carlton J. T. (2011) A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. In: Richardson DM (ed.) Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton. 409-420.
- Ricketts T. H., Dinerstein E., Boucher T., Brooks T. M., Butchart S. H. M., Hoffmann M., Lamoreux J. F., Morrison J., Parr M., Pilgrim J. D., Rodrigues A. S. L., Sechrest W., Wallace G. E., Berlin K., Bielby J., Burgess N. D., Church D. R., Cox N., Knox D., Loucks C., Luck G. W., Master L. L., Moore R., Naidoo R., Ridgely R., Schatz G. E., Shire G., Strand H., Wettengel, W., Wikramanayake E. (2005) Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **102**, 18497-501.
- Ruffino L., Vidal E. (2010) Early colonization of Mediterranean islands by *Rattus rattus*: a review of zooarcheological data. *Biological Invasions*, **12**, 2389-2394
- Russell J. C., Clout M. N. (2004) Modelling the distribution and interaction of introduced rodents on New Zealand offshore islands. *Global Ecology and Biogeography*, **13**, 497-507.
- 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., Faulquier, L., Tonione M. A. (2011) Rat invasion of Tetiaroa atoll, French Polynesia.

- In Island invasives: eradication and management, IUCN (International Union for Conservation of Nature), Veitch, C. R., Clout M. N., Towns D. R. (ed.), Gland, Switzerland, 118-123.
- Sakai A. K., Allendorf F. W., Holt J. S., Lodge D. M., Molofsky J., With K. A., Baughman S., Cabin R. J., Cohen J. E., Ellstrand N. C., McCauley D. E., O'Neil P., Parker I. M., Thompson J. N., Weller S. G. (2001) The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **32**, 305-332.
- Savidge J. A. (1987) Extinction of an Island Forest Avifauna by an Introduced Snake. *Ecology*, **68**, 660-668.
- Sax D. F., Gaines S. D. (2008) Species invasions and extinction: The future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **105**, 11490-11497.
- Sax D. F., Stachowicz J. J., Brown J. F., Dawson M. N., Gaines S. D., Grosberg R. K., Hastings A., Holt R. D., Mayfield M. M., O'Connor M. I., Rice W. R. (2007) Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, **22**, 465-471.
- Say L., Devillard S., Natoli E., Pontier D. (2002) The mating system of feral cats (*Felis catus* L.) in a sub-Antarctic environment. *Polar Biology*, **25**, 838-842.
- Scheffers B. R., Joppa L. N., Pimm S. L. et Laurance W. F. What we know and don't know about Earth's missing biodiversity. *Tree*, 1553, *in press*. DOI: 10.1016/j.tree.2012.05.008.
- Schoener, T. W. (1983) Field experiments on interspecific competition. *American Naturalist*, **122**, 240.
- Schoener T. W., Spiller D. A., Losos J. B. (2001) Predators increase the risk of catastrophic extinction of prey populations. *Nature*, **412**, 183-186.
- Simberloff D. (2001) Eradication of island invasives: practical actions and results achieved. *TRENDS in Ecology & Evolution*, **16**, 273-274.
- Simberloff D. (2009) The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, **40**, 81-102.
- Singh J. S. (2002) The biodiversity crisis : A multifaceted review. *Current*, **82**, 638-647.
- Spennemann D. H. R. (1997) Distribution of rat species (*Rattus* spp.) on the atolls of the Marshall Islands: past and present dispersal. *Atoll Research Bulletin*, **446**, 1-18.
- Stapp P. (2002) Stable isotopes reveal evidence of predation by ship rats on seabirds on the Shiant Islands, Scotland. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 831-840.
- Stattersfield A. J., Capper D. R. (2000) Threatened birds of the world. Lynx Edicions and BirdLife International (ed.), Barcelona, Spain.
- Steadman D. W. (1995) Prehistoric extinctions of Pacific island birds: biodiversity meets zooarchaeology. *Science*, **267**, 1123-31.
- Storer T. I. (1962) Pacific island rat ecology: report of a study made on Ponape and adjacent islands 1955-1958. Bulletin 225, Bernice P. Bishop Museum (ed.), Honolulu. French Polynesia, p274.
- Tabor R. (1983) The Wildlife of the Domestic Cat. Arrow Books (ed.), London, United Kingdom. p223
- Tchernov E. (1986) Commensal animals and human sedentism in the Middle East. *Archaeological Reports, International Series* **202**, 91-115.
- Todd L. (1977) Cat and commerce. *Scientific American*, **237**, 100-107.
- Towns D. R., Parrish G. R., Tyrrell C. L., Ussher G. T., Cree A., Newman D. G., Whitaker A. H., Westbrooked I. (2007) Responses of Tuatara (*Sphenodon punctatus*) to Removal of Introduced Pacific Rats from Islands. *Conservation Biology*, **21**, 1021-1031.
- Towns D. R., Parrish G. R., Westbrooke I. (2003) Inferring vulnerability to introduced predators without experimental demonstration: case study of Suter's skink in New Zealand. *Conservation Biology*, **17**, 1361-1371.
- Towns D. R., Wardle D. A., Mulder C. P. H., Yeates G. W., Fitzgerald B. M., Parrish G. R., Bellingham P. J., Bonner K. I. (2009) Predation of seabirds by invasive rats: multiple indirect consequences for invertebrate communities. *Oikos*, **118**, 420-430.
- Towns D. R., Atkinson I. A. E., Daugherty C. H. (2006) Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, **8**, 863-891.
- Travis J. M. J. (2003) Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. *Proceedings of the Royal Society of London*, **270**, 467-473.
- Twibell J. (1973) The ecology of rodents in the Tonga Islands. *Pacific Science*, **27**, 92-98.
- Valery L., Fritz H., Lefeuvre J. C., Simberloff D. (2008) In search of a real definition of the

- biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, **10**, 1345-1351.
- Van Aard R. J. (1986) A case study of an alien predator (*Felis catus*) introduced on Marion Island : Selective advantages. *South African Journal Antarctic Research*, **16**, 113-114.
- Veitch C. R., Clout M. N., Towns D. R. (2011) Island invasives: Eradication and management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives. Veitch CR, Clout MN, Towns DR. IUCN (International Union for Conservation of Nature) (ed.), Gland, Switzerland and Auckland, New Zealand, CBB, p542.
- Vigne J.-D., Guilaine J., Debue K., Haye L., Gérard P. (2004) Early Taming of the Cat in Cyprus. *Science*, **304**, 259.
- 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., Sykes M. T., Pyšek P., Kuhn I., Zobel M., Bacher S., Botta-Dukát Z., Bugmann H., Czucz B., Dauber J., Hickler T., Jarosik V., Kenis M., Klotz S., Minchin D., Moora M., Nentwig W., Ott J., Panov V. E., Reineking B., Robinet C., Semchenko V., Solarz W., Thuiller W., Vilà M., Vohland K., Settele J. (2009) Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, **24**, 686-693.
- Weimerskirch H., Zotier R., Jouventin P., (1989) The avifauna of the Kerguelen Islands. *Emu* **89**, 15-29.
- Werth E. (1911) Die Vegetation der subantarktischen Inseln Kerguelen, Possession und Heard Island. *Deutsche Südpolar Expedition 1901-1903*, **8**, 223-371.
- Whittaker R. J., Fernández-Palacios J. M. (2007) Island biogeography: ecology, evolution and conservation. Oxford University Press (ed.), Oxford, United Kingdom, p416.
- Whittaker R. J., Fernández-Palacios J. M. (2007) *Island biogeography: ecology, evolution and conservation*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Wiles G. J., Bart J., Beck R. E. Jr, Aguon F. C. (2003) Impacts of the Brown Tree Snake: Patterns of Decline and Species Persistence in Guam's Avifauna. *Conservation Biology*, **17**, 1350-1360.
- Williams, J. M. (1972) Rat damage, ecology and control research. Unpublished report Department of Agriculture, Fiji.
- Williamson M. (1996) Biological invasions: population and community. Biology Series 15, Chapman et Hall (Ed.), London, United Kingdom, p256.
- With K. A. (2002) The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology*, **16**, 1192-1203.
- Wittaker R. J. (1998) Island biogeography: Ecology, Evolution and Conservation, Oxford University Press (ed.), Oxford, United Kingdom, 285pp.
- Witte F., Densen W. L. T. (1995) Fish Stocks and Fisheries of Lake Victoria. Smara Publishing (ed.), Dyfed, United Kingdom, p404.
- Young A. M., Larson B. M. H. (2011) Clarifying debates in invasion biology: A survey of invasion biologists. *Environmental Research*, **111**, 893-898.
- Zarzoso-Lacoste D., Ruffino L., Vidal E. (2011) Limited predatory capacity of introduced black rats on bird eggs: an experimental approach. *Journal of Zoology*, **285**, 188-193.
- Zavaleta E., Hobbs R., Mooney, H. (2001) Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution*, **16**, 454-459

CHAPITRE 2:

**APPORTS ET LIMITES DE LA METHODE MOPHOLOGIQUE D'ANALYSE DE
REGIME ALIMENTAIRE DE PREDATEURS (CHATS ET RONGEURS INVASIFS)
DANS L'EVALUATION DE L'IMPACT DE LEUR PREDATION SUR LES
POPULATIONS D'OISEAUX**



1. Chat haret consommant un oiseau (habitatadvocate.com.au), 2. Restes d'oiseau après consommation par un chat (havehest.files.wordpress.co), 3. *Mus musculus* s'attaquant à un poussin d'Albatross Tristan (R. Wanless), 4. Restes d'oiseaux après le passage d'un chat (roskilde-fjord.dk), 5. Restes d'oiseaux après le passage d'un chat (roskilde-fjord.dk), 6. *Rattus norvegicus* dans un nid (visualphotos.com), 7. *Rattus exulans* dans un terrier d'oiseau marin (markitscience.blogspot.com), 8. chat haret consommant un Cacatoes (skeptcnorth.com), 9. Chat haret consommant un passereau (jukani.co.za), 10. *Rattus rattus* consommant des œufs au nid (waikatoregion.govt.nz), 11. *Mus musculus* dans un nid (guardian.co.uk).

Ce chapitre est composé d'un manuscrit:

Diane ZARZOSO-LACOSTE, Elsa BONNAUD, Eric VIDAL. *Do we need better data than morphological diet analysis to assess invasive predator impact? A review of literature and a call for alternative approaches.*

Statut actuel: *en preparation.*

2. Apports et limites de la méthode morphologique d'analyse de régime alimentaire de prédateurs (chats et rongeurs introduits) dans l'évaluation de l'impact de leur prédation sur les populations d'oiseaux

2.1. Do we need better data than morphological diet analysis to assess invasive predator impact? A review of literature and a call for alternative approaches.

2.1.1. Abstract

Invasive rodents and feral cats are among the most widespread invasive predators on islands and are identified as a key driver of island bird species endangerment, extirpations and extinctions worldwide. The morphological identification of post-ingested remains in predator diet samples represents the primary tool used to describe predator's diet and to assess and evaluate their impacts on native bird populations. Here, we reviewed and analyzed published diet studies of feral cat (*Felis silvestris catus*) and invasive rodents (*Mus musculus*, *Rattus exulans*, *Rattus rattus* and *Rattus norvegicus*) that recorded predation events on birds to evaluate the accuracy of the morphological method to precisely identify bird remains in predator stomach and faecal samples. We tested the effect of (i) predator size/type (medium sized carnivora vs small rodents) and (ii) diet sample type (stomach vs fecal contents) on the resolution of bird remains identification. This review highlighted that a large proportion of detected birds remained unidentifiable (Class level), particularly in rodents (70%), and that bird identification was mainly limited to the Family level. Only 18% and 45% of the detected birds were identified to the species level, in rodents and cats respectively. We showed that the predator size/type, which influenced the fragmentation rate of bird remains, significantly affected their identification probability. Furthermore, in cat diet studies, no statistical difference was observed for bird identification resolution depending on diet sample type (stomach contents vs scats). We discussed about how the predator diet index (Frequency of Occurrence, Number of Prey, Biomass or Volume calculations) could affect the quantification of predator impacts on bird populations. We also discussed about the limitations of this morphological method concerning the detection and identification of prey remains that could affect both qualitative and quantitative data obtained and lead to an under- or over-estimation of the impact of predators on some bird species. Finally we brought to light the potential of the molecular diet analysis to be used as a reliable and complementary tool in bird conservation studies.

Keywords: Morphological diet analysis, Bird remains identification, Predator size/type, Stomach and fecal samples, *Felis silvestris catus*, *Mus musculus*, *Rattus exulans*, *Rattus rattus*, *Rattus norvegicus*.

2.1.2. Introduction

In the context of global biodiversity crisis, the insular ecosystems represent a major conservation challenge. Ten of the 35 “hotspots of biodiversity” are mainly or entirely constituted of islands and host 45% of the most critically endangered species of the world (Keitt *et al.* 2011; Whittaker & Fernández-Palazio 2007; Mittermeier *et al.* 2011). It is clearly established that invasive predators, particularly mammals, are the leading cause of ecosystem perturbation and represent the main threat for island biodiversity (Moors & Atkinson 1984; Atkinson 1985; Lever 1994; Williamson 1996). Invasive rodents (*Rattus sp.*, *Mus musculus*) and feral cats (*Felis silvestris catus*) are among the most widespread invasive predators on islands and are identified as a key driver of species endangerment, extirpations and extinctions, especially for insular bird populations (Courchamp *et al.* 2003; Blackburn *et al.* 2004; Steadman 2006; Towns *et al.* 2006; Medina *et al.* 2011). These invasive predators are responsible for 42% of past island bird extinctions and represent a major threat endangering 40% of currently threatened island bird species (King 1985). Furthermore, Ricketts *et al.* (2005) demonstrated that 53% of the recent extinctions recorded since 1500 were birds and occurred essentially on islands (94%). Since most of insular populations have evolved in the absence of natural enemies, they have developed limited dispersal ability and lacked of life history anti-predator responses. Thus, island bird populations are particularly vulnerable to exotic predators (Dulloo *et al.* 2002; Blackburn *et al.* 2004). In addition, Ricketts *et al.* (2005) recorded that 59% of the currently triggered bird species are island natives, pinpointing the imminent extinction risks of this taxonomic group that urgently needs efficient conservation actions (i.e. control or eradication of alien species).

However, the magnitude of invasive predator impacts on bird populations is not homogeneous across islands and depends on diverse factors at different scales, including island ecological context, intrinsic traits of predator (e.g. density, social learning) and bird populations (e.g. abundance, nesting strategy, nest defense, sensitivity of their demographic parameters to predation; Clode *et al.* 2000; Bradley & Marzluff 2003; Jones *et al.* 2008). Thus, for the design of effective management actions, it is crucial to precisely understand island bird ecology and the relationships between invasive predators and native bird species on a target study site.

Precise knowledge of a predator’s diet is needed to assess their impact on island bird populations. Several techniques are currently used to study predator diet including direct

observation of feeding behavior, stomach, gut and/or fecal content analyses, stable isotope analyses and, more recently, molecular diet studies (e.g. Paltridge *et al.* 1997, Jarman *et al.* 2004, Harper 2007).

Because direct observation of feeding behavior is often impossible under field conditions, predator diet is usually quantified through indirect methods such as identification of post-ingested remains in scats, pellets, and gastro-intestinal contents (Bonnaud *et al.* 2009; Ruffino *et al.* 2011). This morphological approach represents the primary tool used to describe predator diets. Compared to other techniques, morphological diet analysis can be carried out easily making an analysis of large sample size possible. Thus, this technique has been widely applied to assess and evaluate cat and rat impacts on island bird species (e.g. Drever & Harestad 1998, Matias & Catry 2008, Faulquier *et al.* 2009, Eggleston 2010, Bonnaud *et al.* 2012). However, morphological diet analysis may present technical difficulties (detection and identification of prey remains) that could lead to an under- or over-estimation of some prey taxa in predator's diet (Reynolds & Aebischer 1991; Pires *et al.* 2011). First, the differential degradation of prey soft and hard parts during the digestion process and/or the varying retention time of the different prey remain types may induce errors when estimating the number of prey eaten (Gamberg & Atkinson 1988; Weaver 1993; Pires *et al.* 2011). Second, qualitative and quantitative analyses depend on their ability to identify prey species from degraded and fragmented remains which have lost some of their diagnostic characteristics (i.e. color, size and shape) during the processes of mastication and digestion (Day 1966; Harvey 1989; Tollit *et al.* 1997, 2003).

In this study we reviewed and analyzed all available published diet studies of feral cat (*Felis silvestris catus*) and invasive rodents (*Mus musculus*, *Rattus exulans*, *Rattus rattus* and *Rattus norvegicus*) that recorded predation events on birds. Our main aim was to evaluate the accuracy of the morphological approach to specifically identify bird remains in invasive predator diet samples. We aimed to evaluate the proportion of undetermined birds in cat and rat diet studies and to identify the taxonomic level from which bird identification became particularly difficult in each predator type. We also tested the influence of (i) the predator size/type (medium sized carnivora *vs* small rodents) and (ii) the diet sample type (stomach *vs* fecal contents) on the resolution of bird identification. We discussed about how the predator diet index (Frequency of Occurrence, Number of Prey, Biomass or Volume calculations) could affect the quantification of its impact on bird population. Finally we brought to light the

limits of the morphological approach and the potential of new methodologies developed to study predator diet that can be use as reliable tool in bird conservation studies.

2.1.3. Material and methods

We compiled data from published literature using electronic databases (Web of Knowledge, Inist, Jstor, Mendeley, Springerlink, Science Direct, Google search and Google scholar). We used the following common/taxonomic names as keywords: invasive/introduced rat(s), norway/brown rat(s), ship/roof/black rat(s), kiore/pacific/polynesian rat(s), house mouse, *Rattus rattus*, *Rattus exulans*, *Rattus norvegicus*, *Mus musculus*, cat(s), introduced/invasive cat(s), feral cat(s), *Felis catus*, *Felis silvestris catus*, associated to these other key words: diet analysis, feeding ecology, food/feeding habits, bird predation, remain/prey/bird identifications, feathers, guts, scats/faeces, and stomachs.

Data compilation was conducted through July 2012. Since cat morphological diet studies were abundant, we restricted our review to published papers. However, only few morphological diet studies were available for invasive rodent species. Thus, we extended our review to published thesis. We restricted our review to the diet studies where bird remains were detected and quantitative data were available (e.g. number of prey, frequency of occurrence), excluding those where no attempts to identify bird species were carried out.

The diet studies reviewed used three type of samples: scats/faeces, gut and stomach contents. When studies used concurrently more than one type of sample, we analyzed each type as a separate study (e.g. Bonnaud *et al.* 2011; Pisanu *et al.* 2011). Furthermore, studies analyzing the diet of different predator species or predator groups were also treated as different studies (e.g. Liberg 1984).

The total number of birds identified to the Class (i.e. unidentified birds), Order, Family, Genus or Species in each diet analyzes were recorded. We only attributed to a considered taxonomic level the data obtained from a morphological and formal identification of bird remains. Thus, the identification data obtained from papers that identified bird remains (e.g. feathers) to a bird species or taxon based only on field observations or deductions (e.g. breeding period, bird abundance, nesting species) were attributed to the Class level.

An index of Identification Resolution (IR) was created and calculated for each reviewed diet analysis to assess the performances of the morphological approach to identify bird remains to the Class, Order, Family, Genus or Species levels.

$$IR = (1 * N_{Class}) + (2 * N_{Order}) + (3 * N_{Family}) + (4 * N_{Genus}) + (5 * N_{Species})$$

Numbers (from 1 to 5) correspond to ordered values attributed to each taxon to assess the increasing difficulty of identifying bird remains up to the lowest taxonomic level. N is the proportion of the total number of detected birds in each diet analysis that were identified to a particular taxonomic level. For example, if 284 Birds were found in a cat diet analysis and 83, 43, 11, 15 and 132 identified to the Class, Order, Family, Genus and Species level respectively, the IR will be equal to 3.25. The more IR is close to 5, the more the resolution of bird identifications is high (i.e. close to Species level).

Non-parametric Mann Whitney tests were performed to compare the IR achieved by (i) each diet studies of cat and rodent species to test for a possible predator size/type effect and (ii) cat stomach and scat samples to test for a possible sample type effect. The statistical analyzes were performed through R 2.14.0 using the “pgirmess” package (Giraudoux 2012; R Development Core Team 2012) Because of the low sample size of *R. Norvegicus*, *R. Exulans* and *M. Musculus* diet studies, we were not able to compare the effect of predator size/type and sample type among rodent species.

2.1.4. Results

Among the invasive cat and rodent diet studies recording bird predation events, the morphological identification of bird remains was the method largely elected and used compared to isotopic or molecular approaches (Table 2.1.).

Diet studies	Morphological	Isotopic	Molecular
Cat	54	3	0
Rodent	40	10	1

Table 2.1.: number of articles recording bird predation events in cat and invasive rodent diet samples using a morphological, isotopic or molecular diet analysis.

In this review, 40 and 54 papers of morphological diet studies were reviewed for rodents and cat respectively (Annex 1). This corresponded to a total of 46 rodent and 66 cat diet studies: 5 and 35 recorded Bird minimum Prey Number (hereafter Rodent_{BPN} and Cat_{BPN} respectively), and 41 and 31 recorded Bird Occurrence Frequency (hereafter Rodent_{BOF} and Cat_{BOF} respectively) (Tables 2.2. and 2.3.).

Diet sample type	Predator	Data	Number of articles	Number of diet analyses	Total number of samples	Number of detected birds	Resolution of bird identification				
							Class/indet	Order	Family	Genus	Species
stomach	Rn	BO	7	7	432	86	16	0	0	0	70
		NbP	1	1	166	8	0	8	0	0	0
	Rr	BO	18	20	2483	246	229	1	11	0	5
		NbP	3	3	500	32	1	0	14	0	17
	Re	BO	4	4	334	29	2	0	21	0	6
	Mm	BO	3	3	261	30	30	0	0	0	0
gut	Rn	BO	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Rr	BO	1	1	46	16	16	0	0	0	0
	Re	BO	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Mm	BO	0	0	0	0	0	0	0	0	0
faeces	Rn	BO	1	1	372	16	16	0	0	0	0
		BO	5	5	711	63	63	0	0	0	0
	Rr	NbP	1	1	1400	10	0	0	10	0	0
	Re	BO	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mm	BO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Total				46	6705	536	373	9	56	0	98

Table 2.2.: Results of the review of rodent diet studies detecting bird predation events and corresponding identification level of preyed birds (from Class to Species). Rn= Rattus norvegicus, Rr= Rattus rattus, Re= Rattus exulans, Mm= Mus musculus, BO= Bird Occurrence, NbP= minimum Number of prey.

Diet sample type	Data	Number of articles	Number of diet analyses	Total number of samples	Number of detected birds	Resolution of bird identification				
						Class/indet	Order	Family	Genus	Species
Stomach	BO	5	7	426	105	13	11	2	2	77
	NP	9	9	1447	1293	96	73	559	108	457
Gut	BO	2	2	136	42	14	0	0	0	28
	NP	1	1	57	26	12	0	0	1	13
Mixed samples	BO	1	1	41	26	0	1	10	0	15
	NP	4	7	1273	475	56	27	8	0	384
Scat	BO	20	21	8847	1990	825	138	233	48	746
	NP	17	18	3178	720	226	124	16	17	337
Total		59	66	15405	4677	1242	374	828	176	2057

Table 2.3.: Results of the review of cat diet studies detecting bird predation events and corresponding identification level of preyed birds (from Class to Species). BO= Bird Occurrence, NP= minimum Number of prey.

Occurrence Frequency (OF%) was the most common descriptor used to characterize predator diet, occurring in 65.22 and 92.42% of the studies, and the unique method used in 45.65 and 9.09% of rodent and cat diet studies respectively (Table 2.4.).

Number of methods	rodent (n=46)		cat (n=66)	
	Number of studies	%	Number of studies	%
1	31	67,39%	10	15,15%
2	12	26,09%	35	53,03%
3	3	6,52%	13	19,70%
>3	0	0,00%	8	12,12%
Data type	Number of studies	%	Number of studies	%
Occ	15	32,61%	12	18,18%
FO%	30	65,22%	61	92,42%
NP	4	8,70%	34	51,52%
NP%	1	2,17%	11	16,67%
Volume%	12	26,09%	4	6,06%
Biomasse %	1	2,17%	23	34,85%
IRI	0	0,00%	6	9,09%
Other	1	2,17%	3	4,55%

Table 2.4.: Synthesis of the number of methods and descriptor types used in the cat and rodent diet studies analyzed. Occ= number of occurrence, FO%= frequency of occurrence (%), NP= minimum number of prey, NP%=proportion of the total number of prey, Volume and Biomass %= proportion of the total volume or biomass represented by a particular prey in a diet sample, IRI= Index of relative abundance.

Minimum prey number (PN) data were recorded in only 8.70 and 51.52% of rodent and cat diet studies. Biomass (%) calculation was the preferentially used method to estimate bird contribution to cat diet (34.85%) and Volume (%) calculation was preferred for rodent diet studies (26.09%). 53.03% of cat diet studies combine two methods of prey quantification (usually OF% coupled with Number of prey data) while rodent diet studies are mainly described using only one method (67.39%), generally OF% data.

Among the 46 rodent diet studies, 6705 rodent samples were analyzed and 536 birds were detected (8.00%). 82.61% of these diet studies were conducted on stomach samples, 2.17% on gut samples and 15.22% on faeces. A total of 367, 110, 29 and 30 birds were detected in *R.rattus*, *R.norvegicus*, *R.exulans* and *M.musculus* diet studies respectively. The

morphological identification of bird remains was not possible for 69.59% (n=373) of the detected birds but made the identification possible of 1.68%, 10.45% and 18.28% of birds to the Order, Family and Species level respectively. 100% of the birds identified to the species level (n=98) were found in rodent stomach samples (Table 2.2.). Over the 163 birds identified to the Order level (or below) in rodent diet samples, only 60.12% were identified to the species level and were Charadriiformes, Spheniciformes and Apterygiformes. 41.72% of the detected birds were Procellariiformes (mainly identified to the Family level) and 5.52% were Passeriformes all identified to the Order level (51.53%) (Table 2.5.).

Bird Order	Nb studies	Number of detected birds	Order	Family	Genus	Species
Procellariiformes	6	68	0,00%	82,35%	0,00%	17,65%
Passeriformes	2	9	100,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Sphenisciformes	1	1	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
Charadriiformes	5	84	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
Apterygiformes	1	1	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
total	15	163	5,52%	34,36%	0,00%	60,12%

Table 2.5.: Percentage of bird identification to each taxonomic level (from Order to Species) of the bird Orders recorded in the reviewed rodent diet studies

Among the 66 cat diet analyzes, 15405 cat diet samples were analyzed giving 4677 bird detections (30.36%). 24.24% of these diet analyzes were conducted on stomach samples, 4.55% were conducted on guts, 12.12% on mixed diet samples and 59.09% on scats. In general, bird identification was not possible for 26.55% of the detected birds (Class level) and 43.55% of the bird remains were identified to the Species level. In more details, the morphological identification of bird remains was not possible for 39.38% (n=852) of the detected birds in Cat_{BO} and 15.51% (n=390) in Cat_{NP} studies. Bird identification was possible in 6.93% and 8.91% of Cat_{BO} and Cat_{NP} studies to the Order level, 11.32% and 23.19% to the Family level, 2.31% and 5.01% to the Genus level and 40.04% and 47.37% to the Species level of Occurrence Frequency and Prey Number studies respectively (Table 2.3.). Among diet studies performed on stomach contents, 62.21% and 34.83% of the detected birds were identified to the species level (for Cat_{BOF} and Cat_{BPN} studies respectively) and in 37.49% and 46.81% of scat studies (Table 2.6.).

Bird Order	Nb studies	Number of detected birds	Order	Family	Genus	Species
Passeriformes	40	562	39,50%	8,72%	12,63%	39,15%
Procellariiformes	19	2249	1,16%	32,68%	0,04%	66,12%
Galliformes	12	137	8,76%	1,46%	0,00%	89,78%
Charadriiformes	8	93	0,00%	1,08%	7,53%	91,40%
Columbiformes	8	14	0,00%	0,00%	42,86%	57,14%
Sphenisciformes	6	100	34,00%	55,00%	0,00%	11,00%
Psittaciformes	5	96	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
Anseriformes	4	11	0,00%	63,64%	0,00%	36,36%
Gruiformes	2	20	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
Pisciformes	2	2	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
Phaethoniformes	1	3	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
Cuculiformes	1	1	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
Caprimulgiformes	1	2	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
Turniciformes	1	1	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
Apodiformes	1	1	0,00%	0,00%	0,00%	100,00%
Total	111	3433	8,93%	25,79%	2,58%	62,70%

Table 2.6.: Percentage of bird identification to each taxonomic level (from Order to Species) of the bird Orders recorded in the reviewed cat diet studies.

Over the 3433 birds identified to the Order level (or below) in cat diet samples, only 62.70% were identified to the species level. 34.72% of the bird identifications were not possible below the Family level. This is particularly true for the two most studied/detected bird Orders, Procellariiformes and Passeriformes, which were mostly limited in their identification to the Family and Order level respectively. The 9 bird Orders that were the best identified to the Species level (>90% of individuals identified to the species level) were also the less studied (number of articles <8) and the less commonly detected in predator diet (2 Orders counted less than 100 identified individuals and the other 7 Orders counted less than 20 individuals) (Table 2.3.).

The cumulated number of bird identified to each taxonomic level in rodent and cat diet studies was presented in Figure 2.1. The difficulty of bird identification significantly increased with the taxonomic identification levels (from Class to Species) in both predator

types and became particularly important below the Order and/or Family levels, especially in rat diet samples.

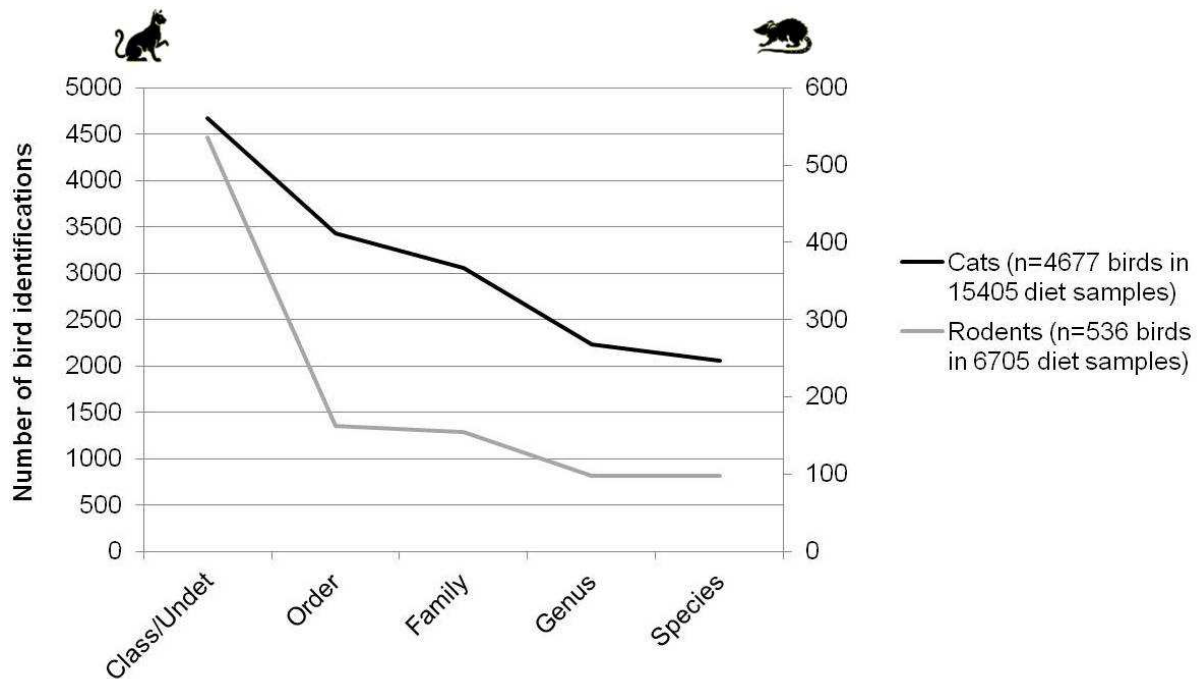


Figure 2.1.: Evolution of the cumulated number of birds identified to each taxonomic level in the reviewed cat and rodent diet studies.

The mean of the identification resolution index for prey ($mean_{IR}$) reached a value of 2.68 for cats and 1.76 for rodents (*R.norvegicus* $mean_{IR} = 2.96$, *R.rattus* $mean_{IR} = 1.37$, *R.exulans* $mean_{IR} = 2.5$, *M.musculus* $mean_{IR} = 1$). The IR index was significantly different between cat and rodent diet analysis (Mann Whitney test, $W=2174.5$, $Pvalue < 0.001$). No statistical differences were observed between stomach and fecal cat diet samples (Mann Whitney test, $W=105$, $Pvalue=0.29$).

2.1.5. Discussion

Concerns about the critical status of island bird species and their vulnerability to invasive predator impacts have prompted scientists to quantitatively model species extinction probability and pinpoint species at high imminent risk for management prioritization. Reliable predictions, attested by robust qualitative and quantitative data, should be given as often as possible, especially if endangered species are involved.

One of the major issues in the assessment of predator impact on bird population is to precisely identify bird remains from various diet contents. Since after digestion process the most prevalent bird remains correspond to small feather fragments, the qualitative analysis of predator diet depends on the ability to identify these fragments (Day 1966; Pires *et al.* 2011). Since usually only the bases or coverts are swallowed by predators, the feather identification key proposed by Day (1966) constitutes, even nowadays, the reference to morphologically identify bird species from barbs and barbules structures. In this review, this identification method was the most widely cited and generally coupled with the use of feather reference collections constituted by the authors.

Despite all these identification efforts, a large number of birds remain unidentifiable (70% and 27% of the total number of detected birds in rodent and cat diet samples respectively) (Tables 2.2. and 2.5.). This large part of undetermined birds could change the qualitative and quantitative results of the relative importance or contribution of certain bird species in predator diet. These unidentified birds could count either a large proportion of species of high conservation interest or common species. This could drastically affect the ecological conclusions of such studies in under- or over-estimating the impact of predators (particularly rodents) on some bird species. Thus, any conservation management programs based on these biased results may be inappropriate to the reality of conservation issues.

We showed that the difficulty of bird identification significantly increases with the taxonomic identification levels (from Class to Species) as illustrated in the Figure 2.1.. It was observed for both predator types and a significant decrease was highlighted in the number of bird identification bellow the Order and/or Family levels. This decrease was particularly strong in rodent diet studies between the Class and Order identification levels.

Interestingly, rodent diet analysis combined the highest percentage of undetermined birds (70%) coupled with the lowest percentage of species identification (18%). The opposite was observed in cat diet studies that recorded the lowest proportion of undetermined birds (27%) coupled with the highest percentage of species identification (44%). This unsurprising result suggests that the more predator size increases, the more bird remains found in diet samples makes it possible a fine taxonomic resolution, as it was found when performing Kruskal-Walis test. This trend was also confirmed by the mean_{IR} index which was significantly higher for cat than for rodents, and which also increased among rodent species according to their relative size (with averages from 1 for *M.musculus* to 2.68 for *F.s.catus*) (Annex 1). The differences in volume bites and mastication and digestion processes between these predators

could explain the resolution of bird identifications (Harvey 1989; Tollit *et al.* 1997, 2003; Symondson 2002; Jarman *et al.* 2004; Zeale *et al.* 2011). For example, intense mastication process characterising small rodent predators results in a high fragmentation rate of bird remains while cat can swallow entire body parts and so the fragmentation of bird remains (e.g. feathers, bones) may be less accentuated and make a better identification resolution of preyed birds possible.

We also tested for the effect of diet sample type on bird identification resolution. Since we hypothesized that difficulty to identify bird remains should increase along digestion process, identification of bird remains in predator stomachs should be easier than in fecal samples. However, in cat diet reviewed no statistical difference was observed for bird identification resolution (IR index) depending on diet sample type (stomach contents *vs* scats). This interesting result highlights that the morphological analysis of both scats (59% of the reviewed papers) and stomach contents (24% of the reviewed papers) seems offer the same prey identification resolution. Thus, scat analysis appears as relevant as any tractus parts and ethically more acceptable (non lethal and non invasive method). As scats are abundant and easier to collect in the field, we definitely encourage the use of scat analysis to study predator's diet. Conversely, the high difficulty to find rat's scats *in natura* makes nearly impossible to use non invasive method to study introduced rodent diet. Thus, the analyse of stomach contents (83% of the reviewed papers) was usually preferred compared to the difficult and time consuming analyse of fecal or gut contents that, in addition, generally contain more fragmented and degraded prey remains.

This review highlighted the difficulty to overcome the Family level in bird identification (34% and 30% of bird identified to the Family level in rodent and cat diet studies). Furthermore, Passeriformes represented 66% of the total of terrestrial birds identified in both rodent and cat diet samples and identification resolution seems to be mainly limited to the order level (100% and 40% of rodent and cat diet studies respectively). Most of the other terrestrial bird identifications were done up to the species level, particularly in cat diet samples. However this result should be considered with caution due to the extremely low number of diet studies recording these Orders. Our results also showed that seabirds constituted the most studied (present in 80% and 31% of rodent and cat diet studies respectively) and detected (94% and 75% of the total number of detected birds in rodent and cat diet studies) bird group. These marine birds were essentially represented by three Orders the Procellariiformes, Charadriiformes and Sphenisciformes (respectively 2317, 177 and 101

detection events over 3434 in rodent and cat diet studies altogether; Tables 2.3. and 2.5.). This result was unsurprising because these bird Orders, especially Procellariiformes, are particularly pinpointed in conservation studies involving predator diet studies. These Orders are highly vulnerable to invasive predators since they mainly breed on the ground and have long-life history traits, predation on adults being so highly harmful (Atkinson 1985; King 1985; Jones *et al.* 2008). Among these Orders, only the Charadriiformes were almost all identified to the species level (>90% in both rodent and cat diet samples) while the identification resolution of the other Orders was mainly limited to the Family level (e.g. 82% and 36% of Procellariiformes in rodent and cat diet respectively, 55% of Sphenisciformes in cat diet). These results confirmed that bird remains are in general more easily identified in cat than in rodent samples (i.e. predator size/type dependent) and suggested that some bird Orders could be more difficult to identify beyond a certain taxonomic level than other. Moreover, the more different bird species are present on a study site, the more the reference collection of bird feathers is difficult to complete and significantly increases the difficulty to differentiate bird species. The identification of bird species is even more difficulty if several species of the same genus coexist on the study site and caution should be taken where bird identifications were strictly based on feather diagnostic characteristics (e.g. shape, color, structure) (Day 1966). Finally, in general morphological method may under-estimate the predation events on non-breeding and/or vagrant bird species due to (i) scarcity of such events and (ii) difficulties to collect feather samples for reference collections, and consequently, biased the interpretations of diet results.

Another major issue in the assessment of predator impact on bird population is the necessity to precisely quantify bird predation. In this review most of the rodent diet studies were conducted using only one descriptive index (67%) corresponding to qualitative (or semi-quantitative) data (i.e. Occurrence or Occurrence Frequency (%)) corresponding to 70% of the used methods). Although it is commonly admitted that one bird constitutes one meal (if the bird preyed reach the daily energy requirement), this assumption do not provide an accurate quantification neither for cat nor for rodent predation on birds. However, a reliable quantification is crucial in bird conservation studies, particularly those focused on rare or threatened species. We therefore strongly advise to not use only Occurrence Frequency to assess predator diet. Frequency data should be always completed by other quantitative diet indexes like the minimum Prey Number, Biomass or Volume calculations. Particularly, the estimation of the minimum Prey Number in each diet sample allows to more precisely

evaluate the intensity of the predation, and thus, introduced predator impacts on bird populations. Cat predation on bird population was more robustly quantified compared to rodent impact since cat diet studies were generally conducted using a combination of two (53%) or more than two (32%) descriptive indexes. Thus, the diet indexes can significantly impact the results and can lead to (i) different assertions about predator impact and (ii) conduct non-optimal conservation plans (Ciucci *et al.* 1996; Fedriani & Travaini 2000; Zabala & Zuberogoitia 2003; Klare *et al.* 2011). Morphological diet studies are known to over- or underestimate some food items, depending on the degradation and digestion of certain prey remains. In general, feathers represent the bird remains the most commonly found in predator diet samples (Day 1966, Pires *et al.* 2011). However, Pires *et al.* (2011) conducted feeding trials on ocelots and showed that avian remains are generally poorly conserved along the digestive process and are rapidly expelled (within 2 days). Such digestive particularities affect bird prey detectability and potentially lead to an underestimation of avian prey, especially in diet samples that also contain mammalian prey. Moreover, some easily digestible items like eggs (Norman 1970; Paltridge *et al.* 1997; Drever *et al.* 2000; Stapp 2002) can be missed since eggshells are not well preserved through digestive process and egg yolk or albumen can be almost impossible to identify even a few hours after their consumption (Duffy & Jackson 1986). Thus, the selective consumption of prey parts, the differential degradation of prey soft and hard parts, the proportion of remains and the frequency of their consumption, the varying retention time of the different prey remain types and/or meal size and composition are factors that may induce errors or bias in dietary surveys when estimating the number of prey eaten (Helm 1984; Gamberg & Atkinson 1988; Weaver 1993; Kelly & Garton 1997; Reynolds & Aebischer 1999; Pires *et al.* 2011).

Currently, alternative methods are appropriate to study predator diet too (Table 2.1.). Stable isotope analyses provide information about predator diet by measuring the proportional abundance of stable isotopes of various elements in different tissues from both consumer and potential prey species (Hobson & Clark 1993; Thompson *et al.* 1999). This method is based on stable isotopic ratios of nitrogen ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, expressed as $\delta^{15}\text{N}$) and carbon ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, expressed as $\delta^{13}\text{C}$) measured in the consumer tissues and that reflect ratios in their prey in a predictable manner (DeNiro & Epstein 1978, 1981). This method, contrary to morphological method, provides information on assimilated foods (not just ingested foods) over various time scales (Boutton *et al.* 1983). For example, this method was used to examine diets of Norway rats (*Rattus norvegicus*), at Langara Island, British Columbia, where a direct

estimate of the proportion of the rat population feeding on seabirds (ancient murrelets) was estimated (Hobson *et al.* 1999). However, with stable isotopes no quantification of bird predation (e.g. Number of Prey, Biomass) is possible and, as far as we know, cannot provide bird species identification. Thus, because we previously demonstrated that the identification and quantification of preyed bird is crucial to evaluate the impact of introduced predators in bird conservation studies, this method cannot be really appropriate.

Recently, molecular diet studies have emerged and became a powerful tool to study the diet of a wide range of organisms (from small invertebrates to large marine or terrestrial vertebrates) (Juen & Traugott 2005; Hibert *et al.* 2011; Oehm *et al.* 2011). This method is based on the PCR amplification of targeted prey DNA, using group- or species-specific primer pairs, in diet predator samples and on their further sequencing providing accurate identification of preyed species (Symondson 2002; Jarman *et al.* 2004). These DNA-based methods are generally considered much more effective than other biomarker methods like stable isotopes, signature lipids and antigen detection due to their efficiency in identifying prey up to species-level in various diet sample types (e.g. coprolites, stomach, gut or fecal samples), leading to a better understanding of trophic interactions (Kuch *et al.* 2002; Harper *et al.* 2005; Deagle *et al.* 2009; Corse *et al.* 2010). To the best of our knowledge, this method was applied only once to detect bird predation events in invasive rat (*R. rattus* and *R. exulans*) diet samples and successfully provided a bird identification to the species level (Zarzoso-Lacoste *et al.* 2013) (Table 2.1.). This time and cost-efficient approach, rarely used in conservation studies, could be particularly useful for studying introduced predators' diet, like invasive rodents or feral cats that prey upon highly threatened and/or endemic native species on islands. However, molecular diet studies are currently limited, at best, to presence/absence assessment of diet composition (King *et al.* 2008). Thus, to date, in the absence of a robust method for quantifying DNA in diet samples, the optimal approach could be to combine morphological and DNA-based methods to maximize the robustness of the ecological conclusions of such studies (Casper *et al.* 2007; Braley *et al.* 2010).

To conclude, the morphological method to study predator diet is the most widely used approach to assess and evaluate predator impact on bird populations. However, this method can be limited by numerous identification and quantification biases that could (i) strongly affect the ecological conclusions of predator impact and (ii) lead to take non optimal conservation measures. Since island bird species represent a primary conservation concern in the context of the actual global biodiversity loss, alternative or additional methods are

required to precisely evaluate the impact of introduced predators in order to well prioritize conservation actions. Due to the power of molecular methods to unequivocally detect and identify prey species in predator diet samples, we recommend to use them when considering conservation perspectives.

2.1.6. Acknowledgments:

We thank James Russell, Fabrice Jaïne, Michel Pascal and Benoit Pisanu for their help to access to some unavailable papers or thesis included in our review. This study was supported by FRB (Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité), and DZL was supported by a PhD fellowship granted by the 'Ecole Doctorale des Sciences de l'Environnement' (ED 251).

List of references:

- Atkinson I. A. E. (1985) The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effect on island avifaunas. In Conservation of island birds: case studies for the management of threatened island species, ICBP Technical Publication, Moors P. J. (Ed.), Cambridge, United Kingdom, 35-81.
- Blackburn T. M., Cassey P., Duncan R. P., Evans K. L. et Gaston K. J. (2004). Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. *Science*, **305**, 1955-1958.
- 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., 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*, **51**, 261-270.
- Bouton T. W., Arshad M. A., Dieszen L. L., (1983) Stable isotope analysis of termite food habits in East African Grasslands. *Oecologia*, **59**, 1-6.
- Bradley J. E., Marzluff, J. M. (2003). Rodents as nest predators: influence on predatory behavior and consequences to nesting birds. *Auk*, **120**, 1180-1187.
- Braley M., Goldsworthy S. D., Page B., Steer M., Austin J. J. (2010) Assessing morphological and DNA-based diet analysis techniques in a generalist predator, the arrow squid *Nototodarus gouldi*. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 466-74.
- Casper R. M., Jarman S. N., Deagle B. E., Gales N. J., Hindell M. A. (2007) Combining DNA and morphological analysis of faecal samples improves insight into trophic interactions: a case study using a generalist predator. *Marine Biology*, **152**, 815-825.
- Ciucci P., Boitani L., Pelliccioni E. R., Rocco M., Guy I. (1996) A comparison of scat-analysis methods to assess the diet of the wolf *Canis lupus*. *Wildlife Biology*, **2**, 37-48.
- Clode, D., Birks, J. D. S., Macdonald, D. W. (2000). The influence of risk and vulnerability on predator mobbing by terns (*Sterna* spp.) and gulls (*Larus* spp.). *Journal of Zoology*, **252**, 53-59.
- Corse E., Costedoat C., Chappaz R., Pech N., Martin J-F., Gilles A. (2010) A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 96-108.
- Courchamp F., Chapuis J-L et Pascal M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, **78**, 347-383.
- Day M. G. (1966) Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoats and weasels. *Journal of zoology*. **148**, 201-217.
- Deagle B. E., Kirkwood R., Jarman S. N. (2009) Analysis of Australian fur seal diet by pyrosequencing prey DNA in faeces. *Molecular Ecology*, **18**, 2022-2038.
- DeNiro M. J., Epstein S. (1978) Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals.

- Geochimica et Cosmochimica Acta*, **42**, 495-506.
- DeNiro M. J., Epstein S. (1981) Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **45**, 341-351.
- Drever M. C., Harestad A. S. (1998) Diets of Norway rats (*Rattus norvegicus*) on Langara Island, Queen Charlotte Islands, British Columbia: Implications for conservation of breeding seabirds. *Canadian Field-Naturalist*, **112**, 676-683.
- Drever M. C., L. K. Blight, K. A. Hobson, D. F. Bertram. (2000) Predation on seabird eggs by Keen's mice (*Peromyscus keeni*) using stable isotopes to decipher the diet of a terrestrial omnivore on an offshore island. *Canadian Journal Zoology*, **78**, 2010-2018.
- Duffy, D. C., Jackson, S. (1986) Diet studies on seabirds: a review of methods. *Colonial Waterbirds*, **9**, 1-17.
- Dulloo M. E., Kell, S. R., Jones, C. G. (2002) Impact and control of invasive alien species on small islands. *International Forestry Review*, **4**, 277-285.
- Eggleston C. (2010) Ecology of norway rats (*Rattus norvegicus*) in relation to conservation and management of seabirds on Kiska Island, Aleutian Islands, Alaska 2005-2006. Master of science, Memorial University of Newfoundland St. John's, Newfoundland and Labrador, Canada, p198.
- Faulquier L., Fontaine R., Vidal E., Salamolard M., Le Corre M. (2009) Feral Cats (*Felis catus*) Threaten the Endangered Endemic Barau's Petrel (*Pterodroma barau*) at Reunion Island (Western Indian Ocean). *Waterbirds*, **32**, 330-336.
- Fedriani J. M. Travaini A. (2000) Predator trophic guild assignment, the importance of the method of diet quantification. *Review of Ecology (Terre Vie)*, **55**, 129-139.
- Gamberg M., Atkinson J. L. (1988) Prey hair and bone recovery in ermine scats. *The Journal of Wildlife Management*, **52**, 657-660.
- Giraudoux P. (2012) pgirmess: Data analysis in ecology. R package version 1.5.3.
<http://CRAN.Rproject.org/package=pgirmess>
- Harper G. A. (2007) Detecting predation of a burrow-nesting seabird by two introduced predators, using stable isotopes, dietary analysis and experimental removals. *Wildlife Research*, **34**, 443-453.
- Harper G. L., King R. A., Dodd C. S., Harwood J. D., Glen D. M., Bruford M. W., Symondson W. O. (2005) Rapid screening of invertebrate predators for multiple prey DNA targets. *Molecular Ecology*, **14**, 819-827.
- Harvey J. T. (1989) Assessment of errors associated with harbor seal (*Phoca vitulina*) faecal sampling. *Journal of Zoology*, **219**, 101-111.
- Helm R. C. (1984) Rate of digestion in three species of pinnipeds. *Canadian Journal of Zoology*, **62**, 1751-1756.
- Hibert F., Sabatier D, Andrivot J, Scotti-Saintagne C., Gonzalez S., Prévost M. F., Grenand P., Chave J., Caron H., Richard-Hansen C. (2011) Botany, genetics and ethnobotany: a crossed investigation on the elusive tapir's diet in French Guiana. *PLoS One*, **6**, e25850.
- Hobson K. A., Drever M. C., Kaiser G. W. (1999) Norway rats as predators of burrow-nesting seabirds: insights from stable isotope analysis. *Journal of Wildlife Management*, **63**, 14-25.
- Jarman S. N., Deagle B. E., Gales N. J. (2004) Clade-specific polymerase chain reaction for DNA-based analysis of species diversity and identity in dietary samples. *Molecular Ecology*, **13**, 1313-1322.
- Jones H. P., Tershy B. R., Zavaleta E. S., Croll D., Keitt B., Finkelstein M. Howald G. (2008) Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. *Conservation Biology*, **22**, 16-26.
- Juen A., Traugott M. (2005) Detecting predation and scavenging by DNA gut-content analysis: a case study using a soil insect predator-prey system. *Oecologia*, **142**, 344-352.
- Keitt B., Campbell K., Saunders A., Clout M., Wang Y., Heinz R., Newton K. et Tershy B. (2011). The Global Islands Invasive Vertebrate Eradication Database: A tool to improve and facilitate restoration of island ecosystems. IUCN. In Veitch C. R., Clout M. N. et Towns, D. R. (Ed.), *Island Invasives: Eradication and Management*. Proceedings of the International Conference on Island Invasives. Gland, Switzerland and Auckland, New Zealand, p542.
- Kelly B. T., Garton E. O. (1997) Effects of prey size, meal size, meal composition, and daily frequency of feeding on the recovery of rodent remains from carnivore scats. *Canadian Journal of Zoology*, **75**, 1811-1817.
- King W. B. (1985) Island birds : will the future repeat the past ? In *Conservation of Island Birds*, vol. 3. ICBP Technical Publication. Moors P. J. (ed.), Cambridge, United Kingdom, 3-15.

- Klare U., Kamler J. F., Macdonald D. W. (2011) A comparison and critique of different scat-analysis methods for determining carnivore diet. *Mammal Review*, **41**, 294-312.
- Kuch M., Rohland N., Betancourt J. L., Latorre C., Stepan 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.
- Lever C. (1994) Naturalized animals : The ecology of successfully introduced species. T. & A. D. Poyser (ed.), London, United Kingdom, p354.
- Liberg O. (1984) Food Habits and Prey Impact by Feral and House-Based Domestic Cats in a Rural Area in Southern Sweden. *Journal of Mammalogy*, **65**, 424-432.
- Matias R., Catry P. (2008) The diet of feral cats at New Island, Falkland Islands, and impact on breeding seabirds. *Polar Biological*, **31**, 609-616.
- Medina F. M., Bonnaud E., Vidal E., Tershy B. R., Zavaleta E. S., Donlan C. J., Bradford S., Keitt B., Le Corre M., Horwath S. V., Nogales M. (2011) A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology*, **17**, 3503-3510.
- Mittermeier R. A., Turner W., Larsen F., Brooks T., Gascon C. (2011). Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In Biodiversity Hotspots. F. E. Zachos & J. C. Habel (ed.), Berlin, Germany, 3-22.
- Moors P. J., Atkinson I. A. E. (1984) Predation on seabirds by introduced animals, factors affecting its severity. *ICBP Technical Publication*, **2**, 667-690.
- Norman F.I. (1970) Food preferences of an insular population of *Rattus rattus*. *Journal of Zoology*, **162**, 493-503.
- Oehm J., Juen A., Nagiller K., Neuhauser S., Traugott M. (2011) Molecular scatology: how to improve prey DNA detection success in avian faeces? *Molecular Ecology Resources*, **11**, 620-628.
- Paltridge R., David G., Glenn E. (1997) Diet of the Feral Cat (*Felis catus*) in Central Australia, *Wildlife Research*, **24**, 67-76.
- Pires M. M., Widmer C. E., Silva C., Setz E. Z. F. (2011) Differential detectability of rodents and birds in scats of ocelots, *Leopardus pardalis* (Mammalia: Felidae). *Zoologia*, **28**, 280-283.
- Pisanu B., Caut S., Gutjahr S., Vernon P., Chapuis J.-L. (2011) Introduced black rats *Rattus rattus* on Île de la Possession (Îles Crozet, Subantarctic): diet and trophic position in food webs *Polar Biology*, **34**, 169-180.
- R Development Core Team (2012) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Reynolds J. C., Aebischer N. J. (1991) Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the Fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review*, **21**, 97-122.
- Ricketts T. H., Dinerstein E., Boucher T., Brooks T. M., Butchart S. H. M., Hoffmann M., Lamoreux J. F., Morrison J., Parr M., Pilgrim J. D., Rodrigues A. S. L., Sechrest W., Wallace G. E., Berlin K., Bielby J., Burgess N. D., Church D. R., Cox N., Knox D., Loucks C., Luck G. W., Master L. L., Moore R., Naidoo R., Ridgely R., Schatz G. E., Shire G., Strand H., Wettengel, W., Wikramanayake E. (2005) Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **102**, 18497-501.
- Ruffino L., Russell J. C., Pisanu B., Caut S., Vidal E. (2011) Low individual-level dietary plasticity in an island-invasive generalist forager. *Population Ecology*, **53**, 535-548.
- Stapp P. (2002) Stable isotopes reveal evidence of predation by ship rats on seabirds on the Shiant Islands, Scotland. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 831-840.
- Steadman D. W. (2006) Extinction and Biogeography of Tropical Pacific Birds. University of Chicago Press. (ed.) Chicago, United States of America, p480.
- Symondson W. O. C. (2002) Molecular identification of prey in predator diets. *Molecular Ecology*, **11**, 627-641.
- Tollit D. J., Steward M. J., Thompson P. M., Plerce G. J., Santos M. B., Hughes S. (1997) Species and size differences in the digestion of otoliths and beaks: Implications for estimates of pinniped diet composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 105-119.
- Tollit D. J., Wong M., Winship A. J., Rosen D. A. S., Trites A. W. (2003) Quantifying errors associated with using prey skeletal structures from fecal samples to determine the diet of Steller's sea lion (*Eumetopias jubatus*). *Marine Mammal Science*, **19**, 724-744.
- Towns D. R., Atkinson I. A. E., Daugherty C. H. (2006) Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, **8**, 863-891.

- Weaver J. L. (1993) Refining the equation for interpreting prey occurrence in gray wolf scats. *The Journal of Wildlife Management*, **57**, 534-538.
- Whittaker R. J., Fernández-Palacios J. M. (2007). Island biogeography: ecology, evolution and conservation. Oxford University Press (ed.), Oxford, United Kingdom, p416.
- Williamson M. (1996) Biological invasions: population and community. *Biology Series 15*, Chapman & Hall (Ed.), London. United Kingdom.
- Zabala J., Zuberogitia I. (2003) Badger, *Meles meles* (Mustelidae, Carnivora), diet assessed through scat-analysis: a comparison and critique of different methods. *Folia Zoologica*, **52**, 23-30.
- Zarzoso-Lacoste D., Corse E, 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**, 117-127.
- Zeale M. R. K., Butlin R. K., Barker G. L A., Lees D. C., Jones G. (2011) Taxon-specific PCR for DNA barcoding arthropod prey in bat faeces. *Molecular Ecology Resources*, **11**, 236-244.

CHAPITRE 3:

APPORT DE LA BIOLOGIE MOLECULAIRE AUX ANALYSES DE REGIME ALIMENTAIRE ; IMPORTANCE DE L'OPTIMISATION DU PROTOCOLE D'EXTRACTION ET DE LA SELECTION DES AMORCES TAXON-SPECIFIQUES



(sopachem.com)

Ce chapitre est composé d'un article:

Diane ZARZOSO-LACOSTE, Emmanuel CORSE and Eric VIDAL. (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**, 117-127.

Statut actuel: *publié.*

3. Apport de la biologie moléculaire aux analyses de régime alimentaire ; importance de l'optimisation du protocole d'extraction et de la sélection des amorces taxon-spécifiques

3.1. La biologie moléculaire au service de l'écologie trophique ; intérêts et principes de fonctionnement

Parmi les méthodes d'analyse de régime alimentaire disponibles, les méthodes moléculaires, basées sur la détection et l'amplification par Réaction de Polymérisation en Chaîne (Polymerase Chain Réaction, PCR) d'ADN de proies cibles dans les échantillons alimentaires de prédateurs, offrent de nouvelles perspectives en écologie trophique et en biologie de la conservation. En effet, ces méthodes permettent une détection sensible et précise de taxa de proies cibles dans des échantillons d'ADN multiples et dégradés contenant un mélange (dans des proportions variables) de l'ADN de l'ensemble des proies consommées, du prédateur lui-même mais aussi de ses parasites et bactéries internes (Taberlet *et al.* 1999; Symondson 2002; Jarman *et al.* 2004; Deagle *et al.* 2006; Troedsson *et al.* 2009). De plus, elles permettent une identification précise et avec une résolution taxonomique fine des proies cibles précédemment amplifiées. Enfin, les méthodes moléculaires permettent de traiter en peu de temps un grand nombre d'échantillons (plusieurs centaines par semaine). Tous ces éléments constituent autant d'avantages de cette méthode par rapport aux techniques d'analyses classiques de régime alimentaire telles que l'identification morphologique des macro-restes non digérés ou les analyses isotopiques.

Bien que ces méthodes moléculaires semblent prometteuses pour étudier les interactions trophiques entre espèces et évaluer l'impact des prédateurs sur les populations de proies, elles nécessitent l'optimisation de certaines étapes clés, à savoir (i) la sélection minutieuse des meilleurs couples d'amorces PCR possible, et (ii) l'optimisation du protocole d'extraction, qui auront un impact sur le rendement de la PCR et donc sur la probabilité de détection du taxon proie cible au sein de l'échantillon alimentaire du prédateur (Figure 3.1.).

Méthode moléculaire d'analyse de régime alimentaire:

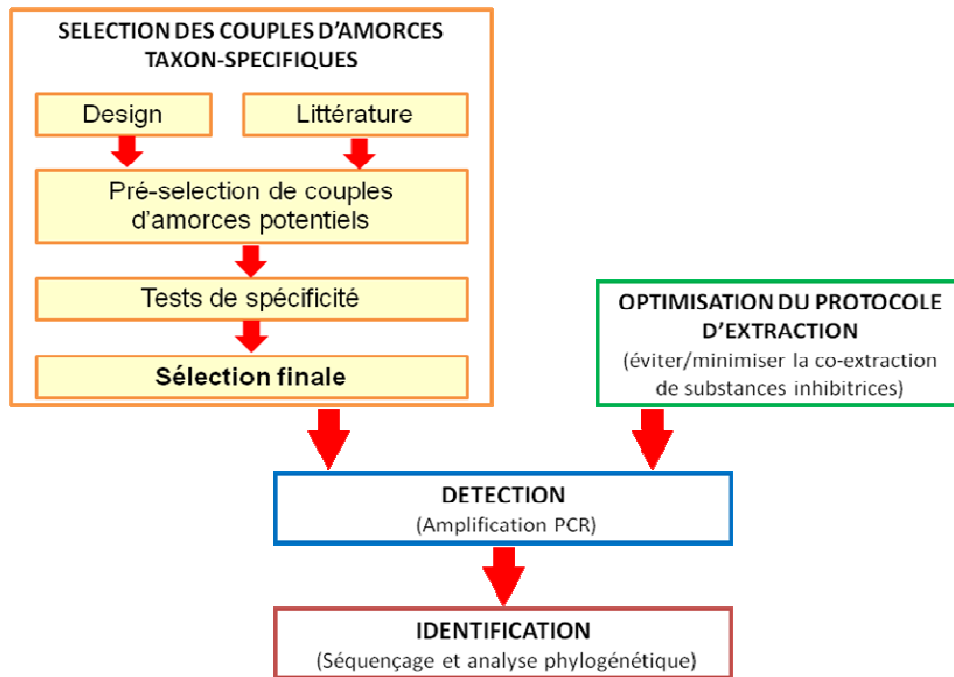


Figure 3.1. : Schéma représentant l'enchaînement des différentes étapes intervenant dans les protocoles moléculaires d'analyse de régime alimentaire de prédateurs.

Nous allons voir rapidement comment se déclinent les 4 étapes relatives à la sélection et l'optimisation des couples d'amorces qui seront utilisés lors de la PCR. Les amorces sont de courts fragments d'ADN qui vont s'hybrider spécifiquement sur une portion complémentaire d'un brin d'ADN matrice et qui constituera le point de départ de la synthèse du brin complémentaire par une ADN polymérase durant la PCR. Un couple d'amorce correspond à la combinaison d'une amorce dite Forward (sens) qui permettra la polymérisation du brin d'ADN dans le sens 3'->5', et d'une amorce Reverse (anti-sens) qui permettra la polymérisation du brin complémentaire (Figure 3.2.).

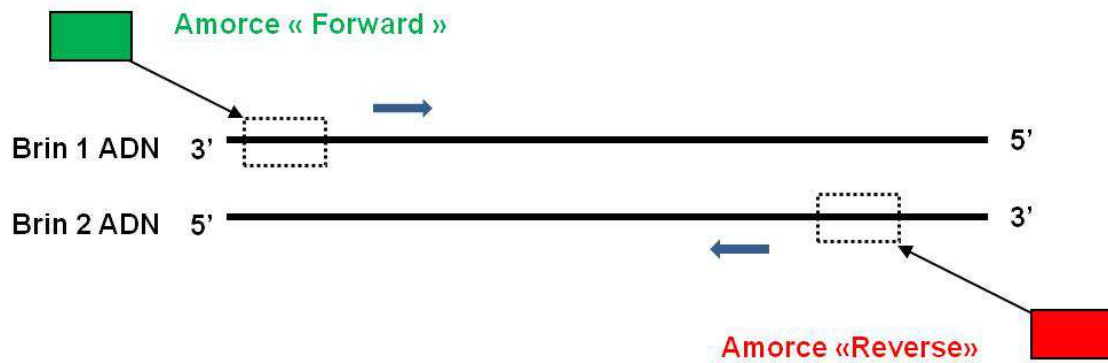


Figure 3.2. : Schéma de l'hybridation des amorces sur l'ADN double brin de la proie cible par reconnaissance de séquences complémentaires. Les flèches bleues indiquent le sens de la polymérisation.

Ainsi, le choix des couples d'amorces qui seront utilisés lors de l'étape de la PCR permettra d'amplifier l'ADN du ou des taxons d'intérêt avec la résolution taxonomique souhaitée (e.g. Espèce, Genre, Famille, Ordre, Classe) au sein de la grande variété de fragments d'ADN contenus dans l'échantillon. Ces amorces peuvent être soit sélectionnées parmi celles déjà existantes dans la littérature scientifique, soit directement conçues *via* un travail bioinformatique. La conception d'un couple d'amorces taxon-spécifique nécessite la réalisation d'un alignement multiple de séquences d'ADN (correspondant au gène ciblé, par exemple le gène mitochondrial *Cox1*) d'espèces cibles et non cibles à partir duquel seront conçues les amorces dans des zones de l'ADN étant conservées au sein du taxon ciblé, mais étant différentes chez les espèces non cibles (e.g. conception d'amorces Oiseaux-spécifique, Figure 3.3.).

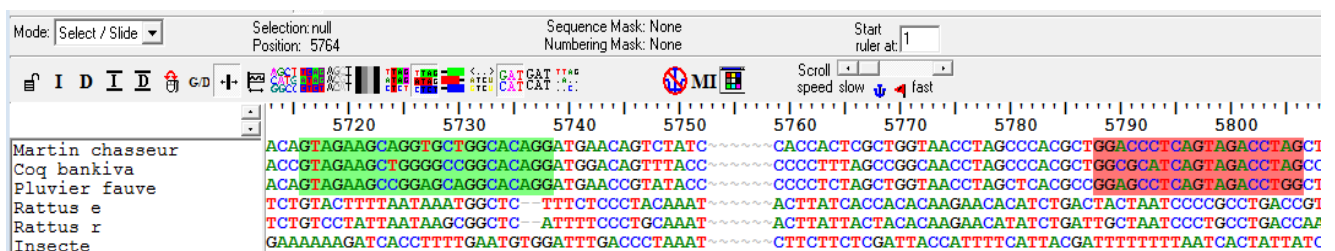


Figure 3.3. : Exemple d'un alignement réalisé pour la conception d'un couple d'amorces Oiseaux spécifique. La zone surlignée en vert représente la portion du gène (*Cox1*) qui est favorable au design de l'amorce Forward (sens), et la portion surlignée en rouge, celle favorable au design de l'amorce Reverse (antisens). Ces zones correspondent à des séquences conservées au sein du groupe des oiseaux (Martin-chasseur, Coq de bankiva et Pluvier fauve) mais très différentes des séquences d'espèces non cibles (*Rattus exulans* Rattus e, *Rattus rattus* Rattus r et insecte)

Par ailleurs, plus la séquence comprise entre les deux amorces (amplicon) sera variable au sein du taxon cible, plus la résolution de l'identification sera fine (e.g. espèce). Afin de maximiser les chances d'amplification d'ADN de proies très dégradé/fragmenté, la taille de l'amplicon ciblé doit autant que possible être comprise entre 100 et 350pb (Taberlet *et al.* 1999; Zaidi *et al.* 1999; Deagle *et al.* 2006 ; Troedsson *et al.* 2009; Pompanon *et al.* 2012).

Une fois ces zones repérées, et avant de synthétiser ces amorces, il est nécessaire de s'assurer que chaque amorce (i) compte entre 18 et 22 pb (paires de bases ou nucléotides), (ii) a un GC% (pourcentage en base G et C de l'amorce) compris entre 40 et 60%, (iii) présente des bases G et/ou C sur l'extrémité 3' de l'amorce pour renforcer son hybridation à la séquence d'ADN du taxon cible, (iv) possède une température d'hybridation comprise préférentiellement entre 50°C et 60°C et (v) ne possède pas de répétition(s) complémentaire(s) dans leur séquence pouvant provoquer un repliement intramoléculaire de l'amorce. Egalement, il est important de s'assurer que les températures d'hybridation des deux amorces du couple sont comparables et que les séquences de ces 2 amorces ne soient pas complémentaires entre elles (en particulier dans la région 3'). Les couples d'amorces (conçus ou provenant de la littérature) répondant à l'ensemble de ces critères pourront être présélectionnés. Ces couples d'amorces potentiels seront alors testés en conditions réelles par PCR sur une gamme importante d'ADN matrice de proies cibles et non cibles afin de s'assurer de leur haute spécificité. Ainsi, au cours de la réaction PCR, une série de réactions permettant la réplication exponentielle d'une matrice d'ADN double brin est répétée en boucle (30-40 cycles en général). Chaque cycle comprend une étape de dénaturation de l'ADN double brin pour obtenir des matrices simple brin (étape conduite à 95°C); suivi d'une étape d'hybridation des amorces à l'ADN matrice (à une température spécifique pour chaque couple) et enfin, d'une étape de réplication/élongation qui correspond à la réaction de polymérisation du brin complémentaire par la Polymérase (étape à 72°C). A l'issue de la PCR, les produits PCR vont être visualisés par migration sur gel d'agarose (électrophorèse) et la présence d'une bande de taille attendue (correspondant à la taille d'amplicon de chaque couple d'amorce) attestera de l'amplification d'ADN dans l'échantillon correspondant (e.g. Corse *et al.* 2010). Parmi le pool d'amorces présélectionnées, ne seront validés que les couples qui auront permis d'amplifier, un maximum d'espèces appartenant au taxon cible pour les amorces groupe-spécifiques (visant à amplifier un groupe d'espèces) ((Deagle *et al.* 2009; Zeale *et al.* 2011 ; Shehzad *et al.* 2012a, 2012b), ou uniquement l'espèce cible pour des amorces espèce-spécifiques (Agusti & Symondson 2001 ; Bowles *et al.* 2011), et qui n'auront

pas permis l'amplification d'ADN d'espèces non cibles (ce qui préviendra contre les résultats d'amplification faussement positifs). Parmi les couples d'amorces validés, ceux présentant un patron de migration monobande et intense (afin de faciliter la lecture de résultat sur gel d'agarose) seront définitivement sélectionnés pour être utilisés comme couples d'amorces taxon-spécifique lors de l'étude de régime alimentaire de prédateur.

La seconde étape, à optimiser obligatoirement lorsque l'on utilise ce type de méthode moléculaire, est celle de l'extraction. En effet, tous les protocoles ne montrent pas la même efficacité d'extraction sur l'ensemble de la gamme d'organismes vivants (animaux, végétaux, bactéries) ou de tissus (e.g. muscles, os, phanères, feuilles) et le protocole le plus adapté doit être sélectionné en fonction de la problématique de l'étude et du type de prédateur considéré (carnivore, herbivore, omnivore). De plus, les échantillons alimentaires de prédateurs (e.g. contenus stomacaux, intestinaux ou fécaux) sont des échantillons complexes qui contiennent, non seulement des ADN provenant de sources multiples (e.g. proies, prédateur, bactéries et parasites), mais également de nombreuses substances inhibitrices pouvant fortement diminuer le rendement de la PCR. L'action inhibitrice de ces substances (e.g. bile, protéines, sels, complexes de polysaccharides) (Deuter *et al.* 1995; Kohn & Wayne 1997; Monteiro *et al.* 1997; Khanuja *et al.* 1999) sur l'amplification de l'ADN des proies cibles durant la PCR va alors réduire la probabilité de détection de ces derniers et peut conduire à des résultats faussement négatifs. Ainsi, afin de maximiser la probabilité d'amplifier l'ADN des proies cibles lorsqu'elles sont présentes dans les échantillons alimentaires, il est primordial de sélectionner le protocole d'extraction qui minimisera le plus la co-extraction de ces substances inhibitrices tout en maximisant l'extraction de l'ADN des proies cibles.

In fine, l'identification des amplicons produits à l'issue de la PCR se fera par séquençage et comparaison de ces séquences avec (i) les bases de données de séquences ADN publiques telles que Genbank (*via* l'outil « Blast »), (ii) une collection de référence de séquences d'ADN de proie constituée pour l'étude en particulier, ou (iii) une combinaison de ces deux types de séquences, grâce à la réalisation d'une reconstruction phylogénétique de l'ensemble de celles-ci (séquences amplifiées/séquencées à partir des échantillons alimentaires analysés et les séquences de référence des proies potentielles).

En résumé, l'optimisation des 2 étapes de sélection des amorces et d'optimisation de l'extraction permettra de maximiser la probabilité de détection et donc d'identification des proies cibles à l'issue de la PCR tout en limitant au maximum les possibilités d'obtenir des résultats d'amplification faussement négatifs ou positifs qui pourront biaiser les interprétations

écologiques qui en seront faites. Ces points sont détaillés et illustrés par un cas d'étude dans le chapitre suivant.

Références bibliographiques :

- Agustí N., Symondson W. O. C. (2001) Molecular diagnosis of predation. *Antenna*, **25**, 250-253.
- Bowles E., Schulte P. M., Tollit D. J., Deagle B. E., TRITES A. W. (2011) Proportion of prey consumed can be determined from faecal DNA using real-time PCR. *Molecular Ecology Resources*, **11**, 530-540.
- Corse E., Costedoat C., Chappaz R., Pech N., Martin J-F., Gilles A. (2010) A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 96-108.
- Deagle B. E., Eveson J. P., Jarman S. N. (2006) Quantification of damage in DNA recovered from highly degraded samples: a case study on DNA in faeces. *Frontiers in zoology*, **3**, 11.
- Deagle B. E., Kirkwood R., Jarman S. N. (2009) Analysis of Australian fur seal diet by pyrosequencing prey DNA in faeces. *Molecular Ecology*, **18**, 2022-2038.
- Deuter R., Peitsch S., Hertel S., Muller O. (1995) A method for preparation of fecal DNA suitable for PCR. *Nucleic Acids Research*, **23**, 3800-3801.
- Jarman S. N., Deagle B. E., Gales N. J. (2004) Clade-specific polymerase chain reaction for DNA-based analysis of species diversity and identity in dietary samples. *Molecular Ecology*, **13**, 1313-1322.
- Khanuja S. P. S., Shasany A. K., Darokar M. P., Kumar S. (1999) Rapid isolation of DNA from dry and fresh samples of plants producing large amounts of secondary metabolites and essential oils. *Plant Molecular Biology Reporter*, **17**, 74-74.
- Kohn M. H., Wayne R. (1997) Facts from feces revisited. *Trends in Ecology and Evolution*, **12**, 223-227.
- Monteiro L., Bonnemaïson D., Vekris A., Petry K. G., Bonnet J., Vidal R., Cabrita J., Mégraud F. (1997) Complex polysaccharides as PCR inhibitors in feces: *Helicobacter pylori* model. *Journal of Clinical Microbiology*, **35**, 995-998.
- 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.
- Shehzad W., Riaz T., Nawaz M. A., C Miquel., Poillot C., Shah S. A., Pompanon F., Coissac E., Taberlet P. (2012a) A universal approach for carnivore diet analysis based next generation sequencing: application to the leopard cat (*Prionailurus bengalensis*) in Pakistan. *Molecular Ecology*, **21**, 1951-65.
- Shehzad W., McCarthy T. M., Pompanon F., Purevjav L., Coissac E., Riaz T., Taberlet P. (2012b) Prey preference of snow leopard (*Panthera uncia*) in South Gobi, Mongolia. *PLoS One*, **7**, e32104.
- 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.
- 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.
- 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.
- Zeale M. R. K., Butlin R. K., Barker G. L. A., Lees D. C., Jones G. (2011) Taxon-specific PCR for DNA barcoding arthropod prey in bat faeces. *Molecular Ecology Resources*, **11**, 236-244.

3.2. Improving PCR detection of prey in molecular diet studies: Importance of group-specific primer set selection and extraction protocol performances.

3.2.1. Abstract

While the morphological identification of prey remains in predators' faeces is the most commonly used method to study trophic interactions, many studies indicate that this method does not detect all consumed prey. Polymerase Chain Reaction based methods are increasingly used to detect prey DNA in the predator food bolus and have proven efficient, delivering highly accurate results. When studying complex diet samples, the extraction of total DNA is a critical step, as PCR inhibitors may be co-extracted. Another critical step involves a careful selection of suitable group-specific primer sets that should only amplify DNA from the targeted prey taxon. In this study, the food boluses of five *Rattus rattus* and seven *Rattus exulans* were analysed using both morphological and molecular methods. We tested a panel of 31 PCR primer pairs targeting Bird, Invertebrate and Plant sequences; four of them were selected to be used as group-specific primer pairs in PCR protocols. The performances of four DNA extraction protocols (QIAamp® DNA stool mini kit, DNeasy® *mericon* food kit and two CTAB-based methods) were compared using four variables: DNA concentration, A_{260}/A_{280} absorbance ratio, food compartment analysed (stomach or faecal contents), total number of prey-specific PCR amplification per sample. Our results clearly indicate that the A_{260}/A_{280} absorbance ratio, which varies between extraction protocols, is positively correlated to the number of PCR amplifications of each prey taxon. We recommend using the DNeasy® *mericon* food kit (Qiagen), which yielded results very similar to those achieved with the morphological approach.

Keywords: Invasive rats, Diet analysis, PCR-based method, Group-specific primer set, Extraction protocol performances, A_{260}/A_{280} absorbance ratio

3.2.2. Introduction

Trophic relationships between invasive and indigenous species need to be disentangled in order to evaluate the impact of introduced predators, especially for highly polyphagous species, like invasive rodents (*Rattus exulans* or *Rattus rattus*). The direct and indirect impacts of these introduced *Rattus* sp. have been pinpointed as one of the principal causes of the extirpation of numerous island species including birds, invertebrates and plants (Townsend *et al.* 2006; Jones *et al.* 2008; Athens 2009; St Clair 2011).

Dietary habits are traditionally studied using morphological identification of prey remains found in the digestive system or faeces of predators (Hansson 1970; Jordan 2005; Bonnaud *et al.* 2007; Casper *et al.* 2007). However, the accuracy of the traditional visual techniques known as the morphological approach can be hindered by a large number of unidentifiable remains due to (i) the thorough mastication and digestion process (degradation of prey soft parts, high fragmentation of hard parts), and (ii) the recovery biases caused by differential digestion and/or retention of prey remains (Harvey 1989; Tollit *et al.* 1997; Symondson 2002; Tollit *et al.* 2003; Jarman *et al.* 2004; Zeale *et al.* 2011).

DNA-based diet ecology has grown exponentially over the last decade and Polymerase Chain Reaction (PCR)-based methods have proven to be a powerful tool to study animal diets. They can reliably identify specific DNA sequences of prey items in stomach, gut, faeces samples, and even coprolites of generalist predators (Kuch *et al.* 2002; Symondson 2002; Carreon-Martinez *et al.* 2011). PCR-based methods have been used successfully to study the diet of a wide range of organisms such as marine vertebrates (Jarman *et al.* 2002; Deagle *et al.* 2005b; Deagle *et al.* 2009), herbivorous terrestrial vertebrates (Soininen *et al.* 2009; Hibert *et al.* 2011), insectivorous bats (Clare *et al.* 2009; Zeale *et al.* 2011), birds (Deagle *et al.* 2007; Oehm *et al.* 2011), and marine and terrestrial invertebrates (Deagle *et al.* 2005a; Harper *et al.* 2005; Juen & Traugott 2005).

Since this approach appears to be a promising alternative to evaluate the impact of predators on various compartments of ecosystems, molecular ecologists have to overcome technical difficulties (listed below) inherent to molecular diet studies in order to develop the most optimal protocol. We seek here to identify a universally applicable DNA-based method, to study the diet of highly opportunistic and omnivorous introduced predators (*R. exulans* and *R. rattus*) through the selection of the most suitable group-specific primer pairs and optimised extraction protocol.

Indeed, a critical step in any DNA-based diet study is the selection of suitable PCR primer pairs. A fast and cost-efficient strategy consists in using carefully selected group-specific primer pairs that should amplify all the prey species of a given taxon and must be unsuccessful in amplifying DNA from species that do not belong to this taxon. Therefore, the presence of a target prey is assessed by a simple migration on agarose gel without necessitating additional analysis (e.g. Corse *et al.* 2010).

Furthermore, although molecular biology provides new opportunities to study animal diets (e.g. next generation technologies), several studies have revealed some limitations, usually directly or indirectly related to the DNA extraction step (Taberlet *et al.* 1999; Whittier *et al.* 1999; King *et al.* 2008). For example, obtaining PCR products can be difficult and this difficulty is increased in complex samples such as stomach, intestinal or faecal diet samples. Indeed, these samples often contain only small amounts of degraded DNA from the target prey mixed with DNA from the predator itself (resulting from the desquamation of the predator's digestive tract) and from bacteria, and co-extracted substances (i.e. bile, salt, cholerythrin, complex polysaccharides) that can strongly inhibit PCR (Deuter *et al.* 1995; Kohn & Wayne 1997; Monteiro *et al.* 1997; Khanuja *et al.* 1999). The measure of the A_{260}/A_{280} absorbance ratio of extracted DNA sample represents an informative variable describing the purity of nucleic acid samples in quantifying the amount of inhibiting proteins. For example $A_{260}/A_{280} > 1.8$ indicates low protein contamination (Marrero *et al.* 2009).

Other studies indicate that the content of the animal diet, such as substances derived from prey digestion (i.e. plant polysaccharides), may also significantly reduce DNA amplification success rates in faecal samples, especially for omnivorous species (Huber *et al.* 2003; Murphy *et al.* 2003). Thus, optimising the key step of DNA extraction is crucial, in order to efficiently purify trace amounts of prey DNA while simultaneously removing potential PCR inhibitors. Once DNA samples have been optimally purified and thus the sensitivity of detection of targeted prey DNA maximised, routine PCR can be performed to study the diet of numerous individuals at the same time.

In this study, we tested a panel of 31 primer pairs targeting Birds, Invertebrates and Plants from the literature, and selected the best group-specific primer sets on the basis of their capacity (i) to maximise the number of amplified species belonging to the target taxa (target prey diversity), (ii) to avoid the amplification of non-targeted prey species (primer set specificity), and (iii) provide an intense and monoband pattern of PCR products migration. Thus, the careful selection of group-specific primer pairs will prevent false positive and false

negative results of prey detection. This step is clearly required to maximise the probability to correctly amplify targeted prey DNA in rat diet samples, and thus to make possible an optimal comparison of extraction protocol performances limiting detection biases related to primer sets efficiency.

Then, we compared the performances of four extraction protocols using four variables: the food compartment from which extraction has been realised (stomach versus faecal content), the DNA concentration, A_{260}/A_{280} absorbance ratio measured in these extracted diet samples, and their molecular yield represented by the number of PCR amplifications obtained with the group-specific primer sets selected in the previous step.

Finally, to evaluate the reliability of the molecular protocol and to validate the best extraction protocol, we compared the results of molecular and morphological analyses.

3.2.3. Materials and methods

3.2.3.1. Study site and sample collection

Field sample collection was conducted on Niau Island (16°10'S, 146°22'W) (Tuamotu Archipelago, South Pacific Ocean) in February 2010. The main habitats found on this island are feo forests (dense primary forest growing on jagged fossilised limestone coral), *Cocos nucifera* plantations and wetlands dominated by Shoreline Purslane *Sesuvium portulacastrum* and Jamaica Swamp Sawgrass *Cladium mariscus* (Butaud 2007).

Five *R. rattus* and seven *R. exulans* were live-trapped and euthanized according to Animal Welfare recommendations. The entire alimentary tracts of these twelve rats were collected and conserved in 90% ethanol during transport then frozen until examination. The stomach and faecal contents were analysed first *via* a morphological approach, and second *via* a molecular approach.

To constitute the prey bank to be used as a DNA template during the testing of group-specific primer sets, several individuals of principal potential prey, including vertebrates, invertebrates, mono and dicotyledonous plants were collected on Niau Island. They are listed in Annex 2. In parallel, tissue and feather samples were collected from frozen specimens of Polynesian bird species from the Polynesian Society of Ornithology and the Tahiti Museum. DNA from all the animal species was extracted using the Genra Puregene® Tissue Kit (Qiagen). Invertebrate DNA was extracted from a pre-washed (in distilled water) invertebrate head and/or legs in order to avoid detection of secondary predation (e.g. Juen & Traugott

2005; Hosseini *et al.* 2008) and vertebrate DNA from muscle samples. Plant DNA was extracted from leaf and/or stem and/or fruit/seed using CTAB protocol following Doyle & Doyle (1987) procedure.

3.2.3.2. Morphological diet approach

Morphological analyses were conducted under a dissecting microscope on both stomach (n=12) and faecal contents (n=12) of each rat to assess the presence or absence of each prey taxon, namely Birds, Invertebrates and Plants. The results for each sample were compared to those obtained using the molecular approach, so as to validate the accuracy of the latter approach. The stomach contents were extracted, homogenised and the entire volume analysed. The relative abundance of each prey taxon was expressed as the percentage of the volume represented by this taxon in the total volume of the stomach content. The faecal contents were obtained by mixing together and homogenising the last three faeces from the terminal part of each gut. Then, three microscope slides of faecal content from each rat were analysed in order to count a total of recognisable fragments ranging from 300 to 350 fragments. All prey remains contained in stomach or faecal contents were identified using a reference collection that includes all the potential prey on this island (see Annex 2) (Hansson 1970; Jordan 2005).

In this study, we particularly focused on the frequency of occurrence of three prey taxa: (i) “Birds”, because the introduced rodents studied here are known to be predators of island birds at different life stages (eggs, chicks and adults) (Booth 1996; Penloup *et al.* 1997; Robinet *et al.* 1998), (ii) “Invertebrates” (including insects, arachnids, myriapods and crustaceans), because this taxon is a common prey of rats on the studied island, and (iii) “Plants”, because rats’ diet consists of a large quantity of a wide spectrum of plant species including various plant organs (i.e. leaves, roots, fruits and/or seeds).

3.2.3.3. Molecular diet approach

DNA extractions and PCR preparations were performed under a laminar flow hood in two dedicated and isolated rooms. Single-use non-talc gloves and aerosol resistant tips were used to avoid cross contamination.

Group-specific primer set selection

A wide spectrum of genes can be targeted by group-specific primer sets (King *et al.* 2008). Here we mainly selected mitochondrial genes because the mitochondrial genome can be copied hundreds or thousands of times within eukaryote cells (Alberts *et al.* 2007), thereby

improving the likelihood of prey DNA amplification from a matrix of multiple DNA such as a complex diet sample. *Cox* regions within the mitochondrial genome were targeted since these regions have been widely used in bar-coding studies (such as BOLD: the barcode of life data system, Ratnasingham & Hebert 2007) and enable unknown sequences to be identified using the Genbank database. Chloroplastic primers were also used to ensure that plant DNA present in rat faeces or stomach was correctly amplified.

We reviewed molecular studies that aimed to design group-specific primer sets targeting Birds, Invertebrates and Plants taxa. We only selected those in which DNA sequence alignments were performed to assess their validity, and those that generate, as far as possible, amplicons between 100 and 350 pb to accommodate for the highly fragmented nature of DNA in diet samples (Taberlet *et al.* 1999; Zaidi *et al.* 1999; Deagle *et al.* 2006). A total dataset of 29 existing primers was finally selected and is reported in Annex 3.

Then, we evaluated the relevance of these 31 primer pairs in realising cross-amplification tests using DNA samples from our prey bank (116 specimens from ~60 species) including both target and non target species collected on Niau Island (Annex 2). Group-specific primer set accuracy was evaluated on the basis of three criteria: they had to (i) maximise the target prey diversity of species amplified within the target taxon, (ii) maximise the primer pair specificity in being unsuccessful in amplifying non target species, and (iii) produce an intense monoband pattern consecutively to the migration of PCR products on agarose gel. The latter criterion is expected to maximise the detection probability of a prey taxon, revealed by a single band on agarose gel, even if low concentrated in the total DNA matrix of the diet sample, minimising misinterpretation of the migration pattern.

Finally, the most relevant primer pairs targeting Birds, Invertebrates and Plants taxa were selected to be used in the molecular analysis of rat diet samples.

DNA extraction protocols

After morphological diet analysis, homogenised stomach and faecal contents were cold-ground one by one using steel beads during 2x30 seconds at 30Hz (Tissuelyser, Retsch) to mechanically (i) break prey cells and facilitate their DNA extraction and (ii) maximise the homogenisation of the DNA matrix. Total DNA was extracted using the sample amount recommended, usually around 200mg, for the following protocols.

The QIAamp® DNA stool mini kit (Qiagen), hereafter EP1, was specifically designed to extract DNA from faecal samples with Proteinase K (PK), and currently remains the most

widely used commercial kit in molecular studies conducted on faecal or stomach contents (Eggert *et al.* 2005; Chaves *et al.* 2006; Zhang *et al.* 2006; Oehm *et al.* 2011). The main advantage of this kit is the tablet called “inhibitEX” used to absorb and pellet PCR inhibitors and DNA-damaging substances in the same step. Additionally, the QIAamp silica-based spin columns provided in this kit remove further inhibitors from the DNA solution (Li *et al.* 2003).

The DNeasy® *mericon* food kit (Qiagen), hereafter EP2, is a new extraction kit initially developed for the food-processing industry. It was designed for the rapid purification of DNA from a variety of raw and processed food matrices, while minimising the carryover of PCR inhibitors inherent to complex food samples *via* QIAquick silica-based spin columns. A combination of cetyltrimethylammonium bromide (CTAB) and PK is used to optimise the digestion of even very compact tissue from animals and/or plants.

A cetyltrimethylammonium bromide (CTAB) DNA isolation, hereafter EP3, was performed following a modified DNA extraction procedure for small quantities of tissue (Doyle & Doyle 1987). CTAB-based methods are traditionally used to extract total DNA from gut or faecal contents of predators (Lathuilliere *et al.* 2001; Deagle *et al.* 2005a; Juen & Traugott 2005; Zhang *et al.* 2006; Oehm *et al.* 2011).

A supplementary step of DNA purification using the QIAquick spin columns from the DNeasy® *mericon* food kit (Qiagen) was applied following the previous CTAB extraction protocol to form the hereafter EP4 (Annex 4).

DNA quality control

DNA concentrations and A_{260}/A_{280} absorbance ratio of each sample were measured using a Nanodrop 2000c (ThermoScientific). We adjusted all DNA samples to a maximum concentration of 300ng/μl to reduce the concentration of possible remaining inhibitors (Morin *et al.* 2001).

PCR protocol and sequencing

PCR protocols were optimised in a final volume of 25μl containing 1 μM MgCl₂, 0.2 μM of dNTPs, 0.5 μM of each primer, 1.5 U of Taq DNA polymerase combined with and 1μl of sample DNA extraction. All PCRs were 95°C for 5min, followed by 40 cycles of 94°C for 1min, 1min at the annealing temperature given in Table 3.1., 72°C for 1min, then 72°C for 10min. All PCR runs included (i) two positive controls containing targeted prey DNA to confirm suitable reaction conditions, (ii) two negative controls containing both *R. rattus* and

R. exulans DNA, and (iii) a PCR blank to check for cross-contamination. Migrations of PCR products on agarose gel were performed to determine whether the target taxon was present in diet samples (Corse *et al.* 2010). Expected amplicons sizes are reported in Table 3.1..

Target taxon	Target gene	Name	Sequence	Source	Fragment size (pb)	Annealing temperature (T°C)
Bird	Mitochondrial Cox1	BIRDF1 (F)	TTCTCCAACCCACAAAGACATTGGCAC	Kerr <i>et al.</i> 2007	250-300	56
		AWCintR2 (R)	ATGTTGTTTATGAGTGGGAATGCTATG	Patel <i>et al.</i> 2010		
Invertebrate	Mitochondrial Cox1	C1J1718 (F)	GGAGGATTTGGAAATTGATTAGTTCC	Simon <i>et al.</i> 1994	500	48
		nancy C1N2191 (R)	GAAGTTTATATTTTAAATTTTACCGGG			
Plant	Mitochondrial Cox2	cox2/1 (F)	TTTTCTTCCTCATTCTGATTT	Duminil <i>et al.</i> 2002	350-400	48
		cox2/2 (R)	CCACTCTATTGTCCACTTCTA			
	Chloroplastic rbcL	rbcL h1aF (F)	GGCAGCATTCCGAGTAACTCCTC	Poinar <i>et al.</i> 1998	150	62.5
		rbcL h2aR (R)	CGTCCTTTGTAACGATCAAG			

Table 3.1. : Description and amplification conditions of group-specific primer pairs used in this study. Forward (F) and Reverse (R) primers are signalled following primer names

Finally, five randomly chosen PCR amplicons were sequenced by GATC biotech company (Sanger technology) using their corresponding forward primer to confirm that each prey taxon had been properly targeted. Birds and Plants provided sequences corresponding each time to single species, which were compared with publicly available sequences in GenBank using a BLAST search to confirm the specificity of each primer pair (Altschul *et al.* 1990). However, direct sequencing of Invertebrate PCR products provided unreadable chromatographs showing a superposition of multiple DNA sequences from various species. Thus, Invertebrate PCR products were cloned and purified (respectively pGEM®-T Easy Vector cloning kit and PureYield™ Plasmid Miniprep Start-Up Kits, Promega) before being sequenced in order to provide unique species sequences.

3.2.3.4. Performance assessment of DNA extraction protocols

Molecular and morphological approaches were compared by calculating the frequency of occurrence of each detected prey taxon. A Penalty Index (PI) was calculated for each rat, for both faecal and stomach food compartments, to assess the performance of each DNA extraction protocol by comparing the likelihood of identifying prey taxa with both molecular and morphological approaches.

$$PI = N_{\text{morphological}} - N_{\text{molecular}}$$

$N_{\text{morphological}}$ is the sum of detection of all prey items in the stomach and faecal samples of one rat for one extraction protocol. $N_{\text{molecular}}$ is the number of PCR detection events of all prey items in the same food compartment (stomach and faeces) of the same rat and for the same extraction protocol. For example, if both “Invertebrates” and “Birds” were found in a rat stomach during the morphological analysis ($N_{\text{morphological}} = 2$) but only “Birds” were amplified with the PCR-based method ($N_{\text{molecular}} = 1$) in the same stomach, $PI = 2 - 1 = 1$, meaning that the morphological analysis of this sample detected one item more than the molecular approach. Because two primer sets were used to increase the probability of molecular detection of “Plants” in diet samples, an $N_{\text{morphological}}$ value of 2 was applied for samples containing this taxon to permit accurate calculation of the PI. Finally, PI, $N_{\text{morphological}}$ and $N_{\text{molecular}}$ can be considered as ordered and non-continuous quantitative variables.

Permutation tests were performed to evaluate the effect of (i) the food compartment (faecal or stomach contents) and/or (ii) the extraction protocol used by testing the mean equality hypothesis on the four following variables: DNA concentration, A_{260}/A_{280} absorbance ratio, $N_{\text{molecular}}$ and PI. Let us consider the observed Fvalue relative to the food compartment effect

when performing the two-way ANOVA (extraction protocol*food compartment). After random permutation of the statistical units within each extraction protocol group (to overcome an extraction protocol effect), we obtained F' value under the null hypothesis of equality of mean between food compartment. By repeating the procedure 1,000 times, Pvalue is estimated by:

$$Pvalue = (\text{Number of } F' \text{ value} > Fvalue) / 1,000$$

Similar analyses were performed in order to test the extraction protocol effect. In this case, statistical units were randomly permuted within each food compartment group to overcome an extraction protocol effect.

Kendall correlation tests were conducted on the data compiled from the four DNA extraction protocols to test out the relationships between (i) DNA concentration and $N_{\text{molecular}}$, (ii) DNA concentration and PI, (iii) A_{260}/A_{280} absorbance ratio and $N_{\text{molecular}}$, and (iv) A_{260}/A_{280} absorbance ratio and PI. This allowed us to determine whether it was the DNA concentration or the A_{260}/A_{280} absorbance ratio that had a greater influence on both $N_{\text{molecular}}$ and PI regardless of the DNA extraction protocol used.

3.2.4. Results

3.2.4.1. Group-specific primer set selection

Among the 31 tested group-specific primer pairs, four were selected. They include one Bird-specific primer pairs, one Invertebrate-specific primer pair and two Plant-specific primer pairs. The selected primer pairs and the corresponding expected amplicon length are reported in Table 3.1.. For Plants, the primer pair selected for *Cox2* provided only a slightly lower amplification score than the primer pair selected for *rbcL* (Annex 5). We therefore chose to keep both primer pairs for the subsequent analyses.

Furthermore, the sequencing of Bird, Invertebrate and Plant amplicons confirmed that the taxon-targeting of each group-specific primer set was appropriate. The Genbank accession numbers of the randomly amplified sequences and their best match in Genbank (BLASTn) are reported in Table 3.2. The short *rbcL* sequences are provided in Annex 6.

3.2.4.2. Confirming performance assessment of DNA extraction protocols with morphological analysis

Out of the 24 rat food boluses examined using the morphological approach (12 stomach and 12 faecal samples), 100% contained Plants (including more than 75% of coconut pulp in both stomach and faecal samples), 87.5% contained Invertebrates (91.7% of stomach contents and 83.3% of faeces) and 16.7% contained Bird (8.3% of stomach contents and 25% of faeces). The results of the morphological analysis of stomach and faecal contents are provided in Annex 7.

The four extraction protocols varied in their ability to detect each prey taxon. The values of DNA concentration and A_{260}/A_{280} absorbance ratio measured in both stomach and faecal samples for each rat are reported in Annex 8. When their detection frequencies were compared with those of the morphological analysis, $N_{\text{morphological}}$, the extraction protocol providing the $N_{\text{molecular}}$ result closest to the morphological result was EP2 for all the prey items and in both faecal and stomach diet samples, followed by EP4 (Figure 3.4.).

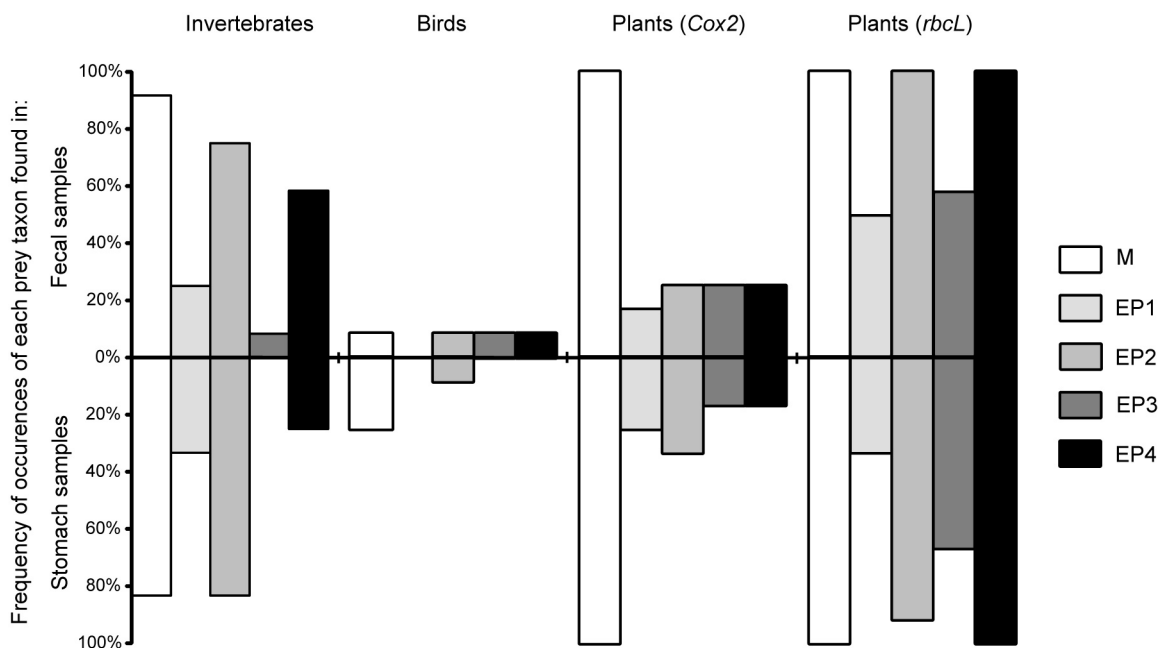


Figure 3.4. : Frequency of occurrence of each target item detected through M: morphological analysis or using the different extraction protocols tested; EP1: QIAamp® DNA Stool Mini Kit, EP2: Dneasy® Mericon Food, EP3: CTAB, EP4: CTAB + Qiaquick Purification, in Faecal (n = 12) or Stomach Samples (n = 12).

Indeed, the extraction protocol with the lowest PI was EP2: 0.91 ± 0.88 SD (Figure 3.5.). Note that some values of PI were negative, indicating molecular detection of items which were not detected using morphological analysis.

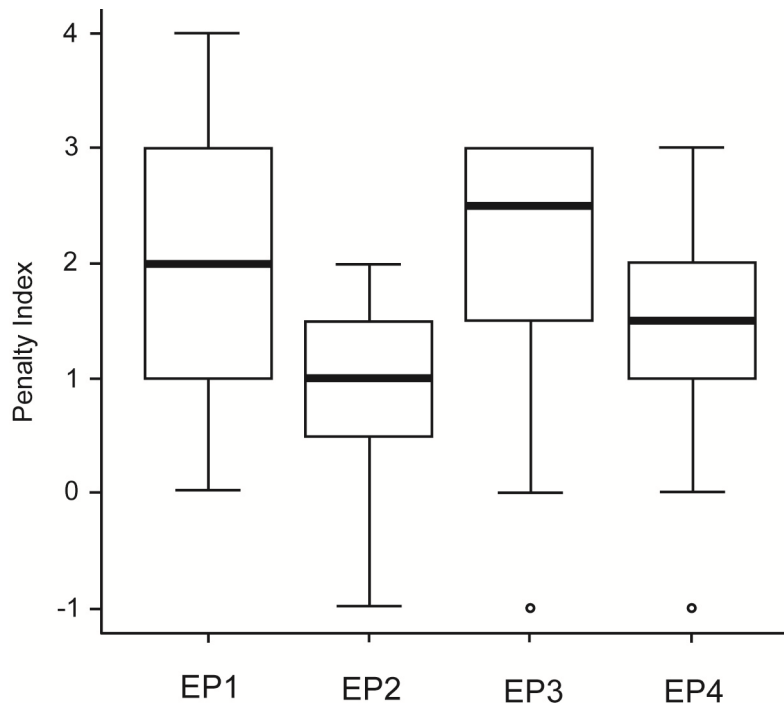


Figure 3.5. : Box-plots of the Penalty Index (PI) attributed to the different extraction protocols tested; EP1: QIAamp® DNA Stool Mini Kit, EP2: Dneasy® Mericon Food, EP3: CTAB, EP4: CTAB + Qiaquick Purification.

Permutation tests showed a strong effect of food compartment on DNA concentrations ($P < 0.001$), a moderate effect on A_{260}/A_{280} absorbance ratio ($P = 0.025$) but no effect on either $N_{\text{molecular}}$ ($P = 0.469$) or PI ($P = 0.336$). Moreover, permutation tests indicated that the extraction protocol had a significant effect on DNA concentrations ($P < 0.001$), A_{260}/A_{280} absorbance ratio ($P < 0.001$), $N_{\text{molecular}}$ ($P < 0.001$) and thus on PI ($P < 0.001$). The extraction protocol leading to the highest DNA concentrations was the EP3 (217.13 ± 106.15 SD ng/ μ l) and the highest A_{260}/A_{280} absorbance ratios were obtained with the EP2 (1.83 ± 0.32 SD) and EP4 (1.86 ± 0.07 SD). The best yield of $N_{\text{molecular}}$ was obtained by EP2, with an average of 2.12 ± 0.68 SD > EP4: 1.66 ± 0.82 SD > EP1: 0.92 ± 0.68 SD; EP3: 0.92 ± 0.88 SD.

Kendall correlation tests indicate that $N_{\text{molecular}}$ was positively related to A_{260}/A_{280} absorbance ratio ($Z = 2.97$, $P = 0.003$); however, DNA concentration has no effect on either $N_{\text{molecular}}$ ($Z = 0.71$, $P = 0.032$) or PI ($Z = -0.45$, $P = 0.65$). Finally, PI was negatively correlated

to A_{260}/A_{280} absorbance ratio ($Z = -2.15$, $P = 0.031$). Therefore, A_{260}/A_{280} absorbance ratio is a key parameter that most strongly influences the $N_{\text{molecular}}$ and PI.

3.2.5. Discussion

3.2.5.1. Importance of group-specific primer set selection

Two issues are generally encountered when using a group-specific primer pair targeting a high taxonomic level: the difficulty to test it out on all the species that form this taxon to avoid false negative results of prey detection during PCR product migrations and to test primer pair specificity on non target species to avoid false positive results.

Most available primer sets were developed in order to amplify a maximum of prey species within a target taxon but their specificity is rarely assessed. However, this characteristic has to be carefully considered when developing group-specific primer sets for molecular diet studies.

Over the 31 primer pairs tested in this study, most of the primer pairs that amplified a large target prey diversity also provided a low specificity. However, both results of the cross-amplification tests and of the random sequencing provide confidence concerning the high accuracy of the four group-specific primer pairs that were selected (Annex 5 and Table 3.2.).

Target taxon	Sequenced amplicons		Genbank best match (blastn)	
	Primer pair	Genbank accession number	Species name	Accession number
Bird	BIRDF1 - AWCintR2	JQ904753	<i>Anous stolidus</i>	JQ174029
Invertebrate	C1J1718 - nancy C1N2191	JQ904754	<i>Periplaneta australasiae</i>	AM114928
		JQ904755	<i>Lepidoptera sp.</i>	GU696678
		JQ904756	<i>Neotricula aperta</i>	AF188226
		JQ904757	<i>Purpuricenus temminckii</i>	FJ559014
		JQ904758	<i>Blattella germanica</i>	HM996892
Plant	cox2/1 - cox2/2	JQ904759	<i>Arachis hypogaea</i>	EU289005
		JQ904760	<i>Calopogonium caeruleum</i>	AF207680
		JQ904761	<i>Magnolia tripetala</i>	JQ317132
		JQ904762	<i>Calopogonium caeruleum</i>	AF207680
		JQ904763	<i>Calopogonium caeruleum</i>	AF207680
	rbcL h1aF - rbcL h2aR	Additional file 3, sequence 1	<i>Uvularia perfoliata</i>	JQ404767
		Additional file 3, sequence 2	<i>Sesuvium portulacastrum</i>	JQ218441
		Additional file 3, sequence 3	<i>Sarcocephalus coadunatus</i>	JF739139
		Additional file 3, sequence 4	<i>Liriodendron tulipifera</i>	HQ235606
		Additional file 3, sequence 5	<i>Oberonia recurva</i>	JN005606

Table 3.2. : Accession numbers and Genbank best match (BLASTn) of the randomly sequenced amplicons amplified using the four selected group-specific primer sets.

Admittedly, further testing would be needed to test the applicability and biases toward gut parasites (e.g. nematodes, cestodes) when using the selected invertebrate-specific primer, depending on the research issues (prey or parasite detection).

In this study, the importance of primer set selection is highlighted by (i) the great correspondence of morphological and molecular results (especially when using EP2, see Figures 3.4. and 3.5.), and (ii) the differences observed in molecular detection of Plants using the two different primer pairs (*cox2* and *rbcL*) (Figure 3.4.).

The probability to detect plant DNA ingested by rats could have been expected to be equal using multicopy mitochondrial *cox2* and chloroplastic *rbcL* genes, but the chloroplastic primer set offered a significantly greater number of amplicons than the mitochondrial set (Figure 3.4.). This may be explained by the different evolutionary rates of the two genes. Indeed, *cox1* and *cox2* are less well-conserved than some other genes and are often recommended to design species-specific primers (King *et al.* 2008), while the *rbcL* gene is a highly conserved sequence in plants that can be used to design universal primers (Pafundo *et al.* 2009). Moreover, chloroplasts generally contain more replicated DNA than mitochondria (Alberts *et al.* 2007). Alternatively, plant reserve tissues contain a relatively low amount of mitochondria and cells of fruits and seeds are mainly composed by amyloplasts which accumulate a high amount of plastid DNA (Catley *et al.* 1987). This last point may probably explain the higher efficiency of Plant detection provided by the chloroplastic primer pair compared to the mitochondrial one, especially in the diet of such frugivorous/granivorous predators (mainly composed by coconut endosperm). Nevertheless, the higher amplicon size provided by the *cox2* primer pair potentiates a finer identification of Plant sequences and could be use in further studies if associated with sequencing.

3.2.5.2. Importance of A₂₆₀/A₂₈₀ absorbance ratio

One of our main findings here is that DNA concentration is not the most important parameter influencing molecular detection of prey items, which appeared to be the A₂₆₀/A₂₈₀ absorbance ratio, a measure that reflects the protein contamination rate of samples. Indeed, our results clearly indicate that a DNA sample even at a low concentration but of high quality, with an A₂₆₀/A₂₈₀ absorbance ratio ($1.8 < A_{260}/A_{280} < 2$), will produce a better amplification yield than a highly concentrated DNA sample with a low A₂₆₀/A₂₈₀ absorbance ratio (< 1.8). For example, the EP3 presented the highest DNA concentration values but one of the lowest A₂₆₀/A₂₈₀ absorbance ratios, and had the worst PI. Conversely, while the EP2 does not obtain

high DNA concentrations, it maximises both A_{260}/A_{280} absorbance ratio and PI. Therefore, a key step that had to be optimised in extraction procedures is clearly the neutralisation of proteins, which will reduce PCR inhibition.

3.2.5.3. No effect of food compartment on molecular protocol performance

Usually, molecular diet analyses are conducted on faecal and gut samples of various organism types (Kuch *et al.* 2002; Symondson 2002; Jarman *et al.* 2004; King *et al.* 2008). To the best of our knowledge, this study is the first to compare the effect of food compartment selection on molecular protocol performance in a context of diet analysis. We found no effect of food compartment on molecular performance ($N_{\text{molecular}}$ and PI), although differences in DNA concentrations and A_{260}/A_{280} absorbance ratios were observed.

Since more DNA is contained in faecal samples than in stomach contents, which can probably be explained by a higher rate of prey cell lysis, over-representation of rat DNA may be related to intestinal desquamation and a high level of co-extracted bacterial DNA.

Since we did not observe any differences in the performance of molecular analysis when applied to either stomach or faecal DNA extractions, we recommend extracting total DNA from a mix of these two food boluses when possible, in order to obtain a wider picture of predator diet, which will also be more temporally integrative.

3.2.5.4. The best extraction protocol: the DNeasy® *mericon* food kit

With regard to DNA concentration and A_{260}/A_{280} absorbance ratios, the EP4 and the EP2 appear to offer equivalent results that were significantly better than those achieved by the EP3 or EP1. The efficiency of the silica-based QIAquick spin columns used in this study in both EP2 and EP4 to remove PCR inhibitors is clear when A_{260}/A_{280} absorbance ratio, $N_{\text{molecular}}$ and PI results obtained from the latter are compared with the EP3 (Yang *et al.* 1998).

Surprisingly, the widely used QIAamp® DNA stool mini kit (EP1) did not provide the best results and particularly failed in extracting amplifiable DNA from Plants (Figure 3.4.). Both frequency of occurrence of each preyed item and, importantly, PI showed that the EP2 (closely followed by the EP4) was the most accurate in extracting amplifiable DNA from prey as varied as Birds, Invertebrates and Plants (and from a grounded mix of very different prey remains such as bones, feathers, exoskeleton, fruits, leaves etc). This suggests the high suitability of the DNeasy® *mericon* food kit (EP2) to study the diet of omnivorous

mammalian predators. The DNeasy® *mericon* food kit was specifically designed for the extraction of total DNA from complex and strongly processed samples (subjected to irradiation, pH changes and drying) where DNA is highly degraded (even down to 100-200 pb). We therefore recommend this kit for future molecular diet analyses.

3.2.5.5. Consistency of molecular and morphological approaches

One of the aims of this study was to test out the correspondence of morphological and molecular analyses of rat diet samples, focusing on three target prey taxa. Although frequency of detection of prey categories obtained *via* a molecular approach was almost always lower than that obtained *via* a morphological approach, it remained satisfactory. Indeed, we successfully amplified DNA from rat food boluses using four group-specific primer sets targeting three very different prey types and the DNeasy® *mericon* food kit. This yielded results very similar to those achieved with the morphological approach, with more than 90% of prey detected (PI: 0.91 ± 0.88 SD). Our results demonstrate that the choice of an appropriate extraction protocol will maximise the efficiency of PCR amplifications of targeted DNA and that molecular analysis is accurate enough to provide a complementary or an alternative way to study predator diet (Casper *et al.* 2007).

Our results offer a balanced view of the pros and cons of the morphological and molecular approaches for diet studies. In some cases, the molecular approach hardly reaches the expected frequency of occurrence of each prey taxon provided by the morphological approach. For example, in this study the Bird taxon was the prey item the least efficiently amplified. Indeed, small feather fragments were morphologically detected in three rat faeces and one stomach content, but only one extraction protocol (EP2) permitted bird detection in one stomach sample and one faeces (Figure 3.3. and Annex 7). In the same way, Invertebrate DNA was not amplified in two stomach samples although expected. These differences could be explained by the difficulty to extract DNA from chitinous or keratinous cells such as those found in arthropod exoskeleton remains (especially coleopterans), animal scales and hairs or bird feathers, which are superficial epidermal derivative cells containing only small amounts of DNA (Symondson 2002). Moreover, the diet samples where Birds and Invertebrates were not detected *via* the molecular method were precisely those that contained only small amounts of remains (in both size and number) suggesting that traces of both Bird and Invertebrate DNA, in addition to being particularly difficult to extract from keratinous or chitinous elements, were not sufficiently represented within the DNA sample to be correctly amplified.

On the other hand, the negative scores obtained in some cases for PI indicate that the molecular approach could make possible the detection of prey that were not detected using the morphological approach. For instance, the food bolus may contain very few hard remains or even soft tissue alone, making morphological identification difficult or impossible. Another possibility is that secondary predation events may be detected (Sheppard *et al.* 2005). Molecular approaches are highly sensitive and need to be checked for the detectability of secondary predation or scavenging in order to correctly interpret field-derived data (Juen & Traugott 2005; Hosseini *et al.* 2008).

3.2.6. Conclusion

In this study we developed a robust molecular approach to study the diet of two generalist and omnivorous predators (*R. rattus* and *R. exulans*). We carefully selected four group-specific primer sets targeting a wide spectrum of rats' main prey and optimised the extraction protocol in order to maximise PCR yield. The results of the molecular approach were highly consistent with those achieved by morphological approach (more than 90% of prey detection), in both food compartments, when the DNeasy® *mericon* food kit (Qiagen) is used. Our successful amplification of target DNA from prey as varied as Birds, Invertebrates and Plants in rats' diet samples highlight the potential of this protocol to be used on other omnivorous predators using only a few primer group-specific primer sets. To improve this protocol, new group-specific primer pairs could be developed to amplify other prey taxa such as Mammals or Lizards. Finally, this time and cost efficient approach could be particularly useful for the routine study of introduced predators' diet, such as invasive rodents or feral cats, which are implicated in many conservation issues involving highly threatened and/or endemic native species on island ecosystems.

3.2.7. Acknowledgments:

We would like to thank the EGE team of IMBE, especially André Gilles and Caroline Costedoat, for making their molecular platform available. We also thank Tetai Tehei, Sophie Gaugne, Anne Gouni, Thierry Autai, Guillaume Albar, Julie Champeau from SOP & CRIP NGOs and Michel Pascal (INRA) for their valuable help in the field, Benoit Pisanu, Marcela Nino and Quentin Delforge for their help with the morphological analysis of rat diet. Thanks to Nicolas Pech for his help with statistical analysis and Marianick Juin, Alex Baumel, Samah Gasmi, Frederic Cadoret and the Qiagen technical support team for their useful molecular recommendations. We thank Elsa Bonnaud for her constructive comments on earlier drafts of

the manuscripts and Marjorie Sweetko and Alice N Endamne for English language editing. Finally we thank the Fakarava Unesco Reserve, the Tahiti Museum “Musée de Tahiti et ses îles” and all the people from Niau island for their welcome and their interest in this study. This study was supported by FRB (Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité), and DZL was supported by a PhD fellowship granted by the ‘Ecole Doctorale des Sciences de l’Environnement’ (ED 251).

3.2.8. Data Accessibility:

DNA sequences: Genbank accessions JQ904753-JQ904763

Prey bank description, list of primers tested in this study, Extraction protocol details, Results of cross-amplification tests and selection criteria of group-specific primer pairs, Morphological results of stomach and faecal content analysis, Measured values of both DNA concentration and A260/A280 absorbance ratio for each diet sample, and Plant *rbcL* sequences amplified from rat diet samples were uploaded as online supplemental material.

Sequence alignment of DNA regions targeted by the four group-specific primer pairs (Birds, Invertebrates, Plant mitochondrial and Plant chloroplastic): DRYAD entry doi: 10.5061/dryad.8c134

List of references:

- Alberts B, Bray D, Lewis J, Raff M, Roberts K, Watson JD.(2007) *Molecular Biology of the Cell*, 5th edn. Garland Publishing, New York.
- Altschul SF, Gish W, Miller W, Myers EW, Lipman DJ (1990) Basic local alignment search tool. *Journal of Molecular Biology*, **215**, 403-410.
- Athens JS (2009) *Rattus exulans* and the catastrophic disappearance of Hawai'i's native lowland forest. *Biological Invasions*, **11**, 1489-1501.
- Bonnaud E, Bourgeois K, Vidal E, *et al.* (2007) Feeding ecology of a feral cat population on a small mediterranean island. *Journal of Mammalogy*, **88**, 1074-1081.
- Booth AM (1996) Kiore (*Rattus exulans*) predation on the eggs of the Little Shearwater (*Puffinus assimilis haurakiensis*). *Notornis*, **43**, 147-153.
- Butaud J (2007) Étude de la flore vasculaire de l'atoll soulevé de Niau, cartographie de sa végétation, caractérisation de l'habitat du Martin-Chasseur de Niau, et priorités de conservation. Société d'Ornithologie de Polynésie «Manu», Papeete.
- Carreon-Martinez L, Johnson TB, Ludsins SA, Heath DD (2011) Utilization of stomach content DNA to determine diet diversity in piscivorous fishes. *Journal of Fish Biology*, **78**, 1170-1182.
- Casper RM, Jarrnan SN, Deagle BE, Gales NJ, Hindell MA (2007) Detecting prey from DNA in predator scats: A comparison with morphological analysis, using *Arctocephalus* seals fed a known diet. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **347**, 144-154.
- Catley M A, Bowman CM, Bayliss MW, Gale MD (1987) The pattern of amyloplast DNA accumulation during wheat endosperm development. *Planta*, **171**, 416-421.
- Chaves PB, Paes MF, Mendes SL, *et al.* (2006) Noninvasive genetic sampling of endangered muriqui (Primates, Atelidae): Efficiency of fecal DNA extraction. *Genetics and Molecular Biology*, **29**, 750-754.
- Clare EL, Fraser EE, Braid HE, Fenton MB, Hebert PDN (2009) Species on the menu of a generalist

- predator, the eastern red bat (*Lasiurus borealis*): using a molecular approach to detect arthropod prey. *Molecular Ecology*, **18**, 2532-2542.
- Corse E, Costedoat C, Chappaz R, *et al.* (2010) A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 96-108.
- Deagle BE, Jarman SN, Pemberton D, Gales NJ (2005a) Genetic screening for prey in the gut contents from a giant squid (*Architeuthis* sp.). *Journal of Heredity*, **96**, 417-423.
- Deagle BE, Tollit DJ, Jarman SN, *et al.* (2005b) Molecular scatology as a tool to study diet: analysis of prey DNA in scats from captive Steller sea lions. *Molecular Ecology*, **14**, 1831-1842.
- Deagle BE, Eveson JP, Jarman SN (2006) Quantification of damage in DNA recovered from highly degraded samples: a case study on DNA in faeces. *Frontiers in zoology*, **3**, 11.
- Deagle BE, Gales NJ, Evans K, *et al.* (2007) Studying seabird diet through genetic analysis of faeces: a case study on Macaroni penguins (*Eudyptes chrysolophus*). *PLoS One*, **2**, e831.
- Deagle BE, Kirkwood R, Jarman SN (2009) Analysis of Australian fur seal diet by pyrosequencing prey DNA in faeces. *Molecular Ecology*, **18**, 2022-2038.
- Deuter R, Peitsch S, Hertel S, Muller O (1995) A method for preparation of fecal DNA suitable for PCR. *Nucleic Acids Research*, **23**, 3800-3801.
- Doyle JJ, Doyle JL (1987) A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue. *Phytochemical Bulletin*, **19**, 11-15.
- Duminil J, Pemonge MH, Petit RJ (2002) A set of 35 consensus primer pairs amplifying genes and introns of plant mitochondrial DNA. *Molecular Ecology Notes*, **2**, 428-430.
- Eggert LS, Maldonado JE, Fleischer RC (2005) Nucleic acid isolation from ecological samples - Animal scat and other associated materials. *Methods in Enzymology*, **395**, 73-82.
- Hansson L (1970) Methods of morphological diet micro-analysis in rodents. *Oikos*, **21**, 255-266.
- Harper GL, King RA, Dodd CS, *et al.* (2005) Rapid screening of invertebrate predators for multiple prey DNA targets. *Molecular Ecology*, **14**, 819-827.
- Harvey JT (1989) Assessment of errors associated with harbor seal (*Phoca vitulina*) faecal sampling. *Journal of Zoology*, **219**, 101-111.
- Hibert F, Sabatier D, Andrivot J, *et al.* (2011) Botany, genetics and ethnobotany: a crossed investigation on the elusive tapir's diet in French Guiana. *PLoS One*, **6**, e25850.
- Hosseini R, Schmidt O, Keller MA (2008) Factors affecting detectability of prey DNA in the gut contents of invertebrate predators: a polymerase chain reaction-based method. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, **126**, 194-202.
- Huber S, Bruns T, Arnold R (2003) Genotyping herbivore feces facilitating their further analyses. *Wildlife Society Bulletin*, **31**, 692-697.
- Jarman SN, Deagle BE, Gales NJ (2004) Clade-specific polymerase chain reaction for DNA-based analysis of species diversity and identity in dietary samples. *Molecular Ecology*, **13**, 1313-1322.
- Jarman SN, Gales NJ, Tierney M, Gill PC, Elliott NG (2002) A DNA-based method for identification of krill species and its application to analysing the diet of marine vertebrate predators. *Molecular Ecology*, **11**, 2679-2690.
- Jones HP, Tershy BR, Zavaleta ES, *et al.* (2008) Severity of the effects of invasive rats on seabirds: A global review. *Conservation Biology*, **22**, 16-26.
- Jordan MJR (2005) Dietary analysis for mammals and birds: a review of field techniques and animal-management applications. *International Zoo Yearbook*, **39**, 108-116.
- Juen A, Traugott M (2005) Detecting predation and scavenging by DNA gut-content analysis: a case study using a soil insect predator-prey system. *Oecologia*, **142**, 344-352.
- Kerr KCR, Stoeckle MY, Dove CJ, *et al.* (2007) Comprehensive DNA barcode coverage of North American birds. *Molecular Ecology Notes*, **7**, 535-543.
- Khanuja SPS, Shasany AK, Darokar MP, Kumar S (1999) Rapid isolation of DNA from dry and fresh samples of plants producing large amounts of secondary metabolites and essential oils. *Plant Molecular Biology Reporter*, **17**, 74-74.
- King RA, Read DS, Traugott M, Symondson WOC (2008) Molecular analysis of predation: a review of best practice for DNA-based approaches. *Molecular Ecology*, **17**, 947-963.
- Kohn MH, Wayne R (1997) Facts from feces revisited. *Trends in Ecology and Evolution*, **12**, 223-227.
- Kuch M, Rohland N, Betancourt JL, *et al.* (2002) Molecular analysis of a 11 700-year-old rodent midden from the Atacama Desert, Chile. *Molecular Ecology*, **11**, 913-924.

- Lathuilliere M, Menard N, Gautier-Hion A, Crouau-Roy B (2001) Testing the reliability of noninvasive genetic sampling by comparing analyses of blood and fecal samples in Barbary macaques (*Macaca sylvanus*). *American Journal of Primatology*, **55**, 151-158.
- Li M, Gong J, Cottrill M, *et al.* (2003) Evaluation of QIAamp® DNA Stool Mini Kit for ecological studies of gut microbiota. *Journal of Microbiological Methods*, **54**, 13-20.
- Marrero P, Fregel R, Cabrera VM, Nogales M (2009) Extraction of high-quality host DNA from feces and regurgitated seeds: a useful tool for vertebrate ecological studies. *Biological Research*, **42**, 147-151.
- Monteiro L, Bonnemaison D, Vekris A, *et al.* (1997) Complex polysaccharides as PCR inhibitors in feces: *Helicobacter pylori* model. *Journal of Clinical Microbiology*, **35**, 995-998.
- Morin PA, Chambers KE, Boesch C, Vigilant L (2001) Quantitative polymerase chain reaction analysis of DNA from noninvasive samples for accurate microsatellite genotyping of wild chimpanzees (*Pan troglodytes verus*). *Molecular Ecology*, **10**, 1835-1844.
- Murphy MA, Waits LP, Kendall KC (2003) The influence of diet on fecal DNA amplification and sex identification in brown bears (*Ursus arctos*). *Molecular Ecology*, **12**, 2261-2265.
- Oehm J, Juen A, Nagiller K, Neuhauser S, Traugott M (2011) Molecular scatology: how to improve prey DNA detection success in avian faeces? *Molecular Ecology Resources*, **11**, 620-628.
- Pafundo S, Gulli M, Marmiroli N (2009) SYBR®Green-ERTM Real-Time PCR to detect almond in traces in processed food. *Food Chemistry*, **116**, 811-815.
- Patel S, Waugh J, Millar CD, Lambert DM (2010) Conserved primers for DNA barcoding historical and modern samples from New Zealand and Antarctic birds. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 431-438.
- Penloup A, Martin JL, Gory G, Brunstein D, Bretagnolle V (1997) Distribution and breeding success of pallid swifts, *Apus pallidus*, on Mediterranean islands: nest predation by the roof rat, *Rattus rattus*, and nest site quality. *Oikos*, **80**, 78-88.
- Poinar HN, Hofreiter M, Spaulding WG, *et al.* (1998) Molecular coproscopy: Dung and diet of the extinct ground sloth *Nothrotheriops shastensis*. *Science*, **281**, 402-406.
- Ratnasingham S, Hebert PDN (2007) BOLD: The barcode of life data system (<http://www.barcodinglife.org>). *Molecular Ecology Notes*, **7**, 355-364.
- Robinet O, Craig JL, Chardonnet L (1998) Impact of rat species in Ouvea and Lifou (Loyalty Islands) and their consequences for conserving the endangered Ouvea Parakeet. *Biological Conservation*, **86**, 223-232.
- Sheppard SK, Bell J, Sunderland KD, *et al.* (2005) Detection of secondary predation by PCR analyses of the gut contents of invertebrate generalist predators. *Molecular Ecology*, **14**, 4461-4468.
- Simon C, Frati F, Beckenbach A, *et al.* (1994) Evolution, weighting, and phylogenetic utility of mitochondrial gene-sequences and a compilation of conserved polymerase chain-reaction primers. *Annals of the Entomological Society of America*, **87**, 651-701.
- Soininen EM, Valentini A, Coissac E *et al.* (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.
- St Clair JJH (2011) The impacts of invasive rodents on island invertebrates. *Biological Conservation*, **144**, 68-81.
- Symondson WOC (2002) Molecular identification of prey in predator diets. *Molecular Ecology*, **11**, 627-641.
- Taberlet P, Waits LP, Luikart G (1999) Noninvasive genetic sampling: look before you leap. *Trends in Ecology and Evolution*, **14**, 323-327.
- Tollit DJ, Steward MJ, Thompson PM, *et al.* (1997) Species and size differences in the digestion of otoliths and beaks: Implications for estimates of pinniped diet composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 105-119.
- Tollit DJ, Wong M, Winship AJ, Rosen DAS, Trites AW (2003) Quantifying errors associated with using prey skeletal structures from fecal samples to determine the diet of Steller's sea lion (*Eumetopias jubatus*). *Marine Mammal Science*, **19**, 724-744.
- Towns DR, Atkinson IAE, Daugherty CH (2006) Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, **8**, 863-891.
- Wetzer R (2001) Hierarchical analysis of mtDNA variation and the use of mtDNA for isopod (Crustacea: Peracarida: Isopoda) systematic. *Contributions to Zoology*, **70**, 23-39.

- Whittier CA, Dhar AK, Stem C, Goodall J, Alcivar-Warren A (1999) Comparison of DNA extraction methods for PCR amplification of mitochondrial cytochrome oxidase subunit II (COII) DNA from primate fecal samples. *Biotechnology Techniques*, **13**, 771-779.
- Yang DY, Eng B, Wayne JS, Dудар JC, Saunders SR (1998) Improved DNA extraction from ancient bones using silica-based spin columns. *American Journal of Physical Anthropology*, **105**, 539-543.
- Zaidi RH, Jaal Z, Hawkes NJ, Hemingway J, Symondson WOC (1999) Can multiple-copy sequences of prey DNA be detected amongst the gut contents of invertebrate predators? *Molecular Ecology*, **8**, 2081-2087.
- Zeale MRK, Butlin RK, Barker GLA, Lees DC, Jones G (2011) Taxon-specific PCR for DNA barcoding arthropod prey in bat faeces. *Molecular Ecology Resources*, **11**, 236-244.
- Zhang B-W, Li M, Ma L-C, Wei F-W (2006) A widely applicable protocol for DNA isolation from fecal samples. *Biochemical Genetics*, **44**, 503-512.

CHAPITRE 4:

AMELIORATION DE LA DETECTION ET DE L'IDENTIFICATION DES OISEAUX CONTENUS DANS LES ECHANTILLONS ALIMENTAIRES DE RATS ET DE CHATS : APPLICATION A LA CONSERVATION DES OISEAUX SUR UNE ILE DU PACIFIQUE (ATOLL DE NIAU, TUAMOTU, POLYNESIE FRANCAISE).



1. *Anous stolidus* (ozanimals.com), 2. *Gygis alba* (D. Zarzoso-Lacoste), 3. *Ptilinopus coralensis* (D. Zarzoso-Lacoste), 4. *Puffinus lherminieri* (roysephotos.com), 5. *Rattus rattus* (sciencelearn.org.nz), 6. *Rattus exulans* (T. Ramage), 7. *Felis silvestris catus* (aube-nature.com), 8. *Accrocephalus atyphus* (manu.pf), 9. Atoll de Niau (Google earth).

Ce chapitre est composé d'un manuscrit:

Diane ZARZOSO-LACOSTE, Emmanuel CORSE, André GILLES, Caroline COSTEDOAT, Anne GOUNI, Eric VIDAL: *Improving detection and identification of birds in rat and cat diet samples: an application for bird conservation on a Pacific Island (Niau atoll, Tuamotu, French Polynesia)*

Statut actuel: *en préparation.*

4. Amélioration de la détection et de l'identification des oiseaux contenus dans les échantillons alimentaires de rats et de chats : Application à la conservation des oiseaux sur une île du Pacifique (Atoll de Niau, Tuamotu, Polynésie Française).

4.1. Site d'étude : Niau, archipel des Tuamotu, Polynésie Française.

4.1.1. Les territoires d'outre-mer français

Les collectivités et départements d'outre-mer français s'étalent sur huit grandes régions biogéographiques terrestres et marines situées dans les trois océans de la planète. Elles se situent en zones tropicale, équatoriale, australe et antarctique et le caractère majoritairement insulaire de celles-ci entraîne un niveau d'endémisme élevé (Figure 4.1.).

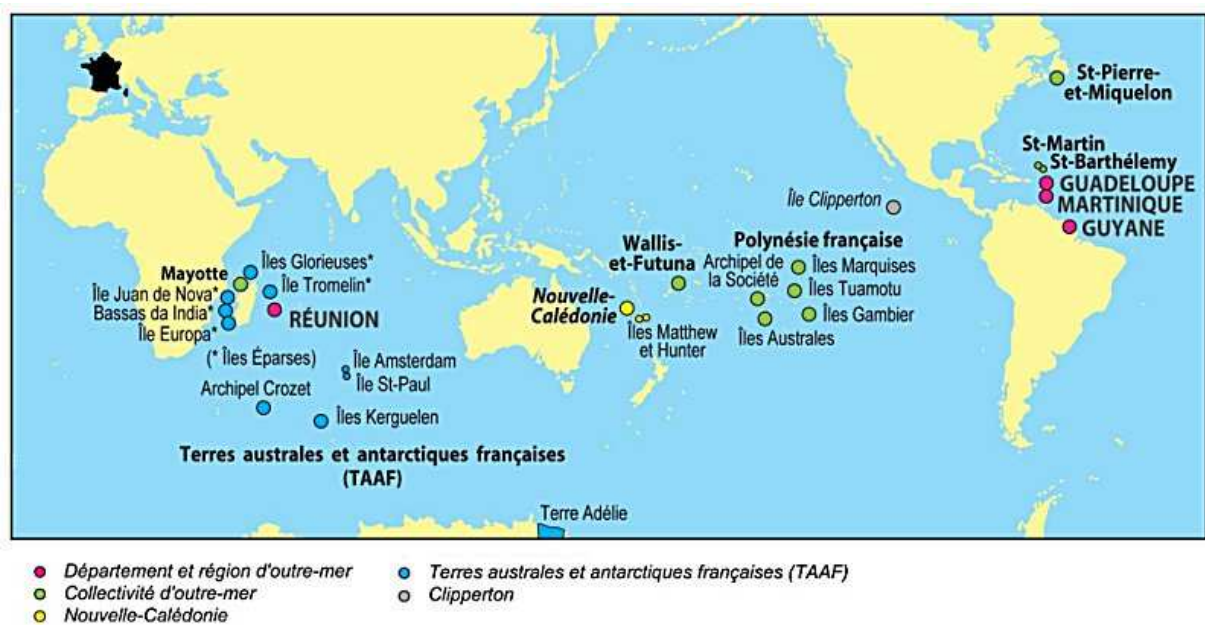


Figure 4.1. : Planisphère localisant les territoires d'outre-mer français.

La biodiversité dans ces régions constitue ainsi un des principaux enjeux de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB). Le patrimoine biologique naturel des territoires et départements français d'outre-mer est unique, tant par sa richesse que par sa diversité. Il représente ainsi 98% des vertébrés et 96% des plantes vasculaires présentes en « France ». Dans tous les groupes taxonomiques, ces collectivités abritent plus d'espèces que la métropole (100 fois plus de poissons d'eau douce, 60 fois plus d'oiseaux, 26 fois plus de plantes et 3,5 fois plus de mollusques endémiques). Avec 3450 espèces végétales vasculaires et 380 animaux vertébrés uniques au monde, elles hébergent, pour ces deux groupes, plus d'espèces endémiques que toute l'Europe continentale. Neuf collectivités françaises d'outre-mer sont

situées dans 6 hotspots de biodiversité mondiale différents, ce qui est probablement un cas unique parmi les pays du globe, dont deux des 10 points chauds de biodiversité marine (Réunion et Nouvelle Calédonie).

4.1.2. La Polynésie Française

La Polynésie française est une collectivité d'outremer située au cœur du Pacifique, elle appartient à un des 35 hotspots de biodiversité (Polynésie-Micronésie) (Mittermeier *et al.* 2011), et compte 118 îles majeures dispersées sur un territoire grand comme l'Europe. Ces îles sont réparties en 5 archipels (Société, Marquises, Gambier, Tuamotu et Australes) présentant des contextes biogéographiques, écologiques et anthropiques variés de même qu'une large gamme de situations d'invasions biologiques.

Historiquement, la colonisation du Pacifique par l'Homme, débutée il y a 3500 ans depuis le sud-est de l'Asie, elle s'est accompagné d'une première vague d'extinction de nombreuses espèces insulaires en particulier au niveau de l'avifaune endémique très diversifiée (Steadman 1995; Roff & Roff 2003; Steadman 2006; Duncan *et al.* 2013). Une seconde vague d'extinction d'espèces d'oiseaux insulaires s'est produite avec l'arrivée des colons européens sur les îles du Pacifique Sud au 18ème siècle et est toujours en cours actuellement (Steadman 2006). Les mécanismes anthropiques incriminés sont la chasse, la déforestation, mais surtout l'introduction humaine d'espèces prédatrices à comportement parfois invasif, en particulier le rat du Pacifique *Rattus exulans*, le rat noir *Rattus rattus* et le chat domestique *Felis silvestris catus* (Duncan *et al.* 2002; Milberg & Tyrberg 1993; Steadman 2006).

Aujourd'hui, l'avifaune Polynésienne (présente et passée) est relativement bien connue et représente un intérêt important en terme de conservation par la présence d'un grand nombre d'espèces d'oiseaux endémiques et menacés, qu'hébergent ces îles. En effet, 14 des 81 espèces d'oiseaux recensées sont menacées d'extinction ou en danger critique d'extinction (BirdLife International 2013).

4.1.3. Atoll de Niau (Archipel des Tuamotu, Polynésie Française)

L'atoll de Niau (16°10'S, 146°22'W) est situé à 70 km à l'ouest de Fakarava dans l'archipel des Tuamotu (Figure 4.2.). Probablement peuplé depuis plus de 1000 ans par les polynésiens, elle a été redécouverte par les navigateurs européens le 12 février 1605 (Quiros) et n'est régulièrement visité que depuis 1820 (Butaud 2007).

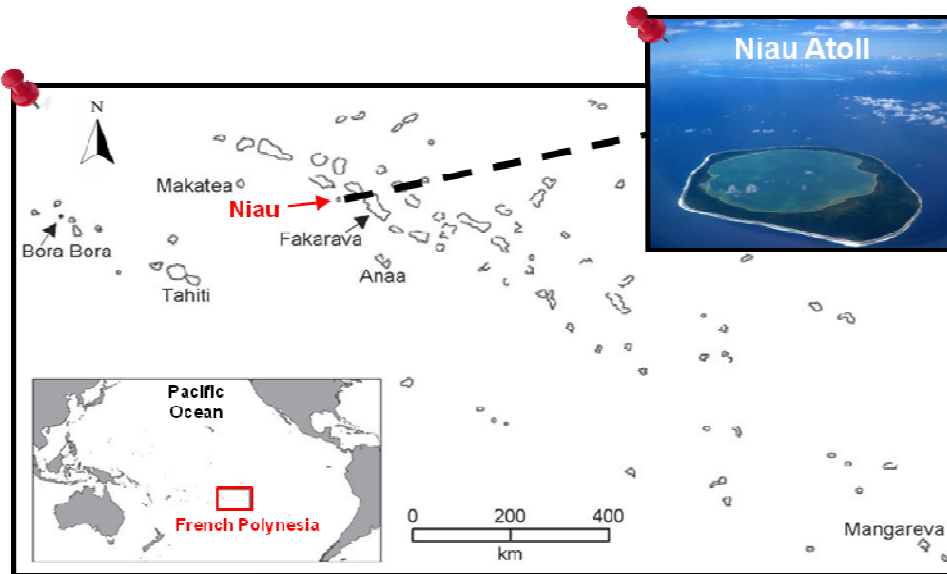


Figure 4.2. : Carte de la situation de l'Atoll de Niau au sein de la Polynésie Française (modifié de Coulombe *et al.* 2011).

Cet atoll surélevé possède une surface de 26 km² et s'étend sur une longueur de 13 km et une largeur de 11 km. La bande émergée de cet atoll en forme d'anneau est d'environ 600 m de large et culmine à 6 m. Niau comprend un lagon intérieur saumâtre et riche en phosphore qui s'étend sur environ 31,88 km² (6,3 km de diamètre). Ce lagon est entièrement séparé de l'océan et ne dépasse que rarement 5 mètres de profondeur (Andréfouët *et al.* 2005).

Le climat est tropical océanique sans saisons prononcées, avec une température annuelle moyenne de 26°C et des précipitations annuelles de 1500-2000 mm. Les mois de mai à octobre sont sensiblement plus frais et secs alors que les mois de novembre à avril sont plus chauds et humides (Mueller-Dombois & Fosberg 1998).

Niau est l'un des trois atolls soulevés des Tuamotu, ce qui lui confère une grande diversité végétale. La végétation est composée de 3 formations principales :

- La végétation naturelle correspond à une forêt feuillue dense poussant sur des sols carbonatés partiellement érodés (feo) et recouvre 1 800 hectares.
- Les cocoteraies représentent 700 hectares dont 10 % sont exploitées pour le coprah, principale source de revenu des 150 habitants permanents de l'atoll. Elles ont remplacé les forêts indigènes sur les pourtours du lagon et de la côte océanique (Mueller-Dombois & Fosberg 1998; Butaud 2007).
- Les zones marécageuses (régulièrement inondées) se sont développées à proximité du lagon et sont dominées par *Sesuvium portulacastrum* et *Cladium mariscus* (Butaud, 2007).

Cet atoll fait partie de la Réserve de Biosphère des Tuamotu reconnue par l'UNESCO pour son écosystème terrestre et marin particulier. Les Tuamotu sont aussi reconnus par BirdLife International (2013) comme zone prioritaire pour la conservation de la biodiversité et de l'avifaune (Endemic Bird Area 214). L'atoll de Niau abrite un panel d'espèces aviaires endémiques et protégées (catégorie A, Gouvernement Polynésien) et menacées (IUCN). Trois de ces espèces sont terrestres : *Acrocephalus atyphus*, *Ptilinopus coralensis* (Near Threatened) et *Todiramphus gambieri* (Critically Endangered), et deux autres sont des limicoles : *Numenius tahitiensis* (Vulnerable), *Prosobonia cancellata* (Endangered). L'atoll fournit également des habitats pour l'hivernage ou l'escale d'oiseaux migrateurs, incluant le Coucou de Nouvelle-Zélande (*Eudynamys taitensis*) et le Chevalier Errant (*Tringa incana*), ainsi que des sites de nidification pour les oiseaux limicoles tels que les aigrettes de récif (*Egretta sacra*), ou marins incluant la Sterne Blanche (*Gygis alba*) et le Noddi Brun (*Anous stolidus*). D'autres oiseaux marins tels que les grandes frégates (*Fregata minor*), les frégates ariel (*Fregata ariel*) et les sternes huppées (*Sterna bergii*) sont fréquemment observés sur Niau et son pourtour mais ne nidifient pas sur l'atoll. Enfin, les poules de basse court (*Gallus gallus*) représente la dernière espèce aviaire présente sur Niau introduite pour la consommation humaine.

Cependant, les prédateurs invasifs (rats polynésiens, rats noirs et chats) introduits sur l'île de Niau par l'homme au fil des siècles, représentent une menace pour l'avifaune insulaire.

Références bibliographiques :

- BirdLife International. (2013) BirdLife's online World Bird Database: the site for bird conservation. Version 2.0. Cambridge, UK: BirdLife International. Disponible à : <http://www.birdlife.org>.
- Blackburn T. M., Cassey P., Duncan R. P., Evans K. L. et Gaston K. J. (2004). Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. *Science*, **305**, 1955-1958.
- 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. *Journal of mammalogy*, **88**, 1074-1081.
- Bourgeois K., Vidal E., Suehs C. M., Medail F (2004) Extreme invasional meltdown: multi-trophic interactions catalyse Mediterranean island invasions. In: Medecos Ecology, Conservation and Management Arianoutson M, Papanastasis VP. Millpress Science Publisher (ed.), Rotterdam, Netherlands 1-5.
- Bruner P. L. (1972) The birds of French Polynesia. In Pacific Science Information Center, Bernice P. Bishop (ed.), Museum, Honolulu, United States of America. 101-102.
- Ceballos G., And Brown J. H. (1995) Global Patterns of Mammalian Diversity, Endemism, and Endangerment. *Conservation Biology*, **9**, 559-568.
- Coulombe G. (2010) Resource selection and space use of the critically endangered Tuamotu kingfisher (*Todiramphus gambieri*). Unpublished Master of Science (ed.), University of Missouri-Columbia, United States of America, p65.
- Coulombe G. (2009) Étude du martin-chasseur des gambier (*Todiramphus gambieri*) sur l'atoll de Niau. Société d'Ornithologie de Polynésie

- « MANU » (ed.) Papeete, French Polynesia, p65.
- Coulombe G. L., Kesler D. C., Gouni A. (2011) Agricultural coconut forest as habitat for the critically endangered Tuamotu Kingfisher (*Todiramphus gambieri gertrudae*) *Auk*, **128**, 283-292.
- Courchamp F., Chapuis J-L et Pascal M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, **78**, 347-383.
- Courchamp F., Langlais M., Sugihara G. (1999b) Cats protecting birds: modelling the mesopredator effect. *Journal of Animal Ecology*, **68**, 282-292.
- Courchamp F., Langlais M., Sugihara G. (1999a) Control of rabbits to protect island birds from cat predation. *Biological Conservation*, **89**, 219-225.
- Courchamp, F., Langlais M., Sugihara G. (2000) Rabbits killing birds: modelling the hyperpredation process. *Journal of Animal Ecology*, **69**, 154-164.
- Dupon J. F. (1985) Disaster preparedness and disaster experience in French Polynesia. Pacific Islands Development Program, East West Center (ed.), Honolulu, United States of America, p 86.
- Dupon J. F. (1986) Atolls and the cyclone hazard: a case study from the Tuamotu Islands. Environmental Case Studies. South Pacific Study 3 (ed.) Nouméa, New Caledonia, p6.
- Gouni A., Sanford G. (2003) L'avifaune de Niau (Polynésie française) en février 2003, cas particulier : le Martin-Chasseur, *Todiramphus gambieri niauensis*. Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu » (ed.), Papeete, French Polynesia, p 44.
- Gouni, A., Zysman. T. (2007) Oiseaux du Fenua. Tahiti et ses îles. Tethys Editions (ed.), Papeete, French Polynesia, p239.
- Gouni A., Noiret C., Tehei T., Tahua J-B. (2004) Etude du Martin de Niau, *Todiramphus gambieri niauensis*. Mise en place d'un programme de conservation. Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu » (ed.), Papeete, French Polynesia, p62.
- Gouni A., Kesler, D. C., Sarsfield, R., Tehei, T., Gouni, J., Butaud, J., Blanc, L., Durieux, J., Marie, J., Lichtlé, A., (2006) Étude du Martin-chasseur des Gambier (*Todiramphus gambieri niauensis*) sur l'atoll de Niau. Société d'Ornithologie de Polynésie "Manu"(ed.), Papeete, French Polynesia, p67.
- Holyoak D. T., Thibault J.-C., (1977) Habitats, Morphologie et inter-actions écologiques des oiseaux insectivores de Polynésie Orientale. *L'Oiseau et R.F.O.*, **47**, 123-124.
- Holyoak, D. T., Thibault, J. C. (1984) Contribution à l'étude des oiseaux de Polynésie orientale. *Memoires du Museum National d'Histoire Naturelle*, **127**, 1-209.
- International Union for the Conservation of Nature [IUCN]. (2013) Red list of threatened species. Version 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org>>.
- Kesler D. C., Laws R. J., Allison S. C., Gouni A., Stafford J. D. (2012) Survival and Population Persistence in the Critically Endangered Tuamotu Kingfisher, *The Journal of Wildlife Management*, **76**, 1001-1010.
- Long, J. L. (2003) Introduced mammals of the world: their history, distribution, and influence. CABI Publishing (ed.), Wallingford, United Kingdom.
- McCallum J. (1986) Evidence of predation by kiore upon lizards from the Mokohinau Islands. *New Zealand Journal of Ecology*, **9**, 83-88.
- Medina F. M., Bonnaud E., Vidal E., Tershy B. R., Zavaleta E. S., Donlan C. J., Bradford S., Keitt B., Le Corre M., Horwath S. V., Nogales M. (2011) A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology*, **17**, 3503-3510.
- Pascal M., Le Guyader H., Simberloff D. (2010) Invasions biologiques et préservation de la biodiversité. *Revue Scientifique et Technique (International Office of Epizootics)*, **29**, 367-385.
- 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. Animal Conservation*, **11**, 65-74.
- Towns D. R., Atkinson I. A. E., Daugherty C. H. (2006) Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, **8**, 863-891.
- Whitaker A. H. (1978) The effects of rodents on reptiles and amphibians. in The Ecology and Control of Rodents in New Zealand Nature Reserves Dingwall P.R., I. A. E. Atkinson, and C. Hay, Department of Lands and Survey Information Series 4 (ed.), Wellington, New Zealand, 75-86.

4.2. Improving detection and identification of birds in rat and cat diet samples: an application for bird conservation on a Pacific Island (Niau atoll, Tuamotu, French Polynesia)

4.2.1. Abstract

On islands, the introduction of mammalian predators such as cats (*F. s. catus*) and rats (*Rattus* sp.) are considered as one of the major causes implicated in the past bird extinctions and as the main threat for the currently endangered island bird species. The impact of introduced predators on bird populations is usually assessed through the morphological identification of bird remains in predator diet samples. However, the accuracy of this morphological method is limited by the difficulty to systematically detect and identify birds from highly fragmented remains. The recent development of molecular diet methods offers new perspectives in trophic ecology studies in allowing the sensitive detection and the specific identification of prey DNA in predator diet samples. The objective of this study was to evaluate the performances of both methods to accurately detect and identify birds in cat and rat diet samples in the context of a field case study dedicated to island bird conservation. A total of 268 rat digestive tracts (194 *R. exulans* and 74 *R. rattus*) and 351 cat *F. s. catus*, scats were successively analyzed through morphological and molecular methods. A total of 28 birds were detected in cat and rat diet samples, 23 using the morphological method (ncat=20 and nrat=3) and 26 using the molecular method (ncat=18 and nrat=8). Among them, only 6 were morphologically identified to the species level (ncat=6 and nrat=0) against 24 using the molecular method (ncat=16 and nrat=8). Here, the molecular approach provided significantly greater detection and identification results than the morphological method which was limited by the high degradation and fragmentation rate of bird remains, especially in rat diet samples. Our molecular results revealed the predation of a total of eight bird species, with at least 10/28 predation events on 2 endemic and protected Niau bird species (eight *Ptilinopus coralensis* and two *Acrocephalus atyphus*). Thus, the molecular method incontestably represents a powerful tool to more precisely assess and evaluate the impacts of invasive predators on native species.

Keywords: Invasive predators, Morphological diet analysis, DNA-based diet ecology, PCR-based methods, Prey detection, Prey identification, diet barcoding.

4.2.2. Introduction

While insular ecosystems represent only 2.3% of emerged lands, they host 15 to 20% of terrestrial plant and vertebrate species and 45% of the most critically endangered species of the world as defined by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) (Mittermeier *et al.* 2004; Whittaker & Fernández-Palazio 2007; Keitt *et al.* 2011). Among the main threats posed to island biodiversity, biological invasions have been pinpointed as the major driver of extirpations and extinctions of native species (Vitousek *et al.* 1997; Owens & Bennett 2000; Clavero & Garcia-Berthou 2005; Birdlife International 2008).

The development of human activities (e.g. migrations, commercial activities) has led to the dispersion and introduction of non-native species on islands, especially predator species (Courchamp *et al.* 2003). However, island species, that have evolved over centuries in the absence of predators, have lost or have not developed anti-predator responses making them highly vulnerable to predator introductions (Blackburn *et al.* 2004). A large majority of the vertebrate extinctions recorded since the 16th century have been on islands, and introduced mammals are responsible for the vast majority of these extinctions (Groombridge 1992). 53% of these extinctions concerned birds and the predation by introduced animals have been pinpointed as a major cause of 42% of island bird extinctions in the past, and as a major factor endangering 40% of currently threatened island bird species (King 1985; Ceballos & Brown 1995; Ricketts *et al.* 2005). Particularly, the introduction of mammalian predators such as invasive rats (*Rattus* spp.) and domestic cats (*Felis silvestris catus*) has directly caused the extirpation of 61 of the 176 bird species or subspecies that disappeared since the 17th century among which 93% were endemic of islands (Ceballos & Brown 1995; Blackburn *et al.* 2004; Towns *et al.* 2006; Medina *et al.* 2011).

Predator diet studies are considered to be an essential way to elucidate trophic relationships between introduced and native species and particularly to evaluate predator impact on island bird populations. Several techniques are available to study predator diet, including direct observation of feeding behavior, gut content and faecal analysis, examination of chemical constituents such as stable isotopes and molecular diet analyzes based on the PCR amplification of prey DNA in diet samples (e.g. Paltridge *et al.* 1997; Jarman *et al.* 2004; Harper 2007). The most commonly used approach to evaluate the impact of invasive mammals' predation on bird population consists in the morphological identification of bird remains in post ingested remains (scats, faeces, gut or stomach samples) because they are

relatively numerous and easily collected in the field (Hansson 1970; Jordan 2005; Bonnaud *et al.* 2011).

Although this approach has been successfully used in conservation studies to assess and evaluate cat and rat impact on island bird populations or on particular species (e.g. Drever & Harestad 1998; Matias & Catry 2008; Faulquier *et al.* 2009; Eggleston 2010, Bonnaud *et al.* 2012), this method is sometimes limited by the difficulty to systematically identify bird species from degraded remains in predator diet samples (Zarzoso-Lacoste *et al.* in prep). Indeed, the accuracy of this morphological approach can be hindered by a large number of biases that could lead to an underestimation or overestimation of the importance of certain prey taxa in predator's diet. The possibility to detect a given prey may depend on the number and the nature of ingested prey remains (Weaver 1993; Pires *et al.* 2011). For example, some prey remains can be unidentifiable and/or entirely digested (e.g. amorphous remains such as bird flesh or egg content) and are not even found or recorded in predator diet samples, leading to a strong underestimation of this prey taxon. Moreover, the selective consumption of prey parts and the differential degradation of soft and hard parts during the digestion process and/or the varying retention time of the different prey remain types, may induce errors when estimating the number of prey eaten (Gamberg & Atkinson 1988).

Furthermore, prey identification is often challenging due to the thorough mastication and digestion processes leading to a high degradation and fragmentation rate of prey remains (Harvey 1989; Tollit *et al.* 1997; Tollit *et al.* 2003). This low resolution in prey identification is problematic when studying predator's impact on bird populations, and particularly in conservation studies that generally focus on few rare and/or endangered species. Indeed, in such conservation studies, the unequivocal identification of preyed bird species is crucial to precisely assess predator's impacts, and thus, to design appropriate conservation strategies. This lack of precision in bird identifications could lead to biased conclusions concerning the magnitude of predator impact on bird populations in underestimating or overestimating the predation pressure exerted on some bird taxa.

In response to the limitations of the morphological approach, DNA-based methods were developed over the last decade and rapidly gained efficiency, and so popularity, in identifying DNA sequences unique to particular prey taxa in predators' diet samples (Symondson 2002; Sheppard & Harwood 2005). These Polymerase Chain Reaction (PCR)-based methods make a sensitive and specific detection possible in targeting prey DNA even when items become totally destructured, as is often the case with soft remains or when the

predator's digestion has been very thorough. To accommodate the degraded nature of prey DNA, the multi-copy mitochondrial genome is often targeted to maximize the amplification probability of a low amount of highly fragmented prey DNA from a matrix of multiple DNA such as a complex diet sample (King *et al.* 2008).

Moreover, DNA-based methods are generally considered much more effective in allowing species-level identifications than other biomarker methods like stable isotopes, signature lipids and antigen detection (Symondson 2002; Jarman *et al.* 2004). Currently, PCR-based methods have proved to be a powerful tool to specifically identify the predator's prey among various diet sample types (e.g. coprolites, stomach, gut or faecal samples), making a better understanding of trophic interactions between species (Kuch *et al.* 2002; Harper *et al.* 2005; Deagle *et al.* 2009; Corse *et al.* 2010).

A fast and cost-efficient strategy consists in proceeding in two successive steps. The first one corresponds to a careful selection of group-specific primer pairs designed to amplify all the species belonging to a given taxon without amplifying DNA from species that do not belong to this taxon. This strategy allows to mechanically screen the species diversity belonging to the target taxon while excluding amplifications of non-target groups from downstream analysis. This can greatly simplify species detection experiments, focusing on only one prey group or taxon, especially when DNA is being purified from a rich and complex DNA mixture such as stomach, gut or faecal diet samples (Jarman *et al.* 2004). The presence of a target prey can be assessed by a simple migration on agarose gel (e.g. Corse *et al.* 2010). Second, the amplicons can be sequenced and the species identified by a simple BLAST search of prey DNA sequences in the GenBank database and/or a phylogenetic reconstruction (Altschul *et al.* 1990; Jarman *et al.* 2004). Unfortunately, until now, molecular diet studies are too rarely used in conservation biology while it could highlight predation events on rare and/or endangered species in invasive predators' diet samples, and thus, help to draw relevant conservation strategies.

The objective of this study was to evaluate the accuracy of both morphological and molecular approaches in the context of a field case study conducted on Niau Island (Tuamotu Archipelago, French Polynesia) and dedicated to bird conservation. In this study, diet samples (i.e. scats or digestive tracts) from three invasive predators (*F. s. catus*, *R. exulans* and *R. rattus*) were collected on Niau Island and were successively analyzed through morphological and molecular approaches (using three Bird-specific primer pairs) in order to maximize the probability to detect bird predation events. We compared the performances of each approach

to (i) detect with accuracy bird predation events (bird detection) and (ii) provide a fine resolution of prey identification (bird identification).

4.2.3. Material and methods

4.2.3.1. Study site and sample collection

While Niau atoll (16°10'S, 146°22'W) (Tuamotu Archipelago, South Pacific Ocean) hosts low bird diversity (nine nesting and nine non-nesting species), this island presents a high conservation interest since four of the bird species are endemic to the Tuamotu Archipelago or to this island, five are protected by the Polynesian Government (category A) and four are listed on the IUCN red list as Vulnerable, Nearly Threatened, Endangered or Critically Endangered species (Table 4.1.).

Niau atoll	Bird species	IUCN conservation status	Polynesian legislation	Distribution
Nesting birds	<i>Todiramphus gambieri</i>	Critically Endangered	protected (category A)	Endemic to Niau atoll
	<i>Ptilinopus coralensis</i>	Near Threatened	protected (category A)	Endemic to Tuamotu archipelago
	<i>Prosobonia cancellata</i>	Endangered	protected (category A)	Endemic to Tuamotu archipelago
	<i>Acrocephalus atyphus</i>	Least Concern	protected (category A)	Endemic to Tuamotu archipelago
	<i>Anous stolidus</i>	Least Concern	-	common in the Pacific
	<i>Anous minutus</i>	Least Concern	-	common in the Pacific
	<i>Egretta sacra</i>	Least Concern	-	native in the Pacific
	<i>Gallus gallus</i>	Least Concern	-	Introduced
	<i>Gygis alba</i>	Least Concern	-	common in the Pacific
Non nesting birds	<i>Numenius tahitiensis</i>	Vulnerable	protected (category A)	migratory bird, rare
	<i>Eudynamys taitensis</i>	Least Concern	-	migratory bird, present a part of the year
	<i>Fregata ariel</i>	Least Concern	-	common in the Pacific
	<i>Fregata minor</i>	Least Concern	-	common in the Pacific
	<i>Pluvialis fulva</i>	Least Concern	-	migratory bird, present a part of the year
	<i>Sterna bergii</i>	Least Concern	-	common in the Pacific
	<i>Sula leucogaster</i>	Least Concern	-	common in the Pacific
	<i>Sula sula</i>	Least Concern	-	common in the Pacific
	<i>Tringa incana</i>	Least Concern	-	migratory bird, present a part of the year

Table 4.1. : Bird species listed on Niau Atoll.

This bird community is presently threatened by three of the most invasive introduced predators, namely *F. s. catus*, *R. exulans* and *R. Rattus*, which have been identified as a leading cause of Polynesian bird population declines and extinctions (Steadman 2006). In order to highlight the bird species which are impacted by cat and rats (*R. exulans* and *R. Rattus*) predation on Niau atoll, cat and rat diet samples were collected and successively analyzed through both morphological and molecular approaches.

Field sample collection was conducted on Niau Atoll during two missions in November 2010 and March 2011. We considered six main habitat types: two feo forests, dense primary forest growing on jagged fossilized limestone coral (low and high), three *Cocos nucifera* plantations (abandoned, cultivated and intensively cultivated) and the last habitat, wetlands dominated by Shoreline Purslane *Sesuvium portulacastrum* and Jamaica Swamp Sawgrass *Cladium mariscus* (Butaud 2007).

Rats were collected in each habitat along a 320m rat-transect counting 40 snap-traps that were set over five consecutive nights. Traps were baited with coconut before dusk and checked early each morning. Snap-trapped rats were identified to the species, weighed, sexed and dissected. Their alimentary tracts were collected and conserved in 90% ethanol during transport and then frozen until examination. Cat scats were collected across all the island paths, isolated in Ziploc bags and frozen until being analyzed. Bird species present on and around Niau Atoll were also listed. This protocol was applied for both field-missions. Rat gut contents and cat scats were successively analyzed through a morphological and a molecular approach.

Finally, tissue and feather samples were taken from frozen specimens of Polynesian bird species previously collected by the Polynesian Society of Ornithology and the Tahiti Museum. They were used as DNA and feather collections of reference of Polynesian birds to allow the identification of birds detected in cat or rat diet samples using their molecular and morphological analysis. DNA from 10 bird species (namely; *Anous stolidus*, *Pluvialis fulva*, *Ptilinopus purpuratus*, *Sterna bergii*, *Sterna fuscata*, *Sterna lunata*, *Sula leucogaster*, *Todiramphus gambieri*, *Puffinus lherminieri* and *Pseudobulweria rostrata*) was extracted using the Genra Puregene Tissue Kit (Qiagen) from the collected muscle samples, sequenced and deposited on Genbank (accession numbers JX297481-JX297489) (NB: the accession number of the last sequence will be available soon; deposition in Genbank in progress).

4.2.3.2. Morphological diet analysis

All morphological diet analyses were conducted in a room dedicated to this purpose, using single use non-talc gloves, surgical mask and lab blouse. All instruments were successively washed with bleach, 96% alcohol and distilled water between each diet sample to avoid cross contamination.

Here, we focused on bird detection and their subsequent identification in rat and cat diet samples. The stomach content of each rat was extracted, homogenized and the entire volume analyzed under dissecting microscope to detect bird predation events. In parallel, the three last faeces of each rat were extracted from the terminal part of the gut and homogenized to constitute rat faecal content for DNA analyses.

Before being morphologically analyzed, each cat scat was individually and entirely rubbed on a 0.5-mm sieve to obtain a powder of organic matter potentially containing all prey DNA and excluding large hard remains (e.g. bones). Each scat powder was then isolated in new Ziploc bags and frozen until being molecularly analyzed. The sieve residue of each scat was analyzed by washing over a 0.5-mm sieve under a stream of hot water and separating all items such as feathers or bone fragments (Nogales *et al.* 1988, Clevenger 1995, Bonnaud *et al.* 2007).

Bird remains present in rat or cat diet samples were identified to the finest taxonomic level based on diagnostic remains such as bones and distinctively coloured feathers using the reference material of Polynesian birds collected in this study.

4.2.3.3. Molecular diet analysis

DNA extractions and PCR preparations were performed under a laminar flow hood, in rooms dedicated to this purpose and using filter tips and single-use non-talc gloves to avoid cross contamination.

Group-specific primer set selection and design

In this study, three nested Bird-specific primer pairs targeting the Cytochrome Oxydase subunit I (*CoxI*) gene, but differing in their amplicon sizes, were tested to evaluate the accuracy of each primer set to correctly detect and identify bird DNA in rat and cat diet samples. The two largest of them, Primer Pair 1 (PP1) BirdF1-BirdR1 (700pb) and Primer Pair 2 (PP2) BirdF1-AWCintR2 (350pb), were selected from the literature and were confirmed as being Bird-specifics in Zarzoso-Lacoste *et al.* (2013). To deal with the highly

fragmented nature of DNA in diet samples (Taberlet *et al.* 1999; Zaidi *et al.* 1999; Deagle *et al.* 2006), a third Bird-specific primer pair, Primer Pair 3 (PP3) OSXF-OSXR2, was designed in this study to amplify a very small amplicon size (125pb) and thus to maximize the detection probability of fragmented Bird DNA. The sequence alignment from which this third Bird-specific primer pair was designed, is available in Annex 9. The specificity of this primer pair was then tested on 12 target and 46 non target species (17 plants, 8vertebrates and 21 invertebrates) belonging to the prey bank used in Zarzoso-Lacoste *et al.* (2013). The three Bird-specific primer pairs and their corresponding expected amplicon length are reported in Table 4.2..

Name	Sequence	Source	Fragment size (pb)	Annealing temperature (T °c)
BIRDF1 (F)	TTCTCCAACCACAAAGACATTGGCAC	Kerr <i>et al.</i> 2007	700	64
BIRDR1 (R)	ACGTGGGAGATAATTCCAAATCCTG	Kerr <i>et al.</i> 2007		
BIRDF1 (F)	TTCTCCAACCACAAAGACATTGGCAC	Kerr <i>et al.</i> 2007	250-300	56
AWCintR2 (R)	ATGTTGTTTATGAGTGGAATGCTATG	Patel <i>et al.</i> 2010		
OsxF (F)	TTATCCGTGCAGAACTTGG	this study	125	59.5
OsXR2 (R)	GACTAGTCAGTTTCCGAA	this study		

Table 4.2. : Description, sources and amplification conditions of group-specific primers used in this study. Forward (F) and Reverse (R) primers are signaled following primer names.

DNA extraction and PCR protocol

Stomach and faecal contents of each rat were mixed together as a same diet sample to obtain a more integrative picture of daily predator diet (Zarzoso-Lacoste *et al.* 2013). Then, each rat diet samples were individually homogenized and cold-ground using steel beads during 2x30 seconds at 30Hz (Tissuelyser, Retsh) before being extracted. DNA extraction were conducted on 200mg of ground rat diet samples and on 500mg of cat scat powder (organic matter scratched from each cat scat) using the DNeasy mericon food kit (Qiagen) (Zarzoso-Lacoste *et al.* 2013). All DNA concentrations were adjusted to a maximum of 300ng/ml to reduce the concentration of possible remaining inhibitors (Morin *et al.* 2001).

PCR protocols were optimised in a final volume of 25µl containing 1 µM MgCl₂, 0.2 µM of dNTPs, 0.5 µM of each primer, 1.5 U of Taq DNA polymerase combined with and 1µl

of sample DNA extraction. All PCRs were 95°C for 5min, followed by 40 cycles of 94°C for 1min, 1min at the annealing temperature given in Table 4.2., 72°C for 1min, then 72°C for 10min. All PCR runs included two positive controls (Bird DNA) to confirm suitable reaction conditions, a PCR blank to check for cross-contamination and three negative controls containing *R. rattus*, *R. exulans* and *F. s. catus* pure DNA.

Bird detection and identification in cat and rat diet samples

Bird detection was assessed through the migration of PCR products on agarose gel which enable to determine whether targeted taxon was present or not in each diet samples (Corse *et al.* 2010; Zarzoso-Lacoste *et al.* 2013). Then, all PCR amplicons were sequenced by GATC Biotech Company (Sanger technology) using their corresponding forward or reverse primers. Bird sequences were then compared with publicly available sequences in GenBank using a BLAST search (Altschul *et al.* 1990) to confirm that bird taxon was properly targeted.

In order to identify the bird species that were preyed, we selected all the available GenBank COI sequences corresponding to Polynesian bird species listed on both www.manu.pf and www.oiseaux.net/oiseaux/polynesie.francaise.html websites. When the Polynesian species was not referenced in Genbank, we used the sister species or a set of species belonging to the same Genus. Furthermore, predator (*Felis catus*, *Rattus exulans*, *Rattus rattus*, *Canis lupus familiaris*) and human (*Homo sapiens*) sequences were added to identify potential contamination generated by PCR.

The 91 reference sequences (including the 10 Polynesian bird specimens sequenced in this study, 86 Polynesian bird species, or sister species, and 5 mammalian sequences collected from Genbank database, see Annex 10) were aligned with our 35 sequenced amplicons using ClustalW for a final data set of 126 sequences. Because lengths of the different sequences were not identical (the two shortest = 87-94 bp; the two longest=1551 bp), the pairwise comparison could drastically impact the genetic distance due to non homogeneous pattern of substitution along the gene. Positions with less than 50% site coverage were eliminated.

Evolutionary analyses were conducted in MEGA5 (Tamura *et al.* 2011). The phylogenetic relationship was inferred using the Neighbor-Joining method (Saitou & Nei 1987). The evolutionary distances were computed using the Kimura 2-parameter method (Kimura 1980) that presents the advantage to display a very closed evolutionary rate than those obtained with a most sophisticated model, with a lower variance.

The degree of information redundancy in fragments compared using NJ was assessed by bootstrap re-sampling of 2000 pseudo replicate datasets (Felsenstein 1985). When species number is much more important than the sequence differences (due to the shortest sequences) bootstrap value could be impacted. Species group that present a low bootstrap value (<50%) but phylogenetic relationship in agreement with other studies was tested separately to remove this potential bias.

Data analysis

Non-parametric Cochran Q-tests for correlated data were used to compare frequencies of Bird detection among cat and rat diet samples using the three Bird-specific primer pairs.

Non-parametric McNemar χ^2 tests for binomial and correlated data were performed to compare the frequency of bird detection and bird identification, between morphological and molecular approaches, for both rat and cat diet samples (Hollander & Wolfe 1973).

4.2.4. Results

4.2.4.1. Morphological diet analysis

A total of 268 rat digestive tracts (194 *R. exulans* and 74 *R. rattus*) and 351 cat scats were collected among the two field-missions and were morphologically analyzed. Bird remains were detected in rat and cat diet samples with a Frequency of Occurrence (FO) of 0.013 (n=1), 0.010 (n=2) and 0.056 (n=20) for *R. rattus*, *R. exulans* and *F. s. catus* respectively.

To identify preyed bird species in cat and rat diet samples, bird remains were systematically compared to the collection of reference of Polynesian birds constituted in this study. However, the identification of bird remains in rat diet samples was not possible beyond the Class level owing to the extremely small number and non-specific character of the feathers present in addition to their high fragmentation and degradation rates. Conversely, among the 20 cat scats containing birds, only six provided remains allowing their formal identification to the Species level. One other bird was suspected to belong to the *Sterna* Genus. Bird remains of the other 13 cat scats were all unidentifiable (bones, quills, feathers, flesh) (Annex 11).

4.2.4.2. Molecular diet analysis

The results of cross amplification tests confirmed the high specificity of PP3 since all the tested target species (birds) were amplified (12/12) and none of the 46 non-target species (0/17 plants, 0/8 other vertebrates, 0/21 invertebrates).

The molecular detection of Bird DNA in rat and cat diet samples was significantly higher using the molecular approach than the morphological approach (McNemar χ^2 test, $Q=9.333$, $Pvalue<0.005$). Bird DNA was detected in rat and cat diet samples with a FO of 0.040 ($n=3$), 0.026 ($n=5$) and 0.051 ($n=18$) for *R. rattus*, *R. exulans* and *F. s. catus* respectively. However, the number of molecular bird detections significantly varied depending on the primer pair used (Cochran Q test, $Q=38.48$, $Pvalue<0.001$). Indeed, PP1 provided only one bird amplicon (in one rat diet sample), against ten using PP2 (in one rat and nine cat diet samples) and 26 using PP3 (in eight rat and 18 cat diets samples) (Figure 4.3.).

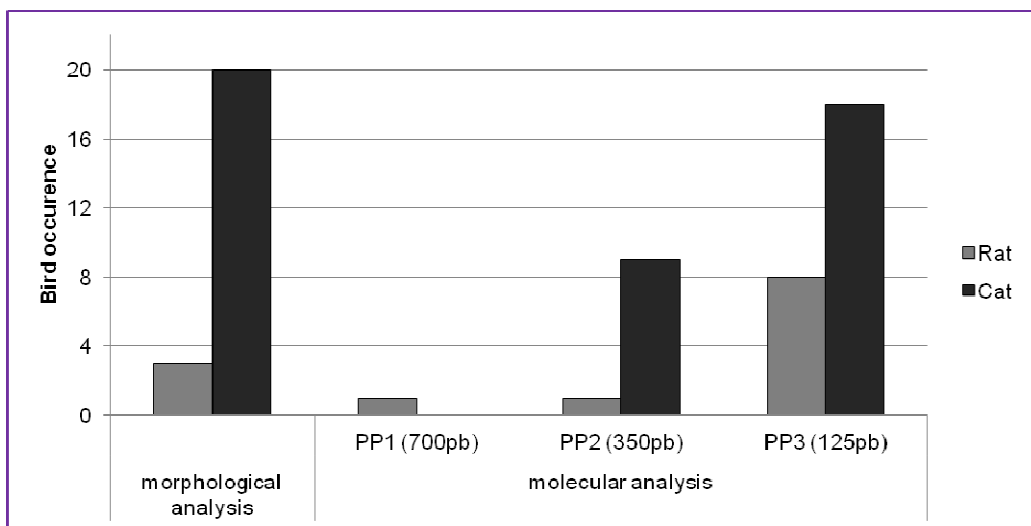


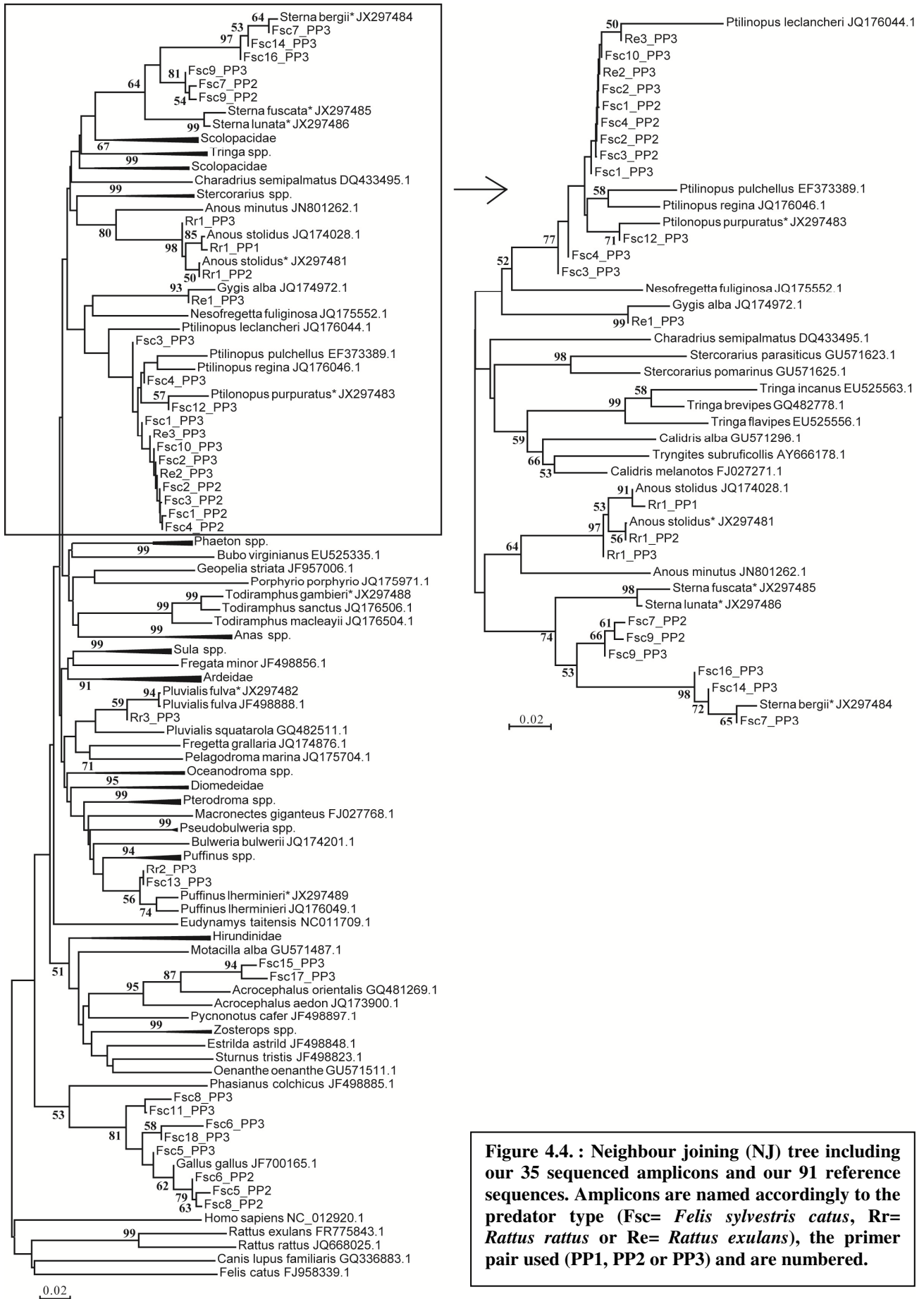
Figure 4.3. : Number of morphological and molecular bird detection in rat and cat diet samples. Primer Pair1 (PP1)= BirdF1-BirdR1, PP2=BirdF1-AwCintR2, PP3=OSXF-OSXR2.

The GenBank accession numbers of the 37 amplified bird sequences ($n_{PP1}=1$, $n_{PP2}=10$ and $n_{PP3}=26$) and their best match in GenBank (BLASTn) are reported in Table 4.3.. These Blast results confirm the suitable targeting of the 3 Bird specific primer pairs, and thus, the correct detection of bird predation events in all rat and cat diet samples.

Primer pair	Sequenced amplicons			GenBank best match (BLASTn)	
	Predator	Sample	Genbank accession number	Species name	Genbank accession number
BirdF1 - BirdR1	<i>R. rattus</i>	Rr1_PP1	<i>Deposite in progress</i>	<i>Anous stolidus</i>	DQ433312.1
BirdF1-AWCintR2	<i>R. rattus</i>	Rr1_PP2	<i>Deposite in progress</i>	<i>Anous stolidus</i>	JQ174029.1
	<i>F. s. catus</i>	Fsc1_PP2	<i>Deposite in progress</i>	<i>Ptilinopus regina</i>	JQ176046.1
		Fsc2_PP2	<i>Deposite in progress</i>	<i>Ptilinopus regina</i>	JQ176046.1
		Fsc3_PP2	<i>Deposite in progress</i>	<i>Ptilinopus regina</i>	JQ176046.1
		Fsc4_PP2	<i>Deposite in progress</i>	<i>Ptilinopus regina</i>	JQ176046.1
		Fsc5_PP2	<i>Deposite in progress</i>	<i>Gallus gallus</i>	HQ857210.1
		Fsc6_PP2	<i>Deposite in progress</i>	<i>Gallus gallus</i>	HQ857210.1
		Fsc7_PP2	<i>Deposite in progress</i>	<i>Thalasseus maximus</i>	FJ356198.1
		Fsc8_PP2	<i>Deposite in progress</i>	<i>Gallus gallus</i>	HQ857210.1
Fsc9_PP2	<i>Deposite in progress</i>	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	EU525545.1		
OsxF - OsxR2	<i>R. exulans</i>	Re1_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Gygis alba</i>	JQ174974.1
		Re2_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Ducula aenea</i>	JQ174727.1
		Re3_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Ptilinopus regina</i>	JQ176046.1
		Re4_PP3*	<i>Deposite in progress</i>	<i>Hirundo nigricans</i>	JN801459.1
		Re5_PP3*	<i>Deposite in progress</i>	<i>Hirundo nigricans</i>	JN801459.2
	<i>R. rattus</i>	Rr1_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Anous stolidus</i>	JQ174029.1
		Rr2_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Puffinus lherminieri</i>	JQ176050.1
		Rr3_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Pluvialis apricaria</i>	JN801365.1
	<i>F. s. catus</i>	Fsc1_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Ptilinopus regina</i>	JQ176046.1
		Fsc2_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Ptilinopus regina</i>	JQ176046.1
		Fsc3_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Ptilinopus regina</i>	JQ176046.1
		Fsc4_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Ptilinopus regina</i>	JQ176046.1
		Fsc5_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Gallus gallus</i>	HQ857210.1
		Fsc6_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Gallus gallus</i>	HQ857210.1
		Fsc7_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Francolinus erckelii</i>	JF498850.1
		Fsc8_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Gallus gallus</i>	HQ857210.1
		Fsc9_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Thalasseus maximus</i>	FJ356198.1
		Fsc10_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Ptilinopus regina</i>	JQ176046.1
Fsc11_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Gallus gallus</i>	HQ857210.1		
Fsc12_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Ptilinopus regina</i>	JQ176046.1		
Fsc13_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Puffinus lherminieri</i>	JQ176050.1		
Fsc14_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Francolinus erckelii</i>	JF498850.1		
Fsc15_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Acrocephalus aedon</i>	JQ173900.1		
Fsc16_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Francolinus erckelii</i>	JF498850.1		
Fsc17_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Acrocephalus orientalis</i>	JF499074.1		
Fsc18_PP3	<i>Deposite in progress</i>	<i>Gallus gallus</i>	JQ735463.1		

Table 4.3. : GenBank best matches obtained for the sequenced amplicons. The two samples highlighted with a star were removed from the further identification analysis.

Finally, the molecular identification of birds provided significantly greater results than those achieved using the morphological approach (McNemar χ^2 test, $Q=16.055$, $Pvalue<0.001$). The neighbour joining (NJ) tree allowed the identification of 35 of the 37 amplified sequences to the Genus or Species level and confirmed the six morphological bird identifications (Figure 4.4., Annex 10). The two remaining sequences were too short and the part of these sequences that Blasted with Bird sequences matches with the most conserved part of the alignment making difficult the taxa identification. For these reasons these two sequences were excluded from the identification analysis.



The phylogenetic tree obtained summarized the relationships between the sequences obtained in this study and the genbank sequences available for Polynesian birds and allowed the identification of all the preyed birds at least to the genus level (bootstrap support >50%) (Figure 4.4.). This method allowed listing Niau's bird species that were preyed by *F. s. catus*, *R. rattus* and *R. exulans*. Because on Niau atoll *Ptilonopus*, *Acrocephalus* and *Sterna* Genera are represented by only one species each, the birds identified up to these genera level were assumed to correspond to *Ptilonopus coralensis*, *Acrocephalus atyphus* (two terrestrial and non migrant bird species) and *Sterna bergii* (which is abundant on Niau's coastal areas).

In this study, *F. s. catus*' first prey corresponded to the *Ptilonopus coralensis* (6/18 identified birds in cat scats) closely followed by both *Gallus gallus* and *Sterna bergii* (5 and 4/18 each). *Acrocephalus atyphus* and *Puffinus lherminieri*. were less consumed by cats (2 and 1/18 respectively). *R. rattus* preyed on *Anous stolidus*, *Pluvialis fulva* and *Puffinus lherminieri* (1/3 of identified birds each) and *R. exulans* were recorded to prey on *Ptilonopus coralensis* and *Gygis alba* (2 and 1/3 of identified birds in *R. exulans* diet samples respectively) (Figure 4.4., Annex 11).

4.2.5. Discussion

In this study, bird remains were detected in cat and rat (*R. rattus*, *R. exulans*) diet samples using both morphological and molecular approaches confirming that these three invasive predators occasionally prey on Niau's birds.

However, the low number of bird remains found in rat diet samples and their high fragmentation and degradation rates did not allowed any identification below the Class level. In rat diet sample, the major limitation in the morphological identification of prey seems to be mainly related to the mechanical process of mastication which results in a high fragmentation rate of bird remains, significantly reducing their detection and identification probabilities (Symondson 2002; Zarzoso-Lacoste *et al.*, *in prep*). Conversely, birds were more easily detected (n=20) and identified (n=6) in cat scats. Only 30% of detected birds were formally identified to the species level (two *Gallus gallus* and four *Ptilonopus coralensis*) in cat scats and one was suspected to belong to the *Sterna* Genus. The remaining 13 scats only contained unidentifiable feathers, flesh, small feather fragments, quill or bones fragments that did not allowed prey identification through the morphological approach. Contrarily to rodent samples, the mastication process appears to be less problematic in cat diet samples since this predator can swallow entire body parts of their prey in a same bite, or almost entire individuals in the

case of Passeriformes, limiting the fragmentation rates of bird remains (e.g. feathers, bones) and allowing both better detection and identification resolution of preyed birds (Zarzoso-Lacoste *et al.*, *in prep*).

Here, the molecular analysis of cat scats provided quite similar number of bird detections than those obtained using the morphological approach. (24 and 26 respectively). The two birds that were not detected using the molecular approach were present into the two cat scats that only contain one or two quills each. Furthermore, the molecular analysis of rat diet samples allowed to significantly increase the number of detected birds from three to eight. These results confirm the accuracy of the molecular approach to reliably detect trace DNA of a targeted prey, even if no identifiable remains are found in the diet sample, and to provide equivalent or better results than those obtained using the traditional morphological approach.

However, the number of molecular detection of birds in both cat and rat diet samples were inversely correlated to the amplicon size amplified using the different primer pairs. Indeed, the small sized PP3 provided significantly more amplicons than the medium sized PP2 and even more than the large sized PP1. This result is clearly related to the difficulty of amplifying long DNA sequences from diet samples where prey tissues are usually fully digested after passing through the complete digestive system leading to only low amounts of highly degraded prey DNA (Frantzen *et al.* 1998; Taberlet 1999; Deagle *et al.* 2006; Troedsson *et al.* 2009).

The molecular analysis of rat and cat diet samples allowed to significantly increase the total number of bird identifications from six to 24. Moreover, the molecular identification results confirmed the morphological identification of the six bird species as well as the suspicion of the *Sterna* identification. Among the 26 detected birds using the molecular approach, only two were not resolved on the species level. Furthermore, bird identification results were always congruent among the three Bird-specific primer pairs independently of their corresponding amplicon size. Indeed, by targeting a short but informative *cox1* barcode marker using the PP3, we were able to detect a wide variety of birds and make species or Genus-level identifications within different diet sample types (stomach/faeces mix and scats) belonging to different predator types (one Carnivora and two Rodentia species). We finally recommend the PP3 to be used in future molecular studies of predator diet focused on the Bird taxon (e.g. bird conservation studies) because it represents the best compromise in both detection and identification resolution of prey. Furthermore, we highlighted the crucial role of phylogenetic reconstruction to correctly identify prey sequences linked to the short length of

the amplified sequences. For example, the small bird sequences corresponding to the samples Fsc7_PP3 and Fsc16_PP3 were identified as *Sterna spp.* using the phylogenetic method but were incorrectly identified as *Francolinus erckelii* (not present in French Polynesia) using the Blast method. Errors in prey identification can also occur because the prey species amplified in predator diet has not yet been sequenced and made available in GenBank Database. Thus, it is recommended to sequence all the potential target prey species of the studied predator and to preferentially use phylogenetic reconstructions to overcome this identification bias. In addition, more campaigns are required to further develop the Barcode libraries resources which will be greatly benefit future molecular diet studies.

Although the major part of the bird species preyed by cats and rats in this study are considered to be common and/or abundant on Niau atoll (e.g. *Gallus gallus*, *Sterna bergii*, *Anous stolidus*, *Gygis alba*), the strong predation pressure exerted by both *F.s.catus* and *R. exulans* on *Ptilinopus coralensis* (33% of identified birds) appeared to be worrying since this endemic species is protected by the Polynesian legislation and classified as Near Threatened by the IUCN (Table 4.1.). Additionally, the endemic and protected *Acrocephalus atyphus* appeared to be occasionally preyed by cats. To our knowledge, no population survey has been conducted on these bird species yet, making it difficult to reliably evaluate the impact of invasive predators on these bird species on Niau atoll. Thus, a precise estimation of *Ptilinopus coralensis* and *Acrocephalus atyphus* population size coupled with a more consistent diet analysis of these three invasive predators across seasons is required to assess their real impacts on these endemic bird species better.

An interesting result is the detection of two consumption events on *Puffinus lherminieri* (one by *F. s. catus* and one by *R. rattus*) while this bird species, present on other Polynesian islands, is not known to frequent Niau's neighborhood. This result underlines the necessity to include all the species that are potentially present on a regional scale (rather than only those that are listed on a study site scale) in such phylogenetic reconstructions, especially for species with high dispersal capacities like birds, in order to avoid any loss of information (non identification of vagrant, migratory, unrecorded or unknown species).

In this study, the molecular approach allowed the analysis of numerous and various sample types (from fresh rat digestive tracts to cat scats collected in the field several days or weeks after defecation), from three different predators in a single, simple and fast protocol contrarily to the time consuming morphological approach that required a particular protocol per predator and per sample type. Furthermore, the molecular approach incontestably provided greater

results than the morphological approach in both detection and identification of birds preyed by three invasive predators. Thus, DNA-based diet analysis offers new perspectives and opportunities in the study of invasive predator impacts on native species and may be significant for future conservation studies since this method can be applied on a wide range of (i) targeted prey taxa (especially endangered and/or rare species), (ii) predator types, (iii) diet samples types, and (iv) ecosystem contexts.

However, each approach has its own limitations and the results from different methods are often complementary. The conventional morphological method often suffers from strong limitations regarding detection and identification as illustrated in this study by the significantly lower number of bird morphologically detected and identified in rat diet samples compared to molecular results. Indeed, there are several sources of bias when estimating diet component proportions with the morphological method since (i) not all predators ingest prey hard remains allowing their further detection and identification (e.g. bones, feathers, beak, scales), (ii) the ingested soft prey remains are almost always unidentifiable and are rapidly digested (e.g. flesh or egg content), (iii) the probability to identify prey hard remains is clearly related to their fragmentation and degradation rates, and thus, to the predator size/type (Zarzoso-Lacoste *et al.* in prep), (iv) the elimination time differs for different prey inducing errors in dietary surveys and (v) differences in the structure (bones vs hairs/feathers) and/or proportion of indigestible matter among prey can affect the possibility to detect prey and lead to an underestimation or overestimation of the importance of certain prey taxa in predator's diet (Pires *et al.* 2011). The results obtained through this morphological approach could be considered, at best, as a biased picture of prey choice (Symondson 2002; Caut *et al.* 2008).

On the other hand, currently DNA-based approaches of diet analysis are currently limited, at best, to semi-quantitative assessment of diet composition (i.e. Frequency of occurrence rather than number of individuals preyed) (King *et al.* 2008). Finally, although the use of molecular diet analysis has a number of advantages over the morphological method in food web studies, in the absence of a robust method for quantifying DNA in diet samples, the optimal approach could be to combine these methods to maximize the robustness of the ecological conclusions of such studies (Casper *et al.* 2007; Braley *et al.* 2010).

Indeed, quantifying the number of birds preyed in predator diet samples is crucial to precisely assess their impacts on island bird population dynamics (breeding success, survival of different bird age-classes, quantification of individual loss in bird population due to predation) allowing for example to model the population or species viability faced with

predation (e.g. Seto & Conant 1996; Peck *et al.* 2008; Bonnaud *et al.* 2009, 2012) and to develop relevant conservation and management programs (e.g. Courchamp *et al.* 1999, 2003; Howald *et al.* 2007; Bonnaud *et al.* 2010; Dumont *et al.* 2010).

4.2.6. Acknowledgments

We would like to thank Tetai Tehei, Sophie Gagne, Thierry Autai, Guillaume Albar, Julie Champeau, Lucie Faulquier, Lee Radford, Thomas Ghestemme from SOP & CRIP NGOs and Michel Pascal (INRA), Carole Putois, Céline Robert, Fred Jacq, Alexandre Millon and Jack Brown for their valuable help in the field. We also would like to thank Benoit Pisanu, Marcela Nino, Julie Tanet and Quentin Delforge for their help with the morphological diet analysis. Thanks to Vincent Dubut for his useful recommendations. Finally we would like to thank the Fakarava Unesco Reserve, the Tahiti Museum “Musée de Tahiti et ses îles”, Jean-Yves Meyer from the Polynesian government and all the people from Niau island for their warm welcome and their interest in this study. This study was supported by FRB (Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité), and DZL was supported by a PhD fellowship granted by the ‘Ecole Doctorale des Sciences de l’Environnement’ (ED 251).

List of references:

- Altschul S .F., Gish W, Miller W, Myers E .W., Lipman D. J. (1990) Basic local alignment search tool. *Journal of Molecular Biology*, **215**, 403-410.
- Birdlife International (2008) *State of the world’s birds. Indicators for our changing world.* BirdLife International, Cambridge, United Kingdom. (http://www.biodiversityinfo.org/sowb/userfiles/docs/SOWB2008_en.pdf)
- Blackburn T. M., Cassey P., Duncan R. P., Evans K. L. et Gaston K. J. (2004). Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. *Science*, **305**, 1955-1958.
- Bonnaud E., Medina F. M., Vidal E., Nogales M., Tershy B., Zavaleta E., Donlan C. J., Keitt B., Le Corre M., Horwath S. V. (2011) The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. *Biological Invasions*, **13**, 581-603.
- 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., Bourgeois K., Vidal E., Kayser Y., Tranchant Y., Legrand J. (2007) feeding ecology of a feral cat population on a small mediterranean island. *Journal of mammalogy*, **88**, 1074-1081.
- 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*, **51**, 261-270.
- Bonnaud E., Zarzoso-Lacoste D., Bourgeois K., Ruffino L., Legrand J., Vidal E. (2010) Top-predator control on islands boosts endemic prey but not mesopredator. *Animal Conservation*, **13**, 556-567.
- Braley M., Goldsworthy S. D., Page B., Steer M., Austin J. J. (2010) Assessing morphological and DNA-based diet analysis techniques in a generalist predator, the arrow squid *Nototodarus gouldi*. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 466-74.
- Butaud J. (2007) Étude de la flore vasculaire de l’atoll soulevé de Niau, cartographie de sa végétation, caractérisation de l’habitat du

- Martin-Chasseur de Niau, et priorités de conservation. Société d'Ornithologie de Polynesie «Manu», Papeete, French Polynesia, p38.
- Casper R. M., Jarman S. N., Deagle B. E., Gales N. J., Hindell M. A. (2007) Combining DNA and morphological analysis of faecal samples improves insight into trophic interactions: a case study using a generalist predator. *Marine Biology*, **152**, 815-825.
- Caut S., Angulo E., Courchamp F. (2008) Dietary shift of an invasive predator: rats, seabirds and sea turtles. *Journal of Applied Ecology*. **45**, 428-437.
- Ceballos G., And Brown J. H. (1995) Global Patterns of Mammalian Diversity, Endemism, and Endangerment. *Conservation Biology*, **9**, 559-568.
- Clavero M., Garcia-Berthou E. (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**, 110.
- Clevenger A. P. (1995) Seasonality and relationships of food resource use of *Martes martes*, *Genetta genetta* and *Felis catus* in the balearic islands. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, **50**, 109-131.
- Corse E., Costedoat C., Chappaz R., Pech N., Martin J-F., Gilles A. (2010) A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 96-108.
- Courchamp F., Chapuis J-L et Pascal M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, **78**, 347-383.
- Courchamp F., Langlais M., Sugihara G. (1999) Control of rabbits to protect island birds from cat predation. *Biological Conservation*, **89**, 219-225
- Deagle B. E., Eveson J. P., Jarman S. N. (2006) Quantification of damage in DNA recovered from highly degraded samples: a case study on DNA in faeces. *Frontiers in zoology*, **3**, 11.
- Deagle B. E., Kirkwood R., Jarman S. N. (2009) Analysis of Australian fur seal diet by pyrosequencing prey DNA in faeces. *Molecular Ecology*, **18**, 2022-2038.
- Drever M. C., Harestad A. S. (1998) Diets of Norway rats (*Rattus norvegicus*) on Langara Island, Queen Charlotte Islands, British Columbia: Implications for conservation of breeding seabirds. *Canadian Field-Naturalist*, **112**, 676-683.
- 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 R'Eunion Island. *Natural Resource Modeling*, **23**, 381-436.
- Eggleston C. (2010) Ecology of norway rats (*Rattus norvegicus*) in relation to conservation and management of seabirds on Kiska Island, Aleutian Islands, Alaska 2005-2006. Master of science, Memorial University of Newfoundland St. John's, Newfoundland and Labrador, Canada, p198.
- Faulquier L., Fontaine R., Vidal E., Salamolard M., Le Corre M. (2009) Feral Cats (*Felis catus*) Threaten the Endangered Endemic Barau's Petrel (*Pterodroma barau*) at Reunion Island (Western Indian Ocean). *Waterbirds*, **32**, 330-336.
- Felsenstein J. (1985) Confidence limits on phylogenies: An approach using the bootstrap. *Evolution*, **39**, 783-791.
- Frantzen M. Silk J. B., Ferguson J. W., Wayne R. K., Kohn M. H. (1998) Empirical evaluation of preservation methods for faecal DNA, *Molecular Ecology*, **7**, 1423-1428.
- Gamberg M., Atkinson J. L. (1988) Prey hair and bone recovery in ermine scats. *The Journal of Wildlife Management*, **52**, 657-660.
- Groombridge B. (1992) Global biodiversity. Status of the Earth's living resources. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Hansson L. (1970) Methods of morphological diet micro-analysis in rodents. *Oikos*, **21**, 255-266.
- Harper G. A. (2007) Detecting predation of a burrow-nesting seabird by two introduced predators, using stable isotopes, dietary analysis and experimental removals. *Wildlife Research*, **34**, 443-453.
- Harper G. L., King R. A., Dodd C. S., Harwood J. D., Glen D. M., Bruford M. W., Symondson W. O. (2005) Rapid screening of invertebrate predators for multiple prey DNA targets. *Molecular Ecology*, **14**, 819-827.
- Harvey J. T. (1989) Assessment of errors associated with harbor seal (*Phoca vitulina*) faecal sampling. *Journal of Zoology*, **219**, 101-111.
- Hollander M., Wolfe D. A. (1973) Nonparametric Statistical Methods. Wiley & Sons (ed.), New York, United States of America.
- Howald G., Donlan C. J., Galv'An J. P., Russell J. C., Parkes J., Samaniego A., Wang Y., Veitch D., Genovesi P., Pascal M., Saunders A., Tershy B. (2007) Invasive Rodent Eradication on Islands, *Conservation Biological*, **21**, 1258-68.

- Jarman S. N., Deagle B. E., Gales N. J. (2004) Clade-specific polymerase chain reaction for DNA-based analysis of species diversity and identity in dietary samples. *Molecular Ecology*, **13**, 1313-1322.
- Jordan M. J. R. (2005) Dietary analysis for mammals and birds: a review of field techniques and animal-management applications. *International Zoo Yearbook*, **39**, 108-116.
- Keitt B., Campbell K., Saunders A., Clout M., Wang Y., Heinz R., Newton K. et Tershby B. (2011). The Global Islands Invasive Vertebrate Eradication Database: A tool to improve and facilitate restoration of island ecosystems. IUCN. In Veitch C. R., Clout M. N. et Towns, D. R. (Ed.), *Island Invasives: Eradication and Management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives*. Gland, Switzerland and Auckland, New Zealand, p542.
- Kerr K. C. R., Stoeckle M. Y., Dove C. J., Weigt L. A., Francis C. M., Herbert P. D. N. (2007) Comprehensive DNA barcode coverage of North American birds. *Molecular Ecology Notes*, **7**, 535-543.
- Kimura M. (1980) A simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *Journal of Molecular Evolution*, **16**, 111-120.
- King R. A., Read D. S., Traugott M., Symondson W. O. C. (2008) Molecular analysis of predation: a review of best practice for DNA-based approaches. *Molecular Ecology*, **17**, 947-963.
- King W. B. (1985) Island birds : will the future repeat the past ? In *Conservation of Island Birds*, vol. 3. ICBP Technical Publication. Moors P. J. (ed.), Cambridge, United Kingdom, 3-15.
- Kuch M., Rohland N., Betancourt J. L., Latorre C., Stepan 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.
- Matias R., Catry P. (2008) The diet of feral cats at New Island, Falkland Islands, and impact on breeding seabirds. *Polar Biological*, **31**, 609-616.
- Medina F. M., Bonnaud E., Vidal E., Tershby B. R., Zavaleta E. S., Donlan C. J., Bradford S., Keitt B., Le Corre M., Horwath S. V., Nogales M. (2011) A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology*, **17**, 3503-3510.
- Mittermeier, R. A., Robles-Gil P., Hoffman M., Pilgrim J. D., Brooks T., Mittermeier C. G., Lamoreux J., De Fonseca G. A. B. (2004) Hotspots Revisited. Cemex, (Ed.) Mexico City, Mexico, p390
- Morin P. A., Chambers K. E., Boesch C., Vigilant L. (2001) Quantitative polymerase chain reaction analysis of DNA from noninvasive samples for accurate microsatellite genotyping of wild chimpanzees (*Pan troglodytes verus*). *Molecular Ecology*, **10**, 1835-1844.
- Nogales M., Martin A., Delgado G., Emmerson K. (1988) Food spectrum of the feral cat (*felis catus* L., 1758) in the juniper woodland on El Hierro (Canary Islands) . *Bonner Zoologische Beitrage*, **39**, 1-6.
- Owen I. P. F., et Bennett P. M. (2000) Ecological basis of extinction risk in birds: Habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **97**, 12144-12148.
- Paltridge R., David G., Glenn E. (1997) Diet of the Feral Cat (*Felis catus*) in Central Australia, *Wildlife Research* **24**, 67 - 76
- Patel S., Waugh J., Millar C. D., Lambert D. M. (2010) Conserved primers for DNA barcoding historical and modern samples from New Zealand and Antarctic birds. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 431-438.
- 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. Animal Conservation*, **11**, 65-74.
- Pires M. M., Widmer C. E., Silva C., Setz E. Z. F. (2011) Differential detectability of rodents and birds in scats of ocelots, *Leopardus pardalis* (Mammalia: Felidae). *Zoologia*, **28**, 280-283.
- Ricketts T. H., Dinerstein E., Boucher T., Brooks T. M., Butchart S. H. M., Hoffmann M., Lamoreux J. F., Morrison J., Parr M., Pilgrim J. D., Rodrigues A. S. L., Sechrest W., Wallace G. E., Berlin K., Bielby J., Burgess N. D., Church D. R., Cox N., Knox D., Loucks C., Luck G. W., Master L. L., Moore R., Naidoo R., Ridgely R., Schatz G. E., Shire G., Strand H., Wettengel, W., Wikramanayake E. (2005) Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **102**, 18497-501.
- Saitou N., Nei M. (1987) The neighbor-joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees. *Molecular Biology and Evolution*, **4**, 406-425.
- Seto N. W. H., Conant S. (1996) The Effects of Rat (*Rattus rattus*) Predation on the Reproductive Success of the Bonin Petrel (*Pterodroma*

- hypoleuca*) on Midway Atoll. *Colonial Waterbirds*, **19**, 171-185.
- Sheppard S. K., Harwood J. D. (2005) Advances in molecular ecology: tracking trophic links through predator-prey food-webs. *Functional Ecology* **19**, 751-762.
- Steadman D. W. (2006) Extinction and Biogeography of Tropical Pacific Birds. University of Chicago Press. (ed.) Chicago, United States of America, p480.
- 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.
- Tamura K., Peterson D., Peterson N., Stecher G., Nei M., and Kumar S. (2011) Mega5: Molecular Evolutionary Genetics Analysis using Maximum Likelihood, Evolutionary Distance, and Maximum Parsimony Methods. *Molecular Biology and Evolution*, **28**, 2731-2739.
- Tollit D. J., Steward M. J., Thompson P. M., Plerce G. J., Santos M. B., Hughes S. (1997) Species and size differences in the digestion of otoliths and beaks: Implications for estimates of pinniped diet composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 105-119.
- Tollit D. J., Wong M., Winship A. J., Rosen D. A. S., Trites A. W. (2003) Quantifying errors associated with using prey skeletal structures from fecal samples to determine the diet of Steller's sea lion (*Eumetopias jubatus*). *Marine Mammal Science*, **19**, 724-744.
- Towns D. R., Atkinson I. A. E., Daugherty C. H. (2006) Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, **8**, 863-891.
- 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.
- Vitousek P. M., Mooney H. A., Lubchenco J., Melillo J. M. (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, **277**, 494-499.
- Weaver J. L. (1993) Refining the equation for interpreting prey occurrence in gray wolf scats. *The Journal of Wildlife Management*, **57**, 534-538.
- Whittaker R. J., Fernández-Palacios J. M. (2007). Island biogeography: ecology, evolution and conservation. Oxford University Press (ed.), Oxford, United Kingdom, p416.
- 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.
- Zarzos-Lacoste D., Bonnaud E., Vidal E. Do we need better data than morphological diet analysis to assess predator impact? A review of literature and call for the alternative approaches. *In prep.*
- Zarzos-Lacoste D., Corse E, 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**, 117-127.

CHAPITRE 5:

ETUDE DES INTERACTIONS TROPHIQUES DIRECTES ET INDIRECTES ENTRE UNE ESPECE D'OISEAU EN DANGER CRITIQUE D'EXTINCTION (*TODIRAMPHUS GAMBIERI*) ET LES CHATS ET RATS (*RATTUS SPP.*) INTRODUIITS SUR L'ILE DE NIAU (TUAMOTU, POLYNESIE FRANÇAISE)



Todiramphus gambieri (D. zarzoso-Lacoste).

Ce chapitre est composé d'un manuscrit:

Diane ZARZOSO-LACOSTE, Elsa BONNAUD, Emmanuel CORSE, Alexandre MILLON, Michel PASCAL, Anne GOUNI, Eric VIDAL: *Living among invasives: The critically endangered Tuamotu Kingfisher as a case study.*

Statut actuel: *en préparation.*

5. Etude des interactions trophiques directes et indirectes entre une espèce d'oiseau en danger critique d'extinction (*Rodiramphus gambieri*) et les chats et rats (*Rattus spp.*) introduits sur l'île de Niau (Tuamotu, Polynésie Française)

5.1. Modèle d'étude : le Martin-chasseur des Gambier, *Todiramphus gambieri*

Le Martin-chasseur des Gambier (*Todiramphus gambieri*) décrit par Murphy en 1924 (Holyoak & Thibault 1977), appelé localement *kote'ute'u*, est un oiseau terrestre de la famille des Alcedinidae (Holyoak & Thibault 1984). Il fait partie des espèces d'oiseaux les plus menacées au monde et est classé en danger critique d'extinction (CR) selon les critères de la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN 2013 ; BirdLife International 2013), et vulnérable ou en danger (catégorie A) selon la réglementation territoriale de Polynésie française (Gouni & Zysman 2007). La sous-espèce de Mangareva aux Gambier s'est éteinte à la fin du 19e siècle (Holyoak & Thibault 1984) et le Martin-chasseur des Gambier est maintenant endémique au seul petit atoll de Niau dans l'archipel des Tuamotu sous la forme d'une population relictuelle estimée à seulement 125 individus (Gouni *et al.* 2006; BirdLife International 2013; Kesler *et al.* 2012).

5.1.1. Habitat et reproduction

Le Martin-chasseur de Niau fréquente les cocoteraies, et préférentiellement les cocoteraies semi-ouverte exploitées par l'homme (Holyoak & Thibault 1977; Gouni *et al.* 2004; Coulombe *et al.* 2011; Kesler *et al.* 2012). Sa répartition sur l'île n'est pas homogène. En effet, cet oiseau est absent de près de 20 % de la superficie de l'île (quart Nord-Ouest) alors que, sur les 3/4 restant, il marque une très nette préférence pour la végétation de la frange lagunaire de l'Atoll (80 % des individus) au détriment de celle présente sur la frange océanique (20,7 % des individus) (Gouni *et al.* 2006).

Les Martin-chasseur des Gambier ont tendance à être fidèles à leur territoire et à leur partenaire sur plusieurs années. Ces oiseaux creusent des excavations dans le tronc de cocotiers morts dans lesquels ils nidifient (Gouni & Sanford 2003 ; Holyoak & Thibault 1984). La saison de reproduction s'étale d'octobre à février, depuis l'accouplement à l'émancipation des juvéniles (Kesler *et al.* 2012). Les femelles pondent généralement une fois, parfois deux (suite à un échec de reproduction par exemple), par saison de reproduction (Coulombe *et al.* 2009). Chaque couvée comprend un ou plus souvent deux œufs produisant généralement autant de poussins à l'envol (Gouni *et al.* 2006, Coulombe *et al.* 2009). La période d'incubation dure approximativement 20 à 25 jours et la durée d'élevage des poussins

jusqu'à l'envol approche les 26 jours (Gouni *et al.* 2006; Coulombe 2010). Les deux parents prennent part à l'excavation du nid, à l'incubation et au nourrissage des oisillons ainsi que des jeunes ayant pris leur envol, pendant environ 2 à 3 semaines, période suivant laquelle les juvéniles peuvent être soumis à des comportements agressifs de la part des parents lors de la sollicitation de nourriture, et commencent alors à chasser de façon autonome (Coulombe *et al.* 2009).

5.1.2. Raréfaction et menaces

Il semblerait que cet oiseau ait subi une réduction drastique de ses effectifs au cours des dernières dizaines d'années. En effet, la population de cet oiseau était estimée à 400-600 individus en 1974 (Holyoak & Thibault 1984) et semble avoir été réduite à seulement 125 individus en une trentaine d'année d'après les estimations les plus récentes de 2006-2010 (BirdLife International 2013). La cause du déclin de la taille de population de Martin-chasseur de Niau n'est toujours pas élucidée à l'heure actuelle. Certains auteurs ont avancé que la limitation des sites de nidification, résultant de la modification de l'habitat par la conversion de l'habitat natif en plantations de cocotiers, ou les événements climatiques stochastiques tel que des cyclones (Bruner 1972; Dupon 1985, 1986; Gouni & Sanford 2003, Gouni *et al.* 2004), pouvaient être des causes probables de la raréfaction du Martin-chasseur de Niau, de même que la persécution de cet oiseau par les agriculteurs (Bruner 1972).

Néanmoins, des menaces pèsent toujours sur cette espèce aux portes de l'extinction. Parmi elles, l'impact des prédateurs introduits tels que les chats domestiques (*F. s. catus*) et les rats (*R. rattus* et *R. exulans*) sur la population de Martin-chasseur de Niau, par prédation directe d'individus ou par compétition exploitative de la ressource alimentaire, est pointé comme une des menaces les plus probables pesant sur cet oiseau (Whitaker 1978; McCallum 1986; Gouni *et al.* 2006; Towns *et al.* 2006; Kesler *et al.* 2012). Cependant, l'impact de ces interactions trophiques directes (prédation) et indirectes (compétition exploitative pour la ressource) sur la population de Martin-chasseur des Gambier n'a encore jamais été étudié et ces hypothèses n'ont pu être vérifiées.

5.1.3. Interactions trophiques directes et indirectes

Le schéma suivant (Figure 5.1.) représente une vision simplifiée des relations trophiques (centrées autour du Martin-chasseur des Gambier) qui pourraient avoir lieu au sein d'un écosystème insulaire (île de Niau).

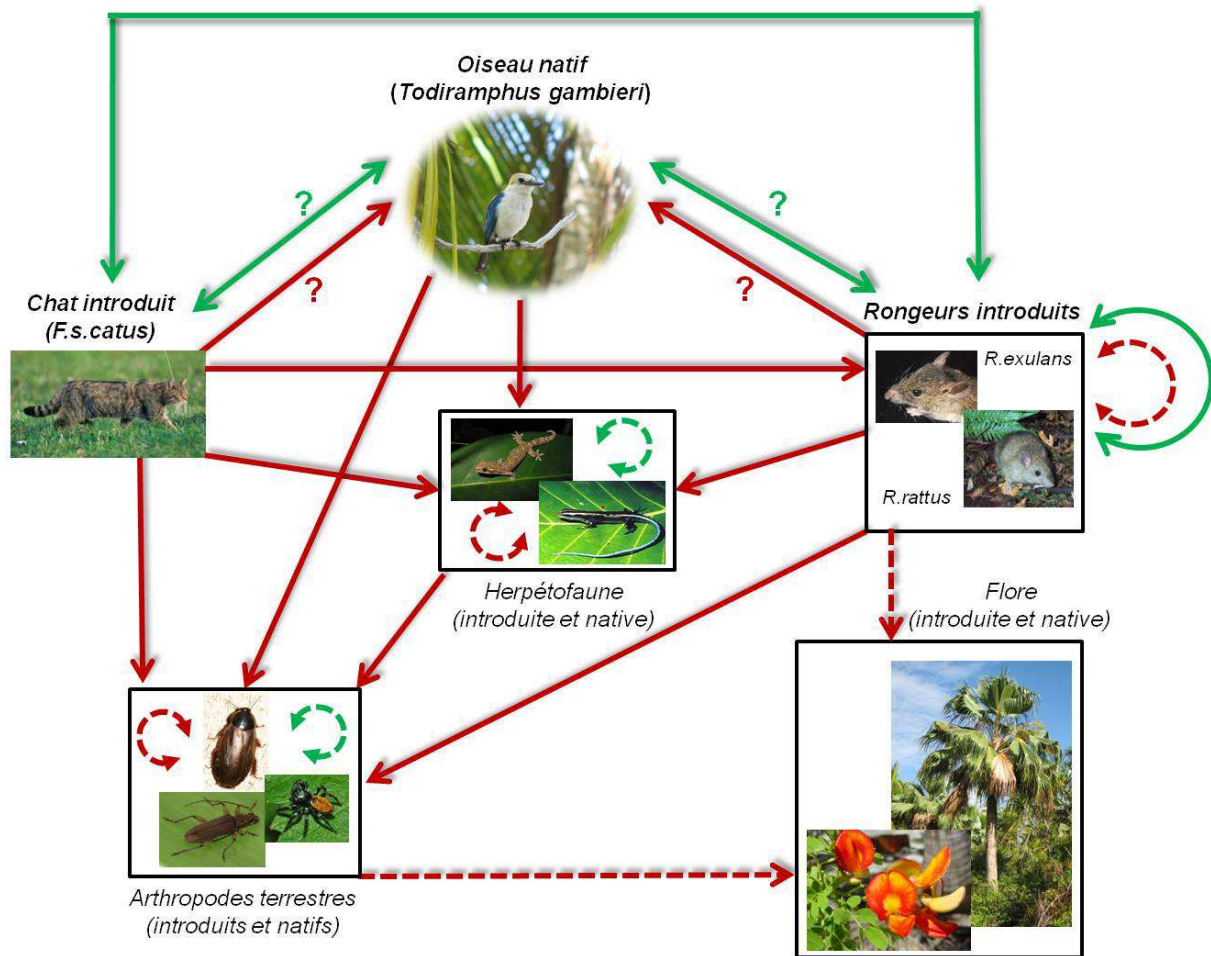


Figure 5.1.: Schéma simplifié des relations trophiques directes par prédation (flèches rouges) ou indirectes par compétition alimentaire (flèches vertes) centrées autour du Martin-chasseur des Gambier (*Todiramphus gambieri*). Les flèches pleines représentent les interactions étudiées dans cette thèse. Les flèches marquées d'un point d'interrogation représentent les relations trophiques pouvant impacter négativement la survie du Martin-chasseur (voir article suivant). Les flèches en pointillés illustrent des interactions possibles mais non étudiées dans ce travail de thèse.

Bien que les îles constituent des écosystèmes dont le fonctionnement est relativement simple comparativement aux écosystèmes continentaux de même superficie (diversité des communautés animales et végétales réduite, absence de certains groupes systématiques et/ou fonctionnels tels que celui des prédateurs natifs), les interactions trophiques présentes au sein des systèmes insulaires « envahis » peuvent être très complexes (Pascal *et al.* 2010). En effet, les îles hébergent une faune et une flore indigènes et souvent des espèces animales et végétales introduites dont l'insertion dans le réseau trophique peut occasionner des perturbations du fonctionnement de l'écosystème d'accueil et affecter (positivement ou négativement) la biodiversité indigène. Les espèces introduites vont donc interagir avec les espèces natives et peuvent impacter celles-ci au travers d'interactions trophiques directes (prédation ou herbivorie) ou indirectes (compétition pour la ressource alimentaire)

(Courchamp 2003; Long 2003). Les impacts des interactions trophiques (directes et indirectes), exercées par des prédateurs introduits sur les communautés insulaires natives qui n'y sont pas adaptées, peuvent avoir des conséquences fortement néfastes sur leur survie allant parfois jusqu'à leur extinction locale ou globale. L'impact de prédateurs introduits (tels que les chats et rats) sur la biodiversité insulaire, et en particulier sur le groupe des oiseaux, a été bien documenté et les mammifères introduits ont été reconnus comme responsable de l'extinction de 34% des 176 espèces ou sous-espèces d'oiseaux qui se sont éteintes depuis le 17^{ème} siècle et dont 93% étaient endémiques d'îles (Ceballos & Brown 1995; Blackburn *et al.* 2004; Towns *et al.* 2006; Medina *et al.* 2011). Ces interactions par compétition et/ou prédation interviennent également entre les différentes espèces introduites. Cependant, il est fréquent qu'une espèce introduite (e.g. proie principale telle que le rat ou le lapin) constitue une ressource alimentaire importante pour une autre espèce introduite (e.g. super-prédateur tel que le chat) et facilite ainsi l'installation et la survie du super-prédateur introduit. Ce processus de facilitation entre espèces introduites peut aboutir à un phénomène d'hyperprédation et précipiter l'extinction d'une proie secondaire indigène (e.g. une espèce d'oiseau menacée) (Courchamp *et al.* 1999a, 2003; Bonnaud *et al.* 2007; Peck *et al.* 2008). Par ailleurs, le super-prédateur introduit (e.g. chat), par la pression de prédation qu'il exerce sur la population de méso-prédateur introduit (e.g. rat), contribue à la régulation des effectifs de ce dernier et peut parfois limiter son impact sur la biodiversité indigène (Courchamp *et al.* 1999b). Enfin, il existe des cas encore plus complexes où des espèces introduites vont faciliter mutuellement l'invasion de l'autre, en établissant entre elles des relations écologiques à bénéfice réciproque. C'est le cas observé par exemple sur une île méditerranéenne où une espèce végétale invasive, le *Carpobrotus sp.*, tire bénéfice de la consommation de ses graines par le rat noir (*R. rattus*) qui représente un agent disperseur primaire (via leur déjections). Or, la situation peut se complexifier encore quand un super-prédateur tel que le chat vient s'insérer dans le réseau trophique en consommant les rats (qui ont consommé les graines de *Carpobrotus sp.*) et en permettant donc la dispersion secondaire de ces graines sur de plus grandes distances (prédateur très mobile) sans que la potentialité de germination des graines ne soit trop affectée (Bourgeois *et al.* 2004).

Un des moyens les plus efficaces pour étudier les interactions trophiques entre espèces consiste à analyser leurs régimes alimentaires. Ainsi, l'étude comparée du régime alimentaire des chats, des deux espèces de rats (*R. rattus* et *R. exulans*) et du Martin-chasseur des Gambier permettra de révéler les interactions trophiques principales existant entre ces

espèces, d'évaluer leurs impacts respectifs, et ainsi, d'obtenir des informations permettant de proposer des mesures de gestion adaptées afin de mieux conserver cette espèce d'oiseau en danger critique d'extinction. La prise en considération de la complexité de ces interactions trophiques entre espèces natives et introduites au sein des écosystèmes insulaires dans le cadre d'actions de conservation (contrôle ou éradication) apparaît comme primordial afin d'anticiper d'éventuels effets cascades pouvant s'avérer contre-productifs par rapport à l'objectif de ces mesures de gestion (e.g. relâche de méso-prédateur ou de compétiteur ; voire Chapitre 1 Introduction Générale) (Courchamp *et al.* 1999b, 2003). Finalement, ce schéma simplifié des interactions trophiques entre espèces natives et introduites peut être transposé à de nombreux contextes insulaires et les résultats de cette étude pourront, *via* leur participation à l'amélioration de la compréhension du fonctionnement des écosystèmes insulaires, être utiles à la conservation d'autres espèces indigènes menacées (e.g. Martin-chasseur des Marquises -CR- par exemple).

Références bibliographiques :

- BirdLife International. (2013) Species Factsheet: *Todiramphus gambieri*. <http://www.birdlife.org/datazone/species>.
- Blackburn T. M., Cassey P., Duncan R. P., Evans K. L. et Gaston K. J. (2004). Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. *Science*, **305**, 1955-1958.
- 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. *Journal of mammalogy*, **88**, 1074-1081.
- Bourgeois K., Vidal E., Suehs C. M., Médail F. (2004) Extreme invasional meltdown: multi-trophic interactions catalyse Mediterranean island invasions. In: Medecos Ecology, Conservation and Management Arianoutson M, Papanastasis VP. Millpress Science Publisher (ed.), Rotterdam, Netherlands 1-5.
- Bruner P. L. (1972) The birds of French Polynesia. In Pacific Science Information Center, Bernice P. Bishop (ed.), Museum, Honolulu, United States of America. 101-102.
- Ceballos G., And Brown J. H. (1995) Global Patterns of Mammalian Diversity, Endemism, and Endangerment. *Conservation Biology*, **9**, 559-568.
- Coulombe G. (2010) Resource selection and space use of the critically endangered Tuamotu kingfisher (*Todiramphus gambieri*). Unpublished Master of Science (ed.), University of Missouri-Columbia, United States of America, p65.
- Coulombe G. (2009) Étude du martin-chasseur des gambier (*Todiramphus gambieri*) sur l'atoll de Niau. Société d'Ornithologie de Polynésie « MANU » (ed.) Papeete, French Polynesia, p65.
- Coulombe G. L., Kesler D. C., Gouni A. (2011) Agricultural coconut forest as habitat for the critically endangered Tuamotu Kingfisher (*Todiramphus gambieri gertrudae*) *Auk*, **128**, 283-292.
- Courchamp F., Chapuis J-L et Pascal M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, **78**, 347-383.
- Courchamp F., Langlais M., Sugihara G. (1999b) Cats protecting birds: modelling the mesopredator effect. *Journal of Animal Ecology*, **68**, 282-292.
- Courchamp F., Langlais M., Sugihara G. (1999a) Control of rabbits to protect island birds from cat predation. *Biological Conservation*, **89**, 219-225.
- Courchamp, F., Langlais M., Sugihara G. (2000) Rabbits killing birds: modelling the

- hyperpredation process. *Journal of Animal Ecology*, **69**, 154-164.
- Dupon J. F. (1985) Disaster preparedness and disaster experience in French Polynesia. Pacific Islands Development Program, East West Center (ed.), Honolulu, United States of America, p 86.
- Dupon J. F. (1986) Atolls and the cyclone hazard: a case study from the Tuamotu Islands. Environmental Case Studies. South Pacific Study 3 (ed.) Nouméa, New Caledonia, p6.
- Gouni A., Sanford G. (2003) L'avifaune de Niau (Polynésie française) en février 2003, cas particulier : le Martin-Chasseur, *Todiramphus gambieri niauensis*. Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu » (ed.), Papeete, French Polynesia, p 44.
- Gouni, A., Zysman. T. (2007) Oiseaux du Fenua. Tahiti et ses îles. Tethys Editions (ed.), Papeete, French Polynesia, p239.
- Gouni A., Noiret C., Tehei T., Tahua J-B. (2004) Etude du Martin de Niau, *Todiramphus gambieri niauensis*. Mise en place d'un programme de conservation. Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu » (ed.), Papeete, French Polynesia, p62.
- Gouni A., Kesler, D. C., Sarsfield, R., Tehei, T., Gouni, J., Butaud, J., Blanc, L., Durieux, J., Marie, J., Lichtlé, A., (2006) Étude du Martin-chasseur des Gambier (*Todiramphus gambieri niauensis*) sur l'atoll de Niau. Société d'Ornithologie de Polynésie "Manu"(ed.), Papeete, French Polynesia, p67.
- Holyoak D. T., Thibault J.-C., (1977) Habitats, Morphologie et inter-actions écologiques des oiseaux insectivores de Polynésie Orientale. *L'Oiseau et R.F.O.*, **47**, 123-124.
- Holyoak, D. T., Thibault, J. C. (1984) Contribution à l'étude des oiseaux de Polynésie orientale. *Memoires du Museum National d'Histoire Naturelle*, **127**, 1-209.
- International Union for the Conservation of Nature [IUCN]. (2013) Red list of threatened species. Version 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org>>.
- Kesler D. C., Laws R. J., Allison S. C., Gouni A., Stafford J. D. (2012) Survival and Population Persistence in the Critically Endangered Tuamotu Kingfisher, *The Journal of Wildlife Management*, **76**, 1001-1010.
- Long, J. L. (2003) Introduced mammals of the world: their history, distribution, and influence. CABI Publishing (ed.), Wallingford, United Kingdom.
- McCallum J. (1986) Evidence of predation by kiore upon lizards from the Mokohinau Islands. *New Zealand Journal of Ecology*, **9**, 83-88.
- Medina F. M., Bonnaud E., Vidal E., Tershy B. R., Zavaleta E. S., Donlan C. J., Bradford S., Keitt B., Le Corre M., Horwath S. V., Nogales M. (2011) A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology*, **17**, 3503-3510.
- Pascal M., Le Guyader H., Simberloff D. (2010) Invasions biologiques et préservation de la biodiversité. *Revue Scientifique et Technique (International Office of Epizootics)*, **29**, 367-385.
- 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. Animal Conservation*, **11**, 65-74.
- Towns D. R., Atkinson I. A. E., Daugherty C. H. (2006) Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, **8**, 863-891.
- Whitaker A. H. (1978) The effects of rodents on reptiles and amphibians. in The Ecology and Control of Rodents in New Zealand Nature Reserves Dingwall P.R., I. A. E. Atkinson, and C. Hay, Department of Lands and Survey Information Series 4 (ed.), Wellington, New Zealand, 75-86.

5.2. Living among invasives: The critically endangered Tuamotu Kingfisher as a case study.

5.2.1. Abstract

The introduction of mammalian predators like cats (*Felis silvestris catus*) and rats (*Rattus sp.*) on islands have caused the extinction of many native species, and particularly birds. Introduced predators represent the major threat for 40% of the currently endangered island bird species. They can affect native bird population survival through direct (predation) and/or indirect (exploitative competition for food resource) trophic interactions. In this study, we aimed at investigating both direct and indirect trophic interactions between 3 invasive predators (*F. s. catus*, *R. rattus* and *R. exulans*) and a critically endangered island bird, the Tuamotu Kingfisher, through the comparative analysis of their diet. Thus, we collected and analyzed a total of 578 cat scats, 295 rat digestive tracts (218 *R.exulans* and 77 *R.rattus*) and 186 kingfisher pellets using both morphological and molecular diet methods. Our results showed that although two different and complementary diet methods were simultaneously used, no Tuamotu Kingfisher were identified in cat and rat diet samples, suggesting that the predation by these invasive predators do not represent the main threat for the survival of the Tuamotu Kingfisher population. However, the results provided by the detailed morphological diet analysis conducted in this study showed that terrestrial arthropods (especially Dictyoptera, Coleoptera and Dermaptera) and lizards (both Skinks and Geckos) represented the most shared prey between the 4 studied predators. Moreover, the trophic niche overlap between the Tuamotu Kingfisher and cats was low, but was very high between the Tuamotu Kingfisher and the two rat species. This suggests a high potential for an exploitative competition between this bird and both introduced rat species, particularly on terrestrial invertebrates (Dyctioptera and Coleoptera) and lizards (Skinks). We finally discussed our results in the perspective of the Tuamotu Kingfisher conservation.

Keywords: Island bird conservation, Introduced predators, Direct and indirect trophic interactions, Predation, Exploitative competition, *Todiramphus gambieri*, *Felis silvestris catus*, *Rattus exulans*, *Rattus rattus*.

5.2.2. Introduction

It is now clearly established that biological invasions, and particularly invasive predators like cats (*Felis silvestris catus*) and rats (*Rattus sp.*), are responsible of more than 50% of the past island bird extinctions recorded over the last centuries and still represent the major threat for 40% of the currently endangered island bird species (King 1985; Atkinson 1989; Courchamp *et al.* 2003; Blackburn *et al.* 2004, 2005; Ricketts *et al.* 2005; Duncan & Blackburn 2007; Loehle & Eschenbach 2012).

Invasive rats have been introduced on more than 80% of the world's oceanic islands (Atkinson 1985; Russell *et al.* 2011). The three most invasive rat species, Polynesian rat (*Rattus exulans*), Norway rats (*Rattus norvegicus*) and ship rats (*Rattus rattus*), have colonized respectively 24% ($n = 30$), 36% ($n = 44$) and 50% ($n = 61$) of the 123 world's archipelagos (Russell *et al.* 2011). *R. exulans* was the first rat species introduced on the Pacific islands, dispersed by the Polynesian immigrants from south-east Asia over the last 3,500 years (Matisoo-Smith *et al.* 1998; Matisoo-Smith *et al.* 2009). A second invasive wave of *Rattus sp.* occurred in the Pacific island with the arrival of European explorers 300 years ago who introduced the cosmopolitan invasive rats (*R. norvegicus* and *R. rattus*) (Atkinson 1985; Harris *et al.* 2009). Consequently, many of the Pacific islands currently host more than one of these three invasive predators that usually compete (e.g., Baker 1946; Storer 1962; Williams 1972; Twibell 1973; Spennemann 1997; Russell & Clout 2004; Harper & Veitch 2006; Russell *et al.* 2011).

Additionally, because cats are domestic animals that prey upon rodents, on boats, cats travelled around the world with humans and were able to colonize and to establish feral populations in at least 5% of the world's ~179,000 small and medium islands, from subantarctic islands to arid islands with no fresh water (Derenne 1976; Pascal 1980; Tabor 1983; Atkinson 1989; Courchamp *et al.* 2003; Medina *et al.* 2011).

The invasive success of rats and cats is mainly due to their high fecundity and adaptability to new environments. Moreover, their opportunistic and generalist predatory behaviors allow them to feed on the most available prey species, increasing the diversity of their diet, and to shift from one resource type to another (Drake *et al.* 1989; Fitzgerald & Turner 2000; Caut *et al.* 2008; Bonnaud *et al.* 2011). Thus, cats and rats have fed on many types of native and introduced prey, including vertebrates (mainly mammals, birds, and reptiles) and invertebrates (mainly insects), with much of the variation explained by prey availability, and are identified

as a leading cause of decline, extirpation, and extinction of island species (Dowding & Murphy 2001; Knowlton *et al.* 2007; Jones *et al.* 2008; Harris 2009; Nogales & Medina 2009; Towns *et al.* 2006, 2009; Bonnaud *et al.* 2011).

The French Polynesian Islands (118 main islands), located in the center of Pacific Ocean, have also been colonized by invasive cats and rodents (e.g. *R. norvegicus*, *R. rattus*, *R. exulans* and *Mus musculus*), most of islands hosting at least one of these species. This area is included within the 35 biodiversity hotspots (Mittermeier *et al.* 2011) and its avifauna, counting numerous endemic and threatened species, has a huge importance for earth's biodiversity. As island species have evolved in the absence of strong predation or competition pressures they are generally highly vulnerable to invasive predators due to their lack of defense, escape or aggressive behavior (Dulloo *et al.* 2002). Birds are particularly affected with, for example 18 of 25 endemic landbird species threatened to extinction (Gouni & Zysman 2007). Among them, the Tuamotu Kingfisher (*Todiramphus gambieri*) is critically endangered (CR) and is one of the world's most threatened bird species. The subspecies became extinct in the Gambier Islands in the late 19th century (Holyoak & Thibault 1984), and this species is currently restrict to Niau Atoll (26km²) in the Tuamotu Archipelago with a population of around only 125 individuals (BirdLife International 2013; IUCN 2013). *R. rattus*, *R. exulans* and cats, present on Niau Atoll, were suspected as one of the possible cause of the Tuamotu Kingfisher's rarefaction through predation and competition for food (Gouni *et al.* 2006; Coulombe *et al.* 2011; Kesler *et al.* 2012).

The impact of invasive predators on island bird populations is usually assessed through their predation upon native birds (e.g. quantification consumption through predator's diet analysis) (e.g. Stapp 2002; Harper 2007; Medina *et al.* 2011, Bonnaud *et al.* 2012). However, invasive predators could also affect bird populations through indirect trophic interactions like competition for food resources. Exploitative competition occurs when predators feed on the same resources (Schoener 1983; Dickman 2003). The introduction of one or several predator species on small islands, where terrestrial food resource is limited, could lead to an exploitative competition with native terrestrial birds and could decrease native bird survival and population size. King (1980) listed competition as a contributing factor in 11% of the extinctions of birds from oceanic islands since 1600. However, the impact of potential food competition between invasive predators and native island species has rarely been studied (but see Clark 1982; Harris 2009; Bonnington *et al.* 2013). Thus, to better understand native species decline, both predation and competition for food need to be studied. Working on such

interactions are even more required if they appeared in a context of multi-invaded island where several invasive predators can affect native species simultaneously and through direct and/or indirect interactions.

In this work, we aimed to study both direct and indirect trophic interactions that can potentially negatively affect the critically endangered Tuamotu Kingfisher population on an island counting 3 invasive predators (*F. s. catus*, *R. rattus* and *R. exulans*). We analyzed the diet of these 4 sympatric and interacting predator species (the Tuamotu Kingfisher and the 3 invasive predators) to (i) evaluate the predation pressure of these 3 invasive predators on the Tuamotu Kingfisher population and (ii) assess a possible competition for food between all these species by comparing the extent of their trophic niche breadths and possible overlaps. However, since the Tuamotu Kingfisher population size is very low, predation events on this bird should be rare. To avoid missing any kingfisher predation event in cats and rats diet samples we used a combination of 2 different and complementary approaches for diet analysis. Diet samples were first analyzed through the widely used morphological identification of prey remains in diet samples (hereafter the morphological method), and then analyzed through a PCR-based method using group-specific primer pairs targeting Birds, Lizards and Invertebrates and make it possible the detection and identification of targeted prey trace DNA in diet samples (hereafter the molecular method). We finally discussed our results in the perspective of the Tuamotu Kingfisher conservation.

5.2.3. Materials and methods

Field sample collection was conducted on Niau Atoll (16°10'S, 146°22'W) (Tuamotu Archipelago, South Pacific Ocean) (Figure 5.2.), the last island where Tuamotu Kingfisher can be found, during four missions between November 2009 and March 2011. We sampled 6 main habitat types: 2 feo forests, dense primary forest growing on jagged fossilized limestone coral, (low and high), 3 *Cocos nucifera* plantations (abandoned, cultivated and intensively cultivated) and the last habitat, wetlands dominated by Shoreline Purslane *Sesuvium portulacastrum* and Jamaica Swamp Sawgrass *Cladium mariscus* (Butaud 2007).

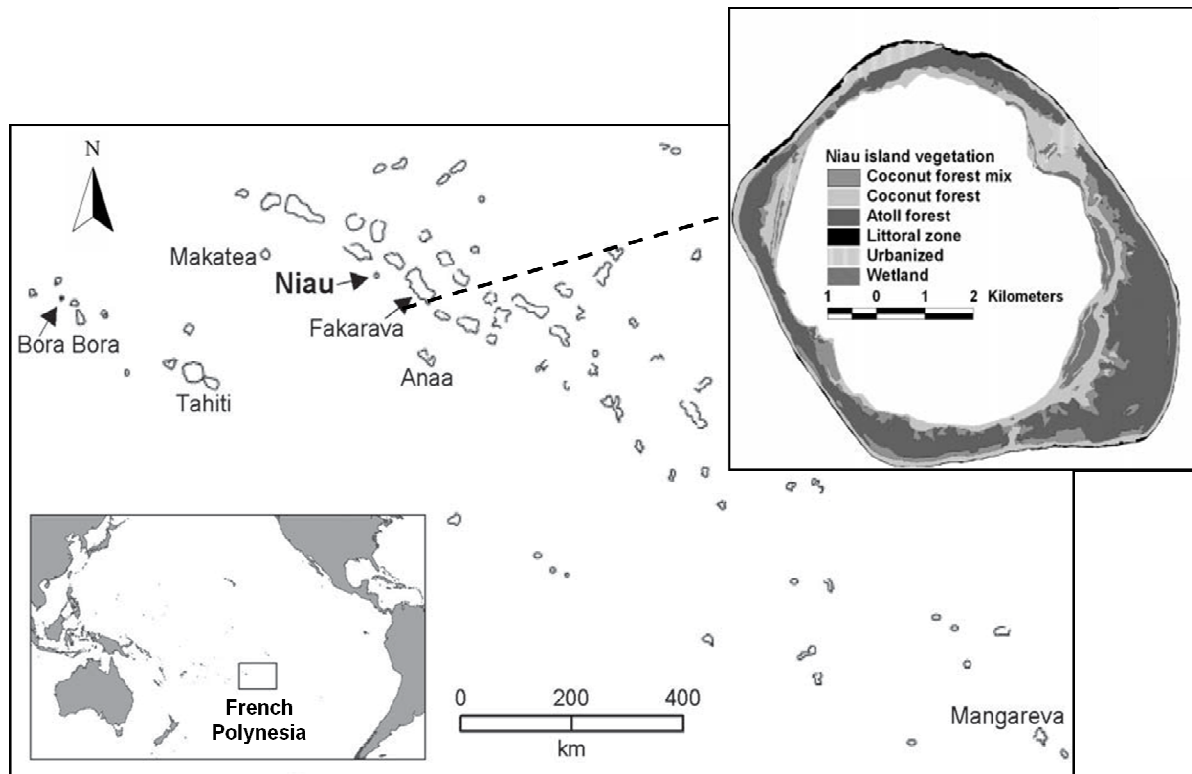


Figure 5.2. : Location of Niau Atoll in the Tuamotu archipelago in French Polynesia (modified from Coulombe *et al.* 2011 and Kesler *et al.* 2012).

Morphological and molecular diet analyses were conducted on rat's digestive tracts, cat's scats and Kingfisher's pellets. Kingfisher's pellets were collected during the last field session when found below nests or perches while cat and rat diet samples were collected during the 4 field sessions. Rats were trapped in each habitat along a 320m rat-transect counting 40 snap-traps, set over five consecutive nights and checked early each morning. Trapped rats were identified, weighted, sexed and dissected. Their alimentary tracts were collected and conserved in 90% ethanol during transport and then frozen until examination. Cat's scats were collected across all the island paths, isolated in Ziploc bags and frozen until being analyzed.

5.2.4. Morphological diet analysis

The stomach content of each rat was extracted, homogenized and the entire volume analyzed. In parallel, the three last faeces of each rat were extracted from the terminal part of each gut and homogenized to constitute rat faecal content to be analyzed. Cat scats were analyzed by washing over a 0.5-mm sieve under a stream of hot water and separating all items such as hairs, feathers, bone fragments, teeth, scales and insect chitin (Nogales *et al.* 1988; Bonnaud *et al.* 2007). Bird pellets were dried and individually analyzed.

The identification of each prey remain was performed under dissecting microscope and using reference materials. Each remain was assigned to one of the 8 prey categories when possible: small mammals, plants (fruits, seeds and other), fishes, birds, lizards, gastropods, terrestrial arthropods and crustaceans. Terrestrial arthropods were identified up to Order level and other unidentified arthropods were grouped in undetermined categories. Formicidae were separated from the other Hymenoptera and larvae, other than Lepidoptera, was considered separately. Crustaceans were separated in Decapoda, Amphipoda and Isopoda.

5.2.4.1. Molecular diet analysis

DNA extractions were realized on rat and cat diet samples using the DNeasy mericon food kit (Qiagen) extraction protocol and following Zarzoso-Lacoste *et al.* (2013) recommendations. DNA concentrations were adjusted to a maximum of 300ng/ml to reduce the concentration of possible remaining inhibitors (Morin *et al.* 2001).

Five group-specific primer pairs were used in this study. Three of them were Bird-specific and targeted the Cytochrome Oxydase subunit I (cox1) gene, namely: BirdF1-BirdR1 (Kerr *et al.* 2007), BirdF1-CintR2 (Kerr *et al.* 2007; Patel *et al.* 2010) and OSXF-OSXR2 (Zarzoso-Lacoste *et al.* in prep). We carefully ensured that these 3 primer pairs efficiently amplified Tuamotu Kingfisher DNA. Another was Invertebrate-specific, C1J1718-nancy C1N2191, and also targeted the cox1 gene (Simon *et al.* 1994). However, the Lizard-specific primer pair, LZF1-LZR3, was designed in this study to amplify a 350pb fragment of 12S gene. The sequence alignment from which this primer pairs was designed is available in Annex 12. The specificity of the Lizard-specific primer pair was then tested on 24 target and 53 non target species (15 plants, 16 vertebrates and 22 invertebrates) belonging to the prey bank used in Zarzoso-Lacoste *et al.* (2013) and was validated. The five primer pairs and their corresponding expected annealing temperature and amplicon length are reported in Table 5.1..

PCR protocols were optimised in a final volume of 25µl containing 1 µM 10x buffer with MgCl₂, 0.2 µM of dNTPs, 0.5 µM of each primer, 1.5 U of Taq DNA polymerase combined with and 1µl of sample DNA extraction.

Target taxon	Target gene	Name	Sequence	Source	Fragment size (pb)	Annealing temperature (T°C)
Bird	Mitochondrial Cox1	BIRDF1 (F)	TTCTCCAACCACAAAGACATTGGCAC	Kerr <i>et al.</i> 2007	700	64
		BIRDR1 (R)	ACGTGGGAGATAATTCCAAATCCTG	Kerr <i>et al.</i> 2007		
		BIRDF1 (F)	TTCTCCAACCACAAAGACATTGGCAC	Kerr <i>et al.</i> 2007		
		AWCintR2 (R)	ATGTTGTTTATGAGTGGGAATGCTATG	Patel <i>et al.</i> 2010	250-300	56
		OsxF (F)	TTATCCGTGCAGAACTTGG	Zarzos-Lacoste <i>et al.</i> in prep		
		OsxR2 (R)	GACTAGTCAGTTCCGAA	Zarzos-Lacoste <i>et al.</i> in prep		
Invertebrate	Mitochondrial Cox1	C1J1718 (F)	GGAGGATTTGGAAATTGATTAGTTCC	Simon <i>et al.</i> 1994	500	48
		C1N2191 (R)	GAAGTTTATATTTAATTTACCGGG	Simon <i>et al.</i> 1995		
Lizard	Mitochondrial 12S	LZF1 (F)	AACTCAAACCTCCAAGGACTTGG	This study	350	58
		LZR3 (R)	CGCTCCAGGGCTAATTTAAG	This study		

Table 5.1.: Description and amplification conditions of group-specific primers used in this study. Forward (F) and Reverse (R) primers are signaled following primer names.

All PCRs were 95°C for 5min, followed by 40 cycles of 94°C for 1min, 1min at the annealing temperature given in Table 5.1., 72°C for 1min, then 72°C for 10min. All PCR runs included two positive controls (Bird DNA) to confirm suitable reaction conditions, a PCR blank to check for cross-contamination and three negative controls containing *R. rattus*, *R. exulans* and *F. s. catus* pure DNA.

Prey detection was assessed through the migration of PCR products on agarose gel which allow determining whether targeted taxon was present or not in each diet samples (Corse *et al.* 2010; Zarzos-Lacoste *et al.* 2013).

Because we particularly focused on the detection and identification of birds (and especially Tuamotu Kingfisher) in cat and rat diet samples, all the Bird amplicons were sequenced by GATC biotech company (Sanger technology). Bird sequencing provided sequences corresponding each time to single species. However, because we were more interested in the Frequency of Occurrence of Invertebrates and Lizards in each predator diet than on the systematic identification of these prey, we used group-specific primer to detect their presence in every sample but we only randomly sequenced 10 samples containing Invertebrates and Lizards for each predator species to confirm that each prey taxon was properly targeted. Then, Invertebrates and Lizards were identified by the morphological method. Since Invertebrate and Lizard PCR products provided unreadable chromatographs showing a superposition of multiple DNA sequences from various species, the products providing the more intense band pattern were mixed together (for each target prey taxon and predator type), cloned and purified (respectively pGEM®-T Easy Vector cloning kit and PureYield™ Plasmid

Miniprep Start-Up Kits, Promega) before being sequenced to provide unique species sequences. Finally, all the sequences were compared with publicly available sequences in GenBank using a BLAST search (Altschul *et al.* 1990).

For Birds, evolutionary analyses were conducted in MEGA5 (Tamura *et al.* 2011). The phylogenetic relationship was inferred using the Neighbor-Joining method (Saitou & Nei 1987) and the degree of information redundancy was assessed by bootstrap resampling of 2000 pseudo replicate datasets (Felsenstein 1985). The evolutionary distances were computed using the Kimura 2-parameter method (Kimura 1980).

5.2.4.2. Data analyses

The 8 previous prey categories defined for the morphological analysis were used to calculate trophic niche breadth and to compare diet composition for the 4 predator species.

For each predator species, we determined the Prey Occurrence (PO) of each prey category and the minimum Prey Number identified in these categories (PN). We calculated the Prey Occurrence Frequency of each prey category per predator (POF), the Mean Prey Number on the total number of samples per predator (MPN) and the Mean Prey Number in samples containing this prey (MPNi). We also calculated the proportion of prey occurrence on the total number of prey occurrence recorded in all the samples of a predator (Pi_{PO}) and the proportion of the prey number on the sum of the total number of prey recorded in all the samples of a predator (Pi_{PN}).

Trophic Niche Breadth was calculated following Levins' formula (Levins' NB) (Levins 1968; Krebs 1989): $B = 1/\sum p_i^2$, where p_i is the fraction of prey item i in the diet ($\sum p_i = 1.0$), and, n is the number of prey groups. This measure varies between 1 and the total number of prey groups found in the diet. If only 1 prey group is eaten, the niche breadth is 1. The more evenly the different prey groups are consumed, the higher is the niche breadth. Levins' Standardized formula for Niche Breadth (Levins' SNB) (Krebs 1999) was used to calculate diet breadth: $BA = (B-1)/(n-1)$, where n is 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.

We calculated dietary overlap between species pairs using Pianka's modification to the Mac Arthur and Levin measure of niche overlap (Pianka 1973; Krebs 1999): $O_{jk} = \sum P_{ij} P_{ik} / \sqrt{(P^2_{ij} P^2_{ik})}$ where j and k are the 2 predator species being compared. Niche overlap ranges from 0 to 1 with 0 representing no overlap in diet and 1, complete overlap. It is generally

considered that values of Pianka's index (O_{jk}) higher than 0.6 means that there is a biologically significant niche overlap for the resource(s) examined (Wallace 1981). Diet overlap were calculated based on Prey Number (PN) and Prey Occurrence (PO). We performed non-parametric bootstraps (by resampling each dataset with replacement) so as to produce 95% confidence intervals around niche overlap indices.

5.2.5. Results

A total of 295 rat digestive tracts (218 *R. exulans* and 77 *R. rattus*), 578 cat scats and 186 Tuamotu Kingfisher pellets were collected and were morphologically analyzed. A minimum of 4444 prey were identified in a total of 1059 diet samples.

5.2.5.1. Kingfisher predation

A total of 28 consumption events on bird species were detected, among the 873 cat and rat diet samples studied, combining both morphological and molecular approaches. 23 were morphologically detected in both cat scats (PN_{cat}=20, PO_{Fcat}=5.7%) and rat digestive tracts (PN_{rat}=3, PO_{Frat}=1.1%) but a higher number of predation events (n=26) were detected through the molecular approach in cat (PN_{cat}=18, PO_{Fcat}=5.1%) and rat (PN_{rat}=8, PO_{Frat}=3.0%) diet samples. The molecular detection of birds failed in two cat diet samples in which only 1 or 2 quills were found and that do not contained enough bird DNA of sufficiently high quality to be amplified.

Among the 23 morphologically detected birds, only 6 were identified to the species level. 24 out of the 26 detected birds provided identifiable sequences allowing their molecular identification to the species level. Bird identifications were consistent between both approaches and revealed the consumption of the 8 bird species listed in the Table 5.2.. The remaining 4 unidentified birds on 28 corresponded to diet samples (2 *R. exulans*, 2 *F.s.catus*) No evidence of kingfisher predation was formally identified (see detailed results in Zarzoso-Lacoste *et al.*, *in prep*).

Predator	<i>Puffinus lherminieri</i>	<i>Sterna bergii</i>	<i>Anous stolidus</i>	<i>Gygis alba</i>	<i>Pluvalis fulva</i>	<i>Ptilinopus coralensis</i>	<i>Acrocephalus atyphus</i>	<i>Gallus gallus</i>
Fsc	1	4	0	0	0	6	2	5
Rr	1	0	1	0	1	0	0	0
Re	0	0	0	1	0	2	0	0

Table 5.2. : Number of bird individuals identified to the species level (using both molecular and morphological approaches) in cat (Fsc) and rat (Rr=*R.rattus* and Re=*R.exulans*) diet samples.

5.2.5.2. Diet of native and invasive predators

The Tuamotu Kingfisher almost exclusively preyed on lizards (FO=94.1%), terrestrial arthropods (FO=92.0%) and crustaceans (FO=43.0%) (Table 5.3.). Skinks were the lizard type the most consumed (69.0% of identified the lizards) but Geckos were also widely eaten (FO=31.0%). Among the identified terrestrial arthropods Coleoptera (FO=73.1% and MNP=1.2 prey per pellet), Dictyoptera (FO=37.1% and MNP=0.5 prey per pellet), Formicidae (FO=22.0% and MNP=0.5 prey per pellet) and Dermaptera (FO=11.0% and MNP=0.1 prey per pellet) were the most frequently and abundantly preyed taxa. All the consumed Crustaceans were Decapoda.

Cat diet was mainly composed of small mammals (i.e. rodents, FO= 96.5%, NMP=1.4 rat per scat). Cats also preyed upon terrestrial arthropods (FO=44.3%) and lizards (FO=23.0%). Geckos were the lizard type the most consumed by cats (83.0% of identified the lizards). Among the terrestrial arthropods, Dictyoptera were the most frequently and abundantly consumed prey taxa (FO=50.0% of the identified terrestrial arthropods) followed by Dermaptera (FO=26.2%), Coleoptera (FO=12.1%), Lepidoptera (FO=5.5%) and Hymenoptera (non Formicidae) and Orthoptera (FO=5.1% for both).

Rat diet was mainly composed of plants (POF=93.5% and 87.6% for *R.rattus* and *R.exulans* respectively), invertebrates (POF=89.6% and 84.4% for *R.rattus* and *R.exulans* respectively), and lizards (POF=57.1% and 32.1% for *R.rattus* and *R.exulans* respectively). However, *R.rattus* consumed lizards (MPN=0.6 and 0.3 for *R.rattus* and *R.exulans* respectively) and terrestrial arthropods (MPN=6.4 and 2.4 for *R.rattus* and *R.exulans* respectively) more frequently than *R. exulans*. For both rats, skinks were the most consumed lizard type (91.7% and 85.4% of the identified lizards for *R. rattus* and *R. exulans* respectively). Among the identified terrestrial arthropods consumed; Dictyoptera (POF=29.8% and 51.9% for *R.rattus* and *R.exulans* respectively), Formicidae (POF=48.0% and 28.4% for *R.rattus* and *R.exulans* respectively), non Lepidopteran larvae (POF=51.9% and 29.8% for *R.rattus* and *R.exulans* respectively) and Coleoptera (POF=58.4% and 16.5% for *R.rattus* and *R.exulans* respectively) were the most frequently and abundantly preyed taxa.

	<i>Felis silvestris catus scats (n=578)</i>						<i>Todiramphus gambieri pellets (n=186)</i>							
	PO	PN	POF	MPN	MPNI	PI_PO	PI_PN	PO	PN	POF	MPN	MPNI	PI_PO	PI_PN
Lizard	133	162	0.2301	0.2803	1.2180	0.0898	0.0850	175	389	0.9409	2.0914	2.2229	0.4098	0.4023
Gekkonidae	56	73	0.0969	0.1263		0.0378	0.0383	80	102	0.4301	0.5484		0.1874	0.1055
Scincidae	15	15	0.0260	0.0260		0.0101	0.0079	145	226	0.7796	1.2151		0.3396	0.2337
undetermined lizard	62	74	0.1073	0.1280		0.0419	0.0388	52	61	0.2796	0.3280		0.1218	0.0631
Terrestrial arthropoda	256	367	0.4429	0.6349	1.4336	0.1729	0.1925	171	486	0.9194	2.6129	2.8421	0.4005	0.5026
Undetermined terrestrial arthropoda	13	13	0.0225	0.0225		0.0088	0.0068	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Undetermined insecta	27	27	0.0467	0.0467		0.0182	0.0142	9	10	0.0484	0.0538		0.0211	0.0103
Coleoptera	31	39	0.0536	0.0675		0.0209	0.0205	136	220	0.7312	1.1828		0.3185	0.2275
Formicidae	4	5	0.0069	0.0087		0.0027	0.0026	41	101	0.2204	0.5430		0.0960	0.1044
Hymenoptera (#formicidae)	13	13	0.0225	0.0225		0.0088	0.0068	7	8	0.0376	0.0430		0.0164	0.0083
Homoptera	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Orthoptera	13	13	0.0225	0.0225		0.0088	0.0068	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Diptera	5	5	0.0087	0.0087		0.0034	0.0026	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Hemiptera	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	2	2	0.0108	0.0108		0.0047	0.0021
Dictyoptera	128	136	0.2215	0.2353		0.0864	0.0714	69	85	0.3710	0.4570		0.1616	0.0879
Dermaptera	67	86	0.1159	0.1488		0.0452	0.0451	20	21	0.1075	0.1129		0.0468	0.0217
Thysanoptera	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Lepidoptera	14	15	0.0242	0.0260		0.0095	0.0079	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Larvae (#Lepidoptera)	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Odonata	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	3	6	0.0161	0.0323		0.0070	0.0062
Mallophage	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
siphonaptera	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Diplopoda	8	9	0.0138	0.0156		0.0054	0.0047	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Chilopoda	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Acarina	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Scorpiones	6	6	0.0104	0.0104		0.0041	0.0031	1	1	0.0054	0.0054		0.0023	0.0010
Araneae	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	31	41	0.1667	0.2204		0.0726	0.0424

<i>(suite)</i>	<i>Felis silvestris catus</i> scats (n=578)							<i>Todiramphus gambieri</i> pellets (n=186)						
	PO	PN	POF	MPN	MPNI	PI _{PO}	PI _{PN}	PO	PN	POF	MPN	MPNI	PI _{PO}	PI _{PN}
Total crustaceans	4	4	0.0069	0.0069	1.2073	0.0027	0.0021	80	91	0.4301	0.4892	1.0000	0.1874	0.0941
Decapoda	4	4	0.0069	0.0069		0.0027	0.0021	80	91	0.4301	0.4892		0.1874	0.0941
Amphipoda	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Isopoda	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Gastropoda	82	99	0.1419	0.1713	1.2073	0.0554	0.0519	1	1	0.0054	0.0054	1.0000	0.0023	0.0010
fish	98	98	0.1696	0.1696	1.0000	0.0662	0.0514	0	0	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
bird	22	22	0.0381	0.0381	1.0000	0.0149	0.0115	0	0	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
small mammal	558	826	0.9654	1.4291	1.4803	0.3768	0.4334	0	0	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
plant	328	328	0.5675	0.5675	1.0000	0.2215	0.1721	0	0	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
total	1481	1906				1.0000	1.0000	427	967				1.0000	1.0000
Levins' NB						4.2261	3.7425						2.7514	2.3625
Levins' SNB						0.4609	0.3918						0.2502	0.1946

	<i>R.exulans</i> digestive tracts (n=218)							<i>R.rattus</i> digestive tracts (n=77)						
	PO	PN	POF	MPN	MPNI	PI_PO	PI_PN	PO	PN	POF	MPN	MPNI	PI_PO	PI_PN
Lizard	70	70	0.3211	0.3211	1.0000	0.1493	0.0832	44	44	0.5714	0.5714	1.0000	0.2115	0.0603
Gekkonidae	7	7	0.0321	0.0321		0.0149	0.0083	2	2	0.0260	0.0260		0.0096	0.0027
Scincidae	41	41	0.1881	0.1881		0.0874	0.0488	22	22	0.2857	0.2857		0.1058	0.0301
undetermined lizard	22	22	0.1009	0.1009		0.0469	0.0262	20	20	0.2597	0.2597		0.0962	0.0274
Terrestrial arthropoda	184	534	0.8440	2.4495	2.9022	0.3923	0.6350	69	493	0.8961	6.4026	7.1449	0.3317	1.0000
Undetermined terrestrial arthropoda	4	4	0.0183	0.0183		0.0085	0.0048	4	4	0.0519	0.0519		0.0192	0.0081
Undetermined insecta	43	43	0.1972	0.1972		0.0917	0.0511	15	15	0.1948	0.1948		0.0721	0.0304
Coleoptera	39	42	0.1789	0.1927		0.0832	0.0499	24	24	0.3117	0.3117		0.1154	0.0487
Formicidae	62	164	0.2844	0.7523		0.1322	0.1950	37	130	0.4805	1.6883		0.1779	0.2637
Hymenoptera (#formicidae)	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Homoptera	1	1	0.0046	0.0046		0.0021	0.0012	3	3	0.0390	0.0390		0.0144	0.0061
Orthoptera	9	9	0.0413	0.0413		0.0192	0.0107	6	6	0.0779	0.0779		0.0288	0.0122
Diptera	8	37	0.0367	0.1697		0.0171	0.0440	4	6	0.0519	0.0779		0.0192	0.0122
Hemiptera	2	2	0.0092	0.0092		0.0043	0.0024	2	3	0.0260	0.0390		0.0096	0.0061
Dictyoptera	65	67	0.2982	0.3073		0.1386	0.0797	40	51	0.5195	0.6623		0.1923	0.1034
Dermoptera	8	8	0.0367	0.0367		0.0171	0.0095	3	3	0.0390	0.0390		0.0144	0.0061
Thysanoptera	1	1	0.0046	0.0046		0.0021	0.0012	2	2	0.0260	0.0260		0.0096	0.0041
Lepidoptera	11	30	0.0505	0.1376		0.0235	0.0357	5	19	0.0649	0.2468		0.0240	0.0385
Larvae (#Lepidoptera)	36	80	0.1651	0.3670		0.0768	0.0951	45	214	0.5844	2.7792		0.2163	0.4341
Odonata	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
Mallophage	1	1	0.0046	0.0046		0.0021	0.0012	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000
siphonaptera	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	1	1	0.0130	0.0130		0.0048	0.0020
Diplopoda	0	0	0.0000	0.0000		0.0000	0.0000	1	1	0.0130	0.0130		0.0048	0.0020
Chilopoda	15	31	0.0688	0.1422		0.0320	0.0369	5	5	0.0649	0.0649		0.0240	0.0101
Acarina	5	6	0.0229	0.0275		0.0107	0.0071	2	3	0.0260	0.0390		0.0096	0.0061
Scorpiones	2	2	0.0092	0.0092		0.0043	0.0024	1	1	0.0130	0.0130		0.0048	0.0020
Araneae	4	6	0.0183	0.0275		0.0085	0.0071	1	2	0.0130	0.0260		0.0048	0.0041

	<i>R. exulans</i> digestive tracts (n=218)							<i>R. rattus</i> digestive tracts (n=77)						
	PO	PN	POF	MPN	MPNi	Pi _{PO}	Pi _{PN}	PO	PN	POF	MPN	MPNi	Pi _{PO}	Pi _{PN}
Total crustaceans	12	12	0.0550	0.0550	1.0000	0.0256	0.0143	8	14	0.1039	0.1818	1.7500	0.0385	0.0284
Decapoda	8	8	0.0367	0.0367		0.0171	0.0095	4	4	0.0519	0.0519		0.0192	0.0081
Amphipoda	3	3	0.0138	0.0138		0.0064	0.0036	2	6	0.0260	0.0779		0.0096	0.0122
Isopoda	1	1	0.0046	0.0046		0.0021	0.0012	2	4	0.0260	0.0519		0.0096	0.0081
Gastropoda	8	30	0.0367	0.1376	3.7500	0.0171	0.0357	9	101	0.1169	1.3117	11.2222	0.0433	0.2049
fish	0	0	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	1	1	0.0130	0.0130	1.0000	0.0048	0.0020
bird	2	2	0.0092	0.0092	1.0000	0.0043	0.0024	1	1	0.0130	0.0130	1.0000	0.0048	0.0020
small mammal	2	2	0.0092	0.0092	1.0000	0.0043	0.0024	4	4	0.0519	0.0519	1.0000	0.0192	0.0081
plant	191	191	0.8761	0.8761	1.0000	0.4072	0.2271	72	72	0.9351	0.9351	1.0000	0.3462	0.1460
total	469	841				1.0000	1.0000	208	730				1.0000	1.0000
Levins' NB						2.9152	2.1706						3.5922	2.0450
Levins' SNB						0.2736	0.1672						0.3703	0.1493

Table 5.3. : Data obtained from the morphological analysis of predator diet samples, where: PO= Prey Occurrence, PN= minimum Prey Number, POF = Prey Occurrence Frequency (PO/ Total number of samples per predator), MPN= Mean Prey Number (PN/Total number of samples per predator), MPNi= Mean Prey Number in samples containing this prey (PNi/POi), Pi_{PO}= proportion of occurrence of prey "i" (POi/∑ PO per predator), Pi_{PN} = proportion of prey "i" (PNi/∑ PN per predator), Levins' NB= Levins' Niche Breadth, Levins' SNB= Levins' Standardized Niche Breadth.

Terrestrial arthropods (especially Dictyoptera, Coleoptera and Dermaptera) and lizards (both Skinks and Geckos) represented the most shared prey between the 4 studied predators.

The molecular and morphological detection, expressed in Occurrence Frequency (OF in %), of Invertebrates and Lizards for each predator species were reported in the Figure 5.3.. In Kingfisher's diet OF for molecular (OF_{mol}) and morphological (OF_{mor}) approaches were consistent for both Invertebrates ($OF_{mol}=82.26$, $OF_{mor}=92.47\%$) and Lizards ($OF_{mol}=81.18$, $OF_{mor}=94.09\%$) even if higher using the morphological approach. The same trend was observed in *R. rattus* diet samples for Invertebrates ($OF_{mol}=52.70$, $OF_{mor}=72.97\%$) and Lizards ($OF_{mol}=48.65$, $OF_{mor}=59.46\%$). In *R.exulans*' diet, Invertebrates detection results were consistent between both methods even if higher using the morphological approach ($OF_{mol}=64.95$, $OF_{mor}=73.71\%$). Conversely, Lizards detection results were higher using the molecular approach ($OF_{mol}=48.45$, $OF_{mor}=36.08\%$). In cat diet OF results of both methods were strongly dissimilar for Invertebrate ($OF_{mol}=40.11$ and $OF_{mor}=84.81\%$) and Lizard ($OF_{mol}=47.85$ and $OF_{mor}=21.37\%$). The molecular approach doubled the number of Invertebrate and Lizard detections compared to the morphological approach.

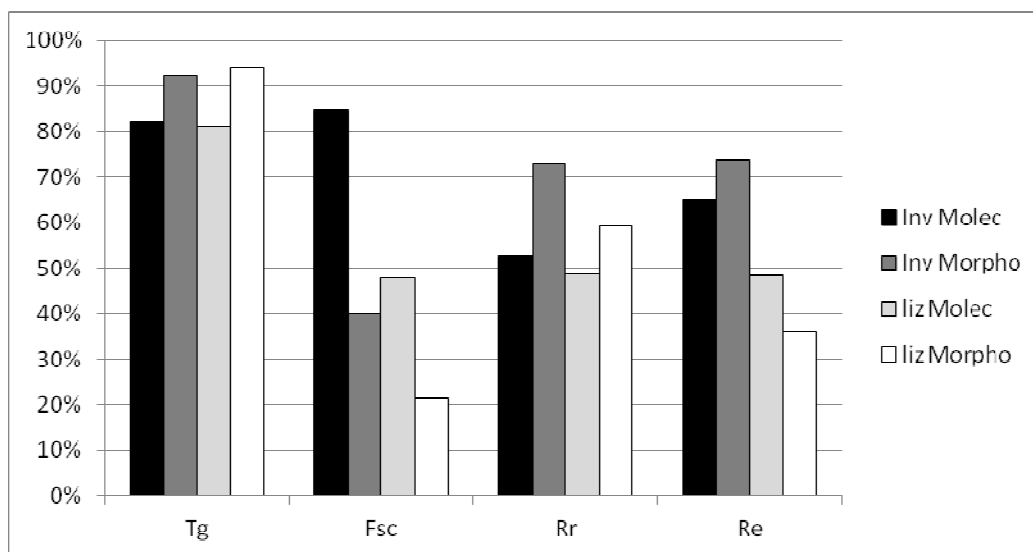


Figure 5.3. : Frequency of Occurrence (%) of Invertebrates (Inv) and Lizards (Liz) in Tg= *Todiramphus gambieri* (kingfisher), Fsc= *Felis silvestris catus* (cat), Rr= *R.rattus* (black rat) and Re= *R.exulans* (polynesian rat) diet samples, using both molecular (Molec) and morphological (Morpho) approaches.

Finally, the sequencing of invertebrate and lizard amplicons confirmed that the taxon-targeting of each group-specific primer set was appropriate. The Genbank accession numbers of the randomly amplified sequences and their best match in Genbank (BLASTn) were reported in the Annex 13.

5.2.5.3. Trophic niche overlapping among native and invasive predators

Cats had the widest standardized Levins' niche breadth (Levins' SNB=0.46) followed by *R.rattus* (Levins' SNB=0.37), *R. exulans* (Levins' SNB=0.27) and Tuamotu Kingfisher (Levins' SNB=0.25).

When Pianka's Index was calculated on the basis of the number of occurrence of each prey (Pi_{PO}), it revealed a low overlap (<0.6) between cats and Kingfisher and a significant overlap (>0.6) between all the other predator pairs (Wallace 1981). When Pianka's Index was calculated on the basis of the number of prey (Pi_{PN}) the overlap between cats and the two rat species became non significant. Moreover, the diet overlap become really high between the Kingfisher and the two rat species (80% and 80.4% for *R. exulans* and *R. rattus* respectively) and between the two rats species (97%) (Table 5.4.).

	Fsc-Re	Fsc-Rr	Fsc-Tg	Re-Rr	Re-Tg	Rr-Tg
Pi _{PO}	0.6108	0.6352	0.3620	0.9854	0.6319	0.7132
Bootstrap quantile [95%]	[0.0034 ; 0.6246]	[0.4968 ; 0.6294]	[0.3841 ; 0.3853]	[0.8245 ; 0.8870]	[0.6372 ; 0.6551]	[0.7104 ; 0.7311]
Pi _{PN}	0.4879	0.4498	0.3896	0.9694	0.7992	0.8041
Bootstrap quantile [95%]	[0.1497 ; 0.5820]	[0.1115 ; 0.6828]	[0.3152 ; 0.3836]	[0.9550 ; 0.9812]	[0.8598 ; 0.9404]	[0.6376 ; 0.8999]

Table 5.4. : Pianka's Index values for each predator pair. The significant overlaps are highlighted in bold. Pianka's Index was calculated using the Prey Occurrence (Pi_{PO}) or the minimum Prey Number (Pi_{PN}) corresponding to each food category. Tg= *Todiramphus gambieri* (kingfisher), Fsc= *Felis silvestris catus* (cat), Rr= *R.rattus* (black rat) and Re= *R.exulans* (polynesian rat).

5.2.6. Discussion

To the best of our knowledge, this study was the first that combined both morphological and molecular approaches to study the direct (predation) and indirect (competition) trophic interactions between a highly threatened bird species and 3 introduced predators on a small island. This multi-trophic approach allowed us to better understand the complexity of trophic relationships that could negatively affect the survival of this critically endangered bird on a multi-invaded island context.

5.2.6.1. Kingfisher predation

In this study, no Kingfisher was formally identified in rat and cat diet samples while two complementary methods of diet analysis were combined. The identification results of these two approaches were congruent (the 6 morphological identifications were confirmed by the molecular approach) and lead to the identification of 24 of the 28 detected birds in predator diets, but none of them was Kingfisher. This result was not surprising due to the low abundance of Tuamotu Kingfisher, and even if we cannot exclude the possible existence of predation events on this bird since 4 of the detected birds were not identified, this probability of predation would be low.

However, our results fail to support the hypothesis of Kesler *et al.* (2012) regarding the low survival of adult females (ca. 40%). These authors propose that the abnormally high mortality of adult females might be due to predation at the nest while incubating from nocturnal rats. We question the validity of this hypothesis based on the following points: (i) Tuamotu Kingfisher is a highly aggressive species and several observations of birds chasing rats from the tree holding the nest have been made (Gouni *et al.* 2006; D. Zarzoso-Lacoste, pers obs.). While rat predation on eggs or chicks is possible, direct predation on adults seems unlikely to us. Egg or chick predation by rat could more probably occur since rats, and especially *R. rattus*, are known to strongly affect small-sized birds like passerines or storm petrel but also medium to large-sized seabird populations through egg and nestling predation (Atkinson 1985; Bradley & Marzluff 2003; Jones *et al.* 2008; Zarzoso-Lacoste *et al.* 2011). While eggs are rarely left unattended (parents brood alternatively), the nestlings are more often left unprotected in their nest since their parents spend a lot of time in foraging (G. Coulombe pers comm.). Thus, nestling could be more vulnerable to rat predation than other life stages. However, although all the rats were sampled in areas where Tuamotu kingfishers nests and during both incubating and fledge-rearing periods (October-February) (Kesler *et*

*al.*2012), no egg or nestling predation on Tuamotu Kingfisher was detected in rat diet samples. (ii) From the sampling (limited study area) and analysis (recapture rate assumed to be constant between males and females) design in Kesler *et al.* (2012) study, it cannot be ruled out that the observed difference in survival between male and female Tuamotu kingfisher is an artifact arising from the higher propensity of females to move between territories between reproduction events, a typical behavior observed in birds (Greenwood 1980; Greenwood & Harvey 1982). Identifying the exact cause of decline of endangered species is crucial if we want to provide adequate mitigating actions, and a sustainable use of resources devoted to conservation program.

Our results do not either support the other hypothesis of Kesler *et al.* (2012), arguing that Tuamotu Kingfisher rarefaction could be linked to a high mortality of juveniles (approximately 90%) probably due to cat predation. Indeed, cats are known to heavily prey upon birds, particularly juveniles (Lever 1994; Nogales *et al.* 2004; Whittaker *et al.* 2007; Balogh *et al.* 2011), Furthermore, on Niau Atoll, Kingfisher juvenile behavior considerably increases their vulnerability to predation, compared to adults, since they often perch near the ground (<1 m) and call loudly to warn their parents, which may attract predators like domestic cats (Gouni *et al.* 2006; Kesler *et al.* 2012; D. Zarzoso-Lacoste, pers obs.). However, this predation on Kingfisher juveniles was not detected in this study although that lots of cat scats were collected all around the island during this critical period.

Even if our sample collection was focused during the most critical period for Tuamotu Kingfisher population, providing a large diet sample size (578 cat scats and 295 rat digestive tracts), we cannot exclude the hypothesis that our sample size was too small to detect and identify predation events on this rare bird. Therefore, increasing this sample-size and/or conducting this sampling throughout the annual cycle would increase the probability to detect predation events on the Tuamotu Kingfisher in cat and rat diet samples. If next time some predation events are detected, survival models implemented with such predation rate could be of primary importance to more precisely quantify predator impacts on this bird population and to simulate the effects of conservation management like predator population eradication or control.

Our results enhanced that cat and rat predation could not represent the unique cause of the strong Tuamotu Kingfisher mortality observed by Kesler *et al.* (2012). We must therefore consider other hypothesis, such as the impacts of competition for food or human activities for example, that may explain the maintenance of this species at such a low population size.

5.2.6.2. Diet of native and invasive predators

Until now, only anecdotic and punctual observations about the Tuamotu Kingfisher's diet based on field observations of its feeding behavior were available (Holyack & Thibault 1984; Gouni *et al.* 2006; Marie 2006; Coulombe *et al.* 2011). In this study, the analysis of a large number of pellet contents confirmed that the Tuamotu Kingfisher is a terrestrial generalist predator that essentially prey on lizards (and mainly skinks) and terrestrial arthropods (principally Coleoptera, Dycioptera and Aranea), but also on small decapods.

On this island, cats mainly preyed upon introduced rodents (*Rattus* sp.) but upon terrestrial arthropods (Dycioptera, Dermaptera and Coleoptera) and lizards (mainly geckos) wich is consistent with other cat diet studies on islands (Nogales & Medina 2009; Bonnaud *et al.* 2011).

Our results showed that the diet of the sympatric *R. rattus* and *R. exulans* was quite similar. These two generalist omnivorous predators were mainly vegetarian and fed essentially on coconuts (Daniel 1973; Clark 1982; Grant-Hoffman & Barboza 2010). They also preyed intensively upon the same terrestrial invertebrate Orders (Dictyoptera, Formicidae, non Lepidopteran larvae and Coleoptera) (Townes *et al.* 2009; St Clair 2011; Shiels *et al.* 2013) and lizard type (i.e. skinks) (Townes *et al.* 2003, 2007). This result appeared in contradiction with previous studies that revealed an habitat and resource partitioning between these coexisting and closely related species (Kami 1966 ; Shiels *et al.* 2013).

In this study, skinks were the lizard preferentially preyed on by kingfisher (70% of the identified lizards). This higher predation rate is not surprising since kingfishers are diurnal birds foraging during skinks' maximal period of activity. Rats also preyed upon lizards (Townes 2002), mainly on skinks, which is a surprising result since numerous studies reported that *R. exulans*, and especially *R. rattus*, were nocturnal or crepuscular rodents (Faugier & Pascal 2006). However, geckos were the lizard preferentially preyed on by cats, which is consistent with their crepuscular and/or nocturnal behavior (Turner & Bateson 2000).

Our study also revealed that some of the Tuamotu kingfisher's main prey were not native of this island and were probably introduced by humans over the last centuries. Among the 6 lizard species recorded on this island, 4 skinks (*Emoia cyanura*, *E. impar*, *Lipinia noctua*, *Cryptoblepharus poecilopleurus*) and 2 geckos (*Lepidodactylus lugubris*, *Gehyra oceanic*), were probably introduced by Polynesians (at the exception of *G. oceanica*) (Adler *et al.* 1995 ; Austin 1999 ; Ineich 2009 ; Hamilton *et al.* 2010). The widely consumed Dycioptera

Pycnoscelus surinamensis was also introduced and came from South-Asia (Parker *et al.* 1977; Gade & Parker 1997). Thus, the introduction of exotic species could benefit to insular biodiversity, being alternative prey for threatened species like the Tuamotu Kingfisher, and so contributing to the survival of native species (Schlaepfer *et al.* 2011). This point need to be taken into account in restoration and conservation projects to prevent unexpected trophic cascades. Only a detailed trophic analysis of the species preyed on by predators present on Niau Island can enhance our understanding of the complex trophic relationships between native and introduced species and allow researcher to anticipate potential changes in trophic interactions.

5.2.6.3. Trophic niche overlapping among native and invasive predators

Cat food niche breadth was relatively high, reflecting their consumption of prey as different as small mammals, lizards, birds, terrestrial arthropods, crustaceans, gastropods, fishes and plants, which is consistent with their generalist and opportunistic predatory behavior on islands (Nogales & Medina 2009; Bonnaud *et al.* 2011). Rat food niche breadths were relatively small, similar to the Tuamotu kingfisher, but narrower than cat's niche breadth.

The degree of overlap in diet and food habitats represents a major interspecific relation that could strongly influence competition between species. Low overlap may indicate a low potential for competition or competitive exclusion. Likewise, extensive overlap may indicate a high potential for competition or a very abundant resource (Colwell & Futuyma 1971, Litvaitis *et al.* 1996).

Our results showed that *R. rattus* and *R. exulans* food overlap was very high and seemed to corroborate a high competition for food, these predators preying upon the same prey as suggested by the analysis of their diet. This study also revealed that Tuamotu Kingfisher's diet strongly overlapped both rats' diet which could indicate an exploitative competition, especially on 2 particular prey, namely terrestrial invertebrates (Dyctioptera and Coleoptera Orders) and lizards (Scincidae Family) (Gouni *et al.* 2004). Finally, the food overlap between cats and kingfisher was low although the similarity of their diet showed that they used to share invertebrate prey such as Coleoptera, Dyctioptera and Dermaptera, or lizard prey like Gekkonidae.

However, our molecular detection results of invertebrates and lizards in kingfisher's and both rats' diet were consistent, even if slightly lower, with those provided by the morphological method, confirming the importance of these prey in their diet. However, the

molecular detections of these prey in cat diet were substantially higher than those provided using the morphological method. The predation of lizard and invertebrate by cats could be underestimated through the morphological approach, and thus, the trophic diet overlap between cats and kingfishers should be more important than observed in this study.

The exploitative competition on the Dytioptera (Total Number of Prey=325), Coleoptera (=339) and/or Dermaptera (n=118) Orders between these 4 predators seemed to be corroborated by this preferred consumption while lots of other invertebrates were available. These 3 Orders of relatively large invertebrates can be highly nutritive (compared to other invertebrates) and may be preferentially and intensely preyed on by the 3 invasive predators, and so being less available for the Kingfishers. Such exploitative competition for resources may reduce prey abundance (e.g. Towns 2002) and so food availability for kingfishers. This can affect the survival of these birds, particularly during their breeding season where food resource is crucial for adults, nestlings and fledglings, and so decrease their population dynamics (Harris *et al.* 2009; Kesler *et al.* 2012). Indeed, the reduction food availability through exploitative competition has been proved to reduce bird breeding success (Bonnington *et al.* 2013). However, other indirect interactions can strongly affect bird population. For example, the sole predator presence can increase strongly enough the prey's perception of predation risk to seriously affect prey population dynamics, independently from the predation process itself (Zanette *et al.* 2011). Because reducing predation risk through anti-predation behavior (e.g. avoidance grouping, vigilance, escape responses, alarm calls, and defenses against predators) may increase survival in the short term, reducing predation risk will often result in a decrease in resources available for survival in the long term, or for fecundity, reducing overall fitness and these are likely to have negative effects on other aspects of their fitness and population dynamics (Cresswell 2008; Zanette *et al.* 2011). Therefore the global effect of predators on a prey population may be far greater than those induce by predation alone, especially if the development of anti-predator behavior is responsible for a decrease in reproduction performance and an increase in prey mortality (Lima 1998; cresswell 2008).

Finally, the accurate understanding of overall invasive predator impacts is of great conservation concern, since it can determine whether or not control or eradication should be undertaken. If indirect impacts are strong upon native endangered wildlife of islands, therefore, land managers do not need to have evidence of strong predation to justify these conservation programs.

5.2.6.4. Perspectives for Tuamotu Kingfisher conservation management

Although that no predation events on Tuamotu Kingfisher's eggs, nestlings or juveniles were recorded in this study, due to our numerous observations on field we think that juveniles are probably the most vulnerable life stage to predation. Moreover this life stage was considered to be potentially critical by Kesler *et al.* (2012) for the survival of the Tuamotu Kingfisher population. Thus, cat eradication was proposed as a possible conservation tool (Gouni *et al.* 2007; Kesler *et al.* 2012).

However, as suggested by our results on trophic behavior, attention should be paid to the potential trophic cascade that could occur after cat eradication. Since rats represent the first prey of cats and also a potential predator and competitor for the Tuamotu Kingfisher, a cat eradication on Niau Atoll could lead to an increase of rat population size and to an increase in both predation (mesopredator release) and competition (competitor release) interactions with this endangered bird (Courchamp *et al.* 1999, 2003; Caut *et al.* 2007, 2009). Regarding nest predation by rats, this threat probably occurs rarely since (i) parents rarely leave eggs and chicks alone (D. Coulombe pers. com.) and (ii) metal predator guard bands put by managers efficiently protect most of the known Kingfisher nests (Kesler *et al.* 2012). However, the increase of food competition between the 2 rat species and Kingfisher on some staple prey like skinks, Dytioptera and Coleopetra could negatively affect the population survival of this bird, especially during the breeding season when adults and juveniles required more abundant and high quality food resources (Kesler *et al.* 2012). Thus, we recommend removing cats and the 2 rat species on Niau Island simultaneously to prevent the potential deleterious effect of such surprise effect.

If eradication cannot be planned due to logistic and/or cost issues, an alternative management strategy could consist in a control of cat and rats during the Tuamotu Kingfisher's breeding season (October-February) and could be focused only on its breeding sites. This management, relatively easy to conduct, could highly increase the population dynamics of Tuamotu kingfishers (Kesler *et al.* 2012). The decrease of potential predation by cats and rats on the key life stages of this bird and the release of competition pressure on food resources would undoubtedly be helpful for this bird during this critical period.

5.2.7. Acknowledgments:

We would like to thank Tetai Tehei, Sophie Gagne, Carole Putois, Thierry Autai, Guillaume Albar, Julie Champeau from SOP & CRIP NGOs for their valuable help in the field, Benoit

Pisanu, Marcela Nino, Julie Tanet, Quentin Delforge, Jean-Yves Meunier, H el ene Dem eringo and Coralie Santelli for their help with the morphological analysis of rat diet. Thanks to Samah Gasmi, Frederic Cadoret and the Qiagen technical support team for their useful molecular recommendations. Finally we thank the Fakarava Unesco Reserve, the Tahiti Museum “Musée de Tahiti et ses  iles” and all the people from Niau island for their welcome and their interest in this study. This study was supported by FRB (Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité), and DZL was supported by a PhD fellowship granted by the ‘Ecole Doctorale des Sciences de l’Environnement’ (ED 251).

List of references:

- Adler G. H., Austin C. C., Dudley R. (1995) Dispersal and speciation of skinks among archipelagos in the tropical Pacific Ocean. *Evolutionary Ecology*, **9**, 529-541.
- Altschul S .F., Gish W, Miller W, Myers E .W., Lipman D. J. (1990) Basic local alignment search tool. *Journal of Molecular Biology*, **215**, 403-410.
- Atkinson I. A. E. (1985) The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effect on island avifaunas. In Conservation of island birds: case studies for the management of threatened island species, ICBP Technical Publication, Moors P. J. (Ed.), Cambridge, United Kingdom, 35-81.
- Atkinson I. A. E. (1989). Introduced animals and extinctions,. In Western D., Pearl M.C. (Ed.), Conservation for the Twenty-First Century, Oxford University Press, New York, United States of America, 54-75.
- Austin C. C. (1999) Lizards took express train to Polynesia. *Nature*, **397**, 113-114.
- Baker R. H. (1946) A study of rodent populations Guam, Mariana Islands. *Ecological Monographs*, **16**, 394-408.
- Balogh A. L., Ryder T. B., Marra P. P. (2011) Population demography of gray catbirds in the suburban matrix: sources, sinks and domestic cats. *Journal of Ornithology*, **152**, 717-726.
- BirdLife International. (2013) Species Factsheet: *Todiramphus gambieri*. <http://www.birdlife.org/datazone/species>.
- 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., Cassey P., Duncan R. P., Evans K. L., Gaston K. J. (2005). Response to comment on “Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands”. *Science*, **307**, 1412.
- Blackburn T., Cassey P., Duncan R. P., Evans K. L., Gaston K. J. (2007) Threats to Avifauna on Oceanic Islands Revisited. *Conservation Biology*, **22**, 492-494.
- Bonnaud E., Medina F. M., Vidal E., Nogales M., Tershy B., Zavaleta E., Donlan C. J., Keitt B., Le Corre M., Horwath S. V. (2011) The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. *Biological Invasions*, **13**, 581-603.
- 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., Bourgeois K., Vidal E., Kayser Y., Tranchant Y., Legrand J. (2007) feeding ecology of a feral cat population on a small mediterranean island. *Journal of mammalogy*, **88**, 1074-1081.
- Bonnington C., Gaston K. J., Evans K. L. (2013) Fearing the feline: domestic cats reduce avian fecundity through trait-mediated indirect effects that increase nest predation by other species. *Journal of Applied Ecology*, **50**, 15-24.
- Bradley J. E., Marzluff, J. M. (2003). Rodents as nest predators: influence on predatory behavior and consequences to nesting birds. *Auk*, **120**, 1180-1187.
- Butaud J. (2007)  tude de la flore vasculaire de l’atoll soulevé de Niau, cartographie de sa végétation, caractérisation de l’habitat du Martin-Chasseur de Niau, et priorités de conservation. Société d’Ornithologie de Polynésie «Manu», Papeete, French Polynesia, p38.

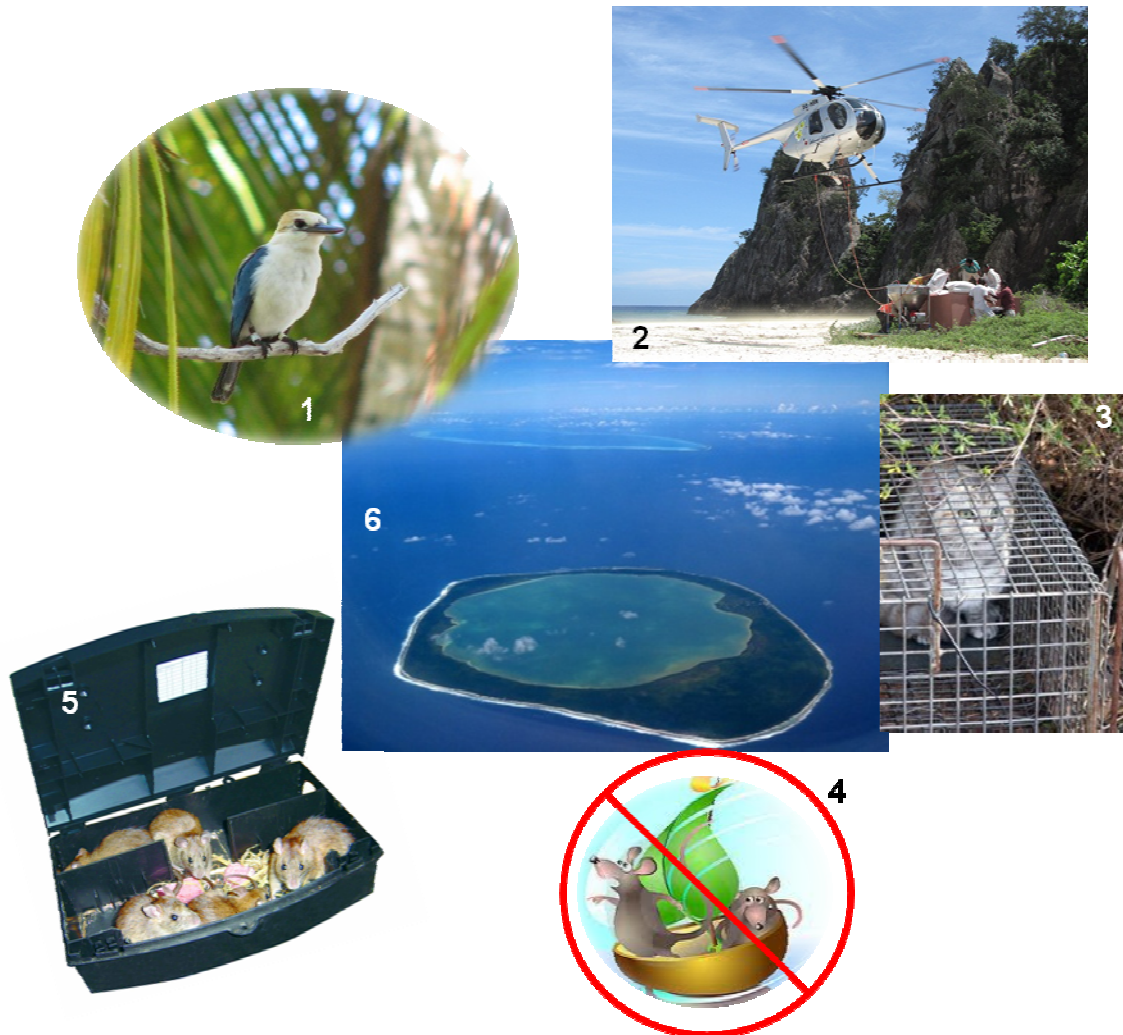
- Caut S., Angulo E., Courchamp F. (2008) Dietary shift of an invasive predator: rats, seabirds and sea turtles. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 428-437.
- Caut S., Angulo E., Courchamp F. (2009) Avoiding surprise effects on Surprise Island: alien species control in a multitrophic level perspective. *Biological Invasions*, **11**, 1689-1703.
- Caut S., Casanovas J.G., Virgos E.S., Lozano J., Witmer G.W., Courchamp F. (2007) Rats dying for mice: modelling the competitor release effect. *Austral Ecology*, **32**, 858-868.
- Clark D. A. (1982) Foraging patterns of black rats across a desert-montane forest gradient in the Galapagos. *Biotropica*, **13**, 182-194.
- Colwell R. R., Futuyma D. J. (1971) On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*, **52**, 567-572.
- Corse E., Costedoat C., Chappaz R., Pech N., Martin J-F., Gilles A. (2010) A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 96-108.
- Coulombe G. L., Kesler D. C., Gouni A. (2011) Agricultural coconut forest as habitat for the critically endangered Tuamotu Kingfisher (*Todiramphus gambieri gertrudae*) *Auk*, **128**, 283-292.
- Courchamp F., Chapuis J-L et Pascal M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, **78**, 347-383.
- Courchamp F., Langlais M., Sugihara G. (1999) Cats protecting birds: modelling the mesopredator effect. *Journal of Animal Ecology*, **68**, 282-292.
- Cresswell W. (2008) Non-lethal effects of predation in birds, *ibis*, **150**, 3-17.
- Daniel M. J. (1973) Seasonal diet of the ship rat (*Rattus rattus*) in lowland forest of New Zealand. *Proceedings of the New Zealand Ecological Society*, **20**, 21-30.
- Derenne P. (1976) Notes sur la biologie du chat haret de Kerguelen. *Mammalia*, **40**, 531-595
- Dickman C. R. (2003) Species interactions: direct effects, In *Ecology: An Australian perspective*. P. Attiwill & B. Wilson (ed.), Oxford University Press, Oxford, United Kingdom, 140-157.
- Dowding J. E., Murphy E. C. (2001) The impact of predation by introduced mammals on endemic shorebirds in New Zealand: a conservation perspective. *Biological Conservation*, **99**, 47-64.
- Drake J. A., Mooney H. A., di Castri F., Groves R. H., Kruger F. J., Rejmánek M., Williamson M. (1989) Biological invasions: a global perspective. SCOPE Report, Wiley (ed), Chichester, United Kingdom, p525.
- Dulloo M. E., Kell, S. R., Jones, C. G. (2002) Impact and control of invasive alien species on small islands. *International Forestry Review*, **4**, 277-285.
- Duncan R. P., Blackburn T. M. (2007) Causes of extinction in island birds *Animal Conservation* **10**, 149-150.
- Faugier C., Pascal M., (2006) Insectivores et Rongeurs de France: le rat noir *Rattus rattus* Linnée, 1758. *Arvicola*, **17**, 42-53.
- Felsenstein J. (1985) Confidence limits on phylogenies: An approach using the bootstrap. *Evolution*, **39**, 783-791.
- 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. & Bateson P. (Ed.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 152-175.
- Gade B., Parker E. D. Jr (1997) The effect of life cycle stage and genotype on desiccation tolerance in the colonizing parthenogenetic cockroach *Pycnoscelus surinamensis* and its sexual ancestor *P. indicus*. *Journal of Evolutionary Biology*, **10**, 479-493.
- Gouni A., Kesler, D. C., Sarsfield, R., Tehei, T., Gouni, J., Butaud, J., Blanc, L., Durieux, J., Marie, J., Lichtlé, A., (2006) Étude du Martin-chasseur des Gambier (*Todiramphus gambieri niauensis*) sur l'atoll de Niau. (ed.) Société d'Ornithologie de Polynésie "Manu", Papeete, French Polynesia, p67.
- Gouni A., Noiret C., Tehei T., Tahua J-B. (2004) Etude du Martin de Niau, *Todiramphus gambieri niauensis*. Mise en place d'un programme de conservation. Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu » (ed.), Papeete, French Polynesia, p62.
- Gouni, A., Zysman. T. (2007) Oiseaux du Fenua. Tahiti et ses îles. Tethys Editions (ed.), Papeete, French Polynesia, p239.
- Grant-Hoffman M. N., Barboza P. S. (2010) Herbivory in invasive rats: criteria for food selection. *Biological Invasions*, **12**, 805-825.
- Greenwood J. (1980) Mating Systems, Philopatry And Dispersal In Birds And Mammals *Animal Behaviour*, **28**, 1140-1162.

- Greenwood P. J., Harvey P. H. (1982) The natal and breeding dispersal of birds. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **13**, 1-21.
- Hamilton A. M., Zug G. R., Austin C. C. (2010) Biogeographic anomaly or human introduction: a cryptogenic population of tree skink (*Reptilia: Squamata*) from the Cook Islands, Oceania. *Biological Journal of the Linnean Society*, **100**, 318-328.
- Harper G. A. (2007) Detecting predation of a burrow-nesting seabird by two introduced predators, using stable isotopes, dietary analysis and experimental removals. *Wildlife Research*, **34**, 443-453.
- Harper G. A., Veitch C. R. (2006) Population ecology of Norway rats (*Rattus norvegicus*) and interference competition with Pacific rats (*R. exulans*) on Raoul Island, New Zealand. *Wildlife Research*, **33**, 539-548.
- Harris D. B. (2009) Review of negative effects of introduced rodents on small mammals on islands. *Biological Invasions*, **11**, 1611-1630.
- Holyoak, D. T., Thibault, J. C. (1984) Contribution à l'étude des oiseaux de Polynésie orientale. *Memoires du Museum National d'Histoire Naturelle*, **127**, 1-209.
- Ineich I. (2009) Inventaire herpétologique de l'île de Maïao, archipel de la Société (Polynésie française) *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **130-131**, 51-63.
- International Union for the Conservation of Nature [IUCN]. (2013) Red list of threatened species. Version 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org>>.
- Jones, H. P., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Croll, D., Keitt, B., Finkelstein, M. Howald, G. (2008) Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. *Conservation Biology*, **22**, 16-26.
- Kami H. T. (1966) Foods of rodents in the Hamakua District, Hawaii. *Pacific Scientific*, **20**, 367-373.
- Kerr K. C. R., Stoeckle M. Y., Dove C. J., Weigt L. A., Francis C. M., Herbert P. D. N. (2007) Comprehensive DNA barcode coverage of North American birds. *Molecular Ecology Notes*, **7**, 535-543.
- Kesler D. C., Laws R. J., Allison S. C., Gouni A., Stafford J. D. (2012) Survival and Population Persistence in the Critically Endangered Tuamotu Kingfisher, *The Journal of Wildlife Management*, **76**, 1001-1010.
- Kimura M. (1980) A simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *Journal of Molecular Evolution*, **16**, 111-120.
- King W. B. (1980) Ecological basis of extinction in birds. *Acta Congressus Internationalis Ornithologici*, **2**, 905-911.
- King W. B. (1985) Island birds : will the future repeat the past ? In Conservation of Island Birds, vol. 3. ICBP Technical Publication. Moors P. J. (ed.), Cambridge, United Kingdom, 3-15.
- Knowlton J. L., Donlan C. J., Roemer G. W., Samaniego-Herrera A., Keitt B. S., Wood B., Aguirre-Muñoz A., Faulkner K. R. Tershy B. R. (2007) Eradication of non-native mammals and the status of insular mammals on the California Channel islands, USA, and Pacific Baja California Peninsula islands, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, **52**, 528-540.
- Krebs C. J. (1999) Ecological Methodology. Addison Wesley Education Publishers. (ed.), New York, United States of America, p624.
- Krebs, C. J. (1989) Ecological methodology. Harper Collins Publishers (ed.), New York, United States of America p654.
- Lever C. (1994) Naturalized animals : The ecology of successfully introduced species. T. & A. D. Poyser (ed.), London, United Kingdom, p354.
- Levins R. (1968) Evolution in changing environments. Princeton University Press (ed.) Princeton, United States of America, p120.
- Lima S. L. (1998) Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *Bioscience* **48**, 25-34.
- Litvaitis J. A., Tutus K., Anderson E. M. (1996) Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. In: Research and management techniques for wildlife and habitats. Wildlife Society. Bookhout, T. A., (ed.), Bethesda, United States of America p. 254-274.
- Loehle C., Eschenbach W. (2012) Historical bird and terrestrial mammal extinction rates and causes. *Diversity and Distributions*, **18**, 84-91.
- Marie J. (2006) Biodiversité, Biologie de la Conservation et Recherches en Entomologie Médicale: prospection entomologique sur l'atoll de Niau. Institut Louis Malardé, Papeete, French Polynesia, p19.
- Matisoo-Smith E., Hingston M., Summerhayes G., Robins J., Ross, H. A., Henty M. (2009) On the rat trail in near Oceania: applying the commensal model to the question of the Lapita colonization. *Pacific Science* **63**, 465-475.
- Matisoo-Smith E., Roberts R. M., Irwin G. J., Allen J. S., Penny D., Lambert, D. M. (1998) Patterns

- of prehistoric human mobility in Polynesia indicated by mtDNA from the Pacific rat. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **95**, 15145-15150.
- Medina F. M., Bonnaud E., Vidal E., Tershy B. R., Zavaleta E. S., Donlan C. J., Bradford S., Keitt B., Le Corre M., Horwath S. V., Nogales M. (2011) A global review of the impacts of invasive cats on island endangered vertebrates. *Global Change Biology*, **17**, 3503-3510.
- Mittermeier R. A., Turner W., Larsen F., Brooks T., Gascon C. (2011). Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In Biodiversity Hotspots. F. E. Zachos & J. C. Habel (ed.), Berlin, Germany, 3-22.
- Morin P. A., Chambers K. E., Boesch C., Vigilant L. (2001) Quantitative polymerase chain reaction analysis of DNA from noninvasive samples for accurate microsatellite genotyping of wild chimpanzees (*Pan troglodytes verus*). *Molecular Ecology*, **10**, 1835-1844.
- Nogales M., Martin A., Delgado G., Emmerson K. (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., Martin A., Tershy B. R., Donlan C. J., Veitch D., Puerta N., Wood B., Alonso J. (2004) A Review of Feral Cat Eradication on Island. *Conservation Biology*, **18**, 310-319.
- Nogales M., Medina F. M. (2009) Trophic ecology of feral cats (*Felis silvestris f. catus*) in the main environments of an oceanic archipelago (Canary Islands): An updated approach. *Mammalian biology*, **74**, 169-181.
- Parker E. D. Jr, Selander R. K., Hudson R. O., Lester L. J. (1977) Genetic Diversity in Colonizing Parthenogenetic Cockroaches. *Evolution*, **31**, 836-842.
- Pascal M. (1980) Structure et dynamique de la population de chats haret de l'Archipel des Kerguelen. *Mammalia*, **44**, 161-182.
- Patel S., Waugh J., Millar C. D., Lambert D. M. (2010) Conserved primers for DNA barcoding historical and modern samples from New Zealand and Antarctic birds. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 431-438.
- Pianka E.R., (1973) The structure of lizard communities. *Annual Review Ecology and Evolution Systematics*, **4**, 53-74.
- Ricketts T. H., Dinerstein E., Boucher T., Brooks T. M., Butchart S. H. M., Hoffmann M., Lamoreux J. F., Morrison J., Parr M., Pilgrim J. D., Rodrigues A. S. L., Sechrest W., Wallace G. E., Berlin K., Bielby J., Burgess N. D., Church D. R., Cox N., Knox D., Loucks C., Luck G. W., Master L. L., Moore R., Naidoo R., Ridgely R., Schatz G. E., Shire G., Strand H., Wettengel, W., Wikramanayake E. (2005) Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **102**, 18497-501.
- Russell J. C., Clout M. N. (2004) Modelling the distribution and interaction of introduced rodents on New Zealand offshore islands. *Global Ecology and Biogeography*, **13**, 497-507.
- Russell J. C., Faulquier, L., Tonione M. A. (2011) Rat invasion of Tetiaroa atoll, French Polynesia. In Island invasives: eradication and management, IUCN (International Union for Conservation of Nature), Veitch, C. R., Clout M. N., Towns D. R. (ed.), Gland, Switzerland, 118-123.
- Saitou N., Nei M. (1987) The neighbor-joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees. *Molecular Biology and Evolution*, **4**, 406-425.
- Schlaepfer M. A., Sax D. F., Olden J. D. (2011) The Potential Conservation Value of Non-Native Species *Conservation Biology* **25**, 428-437.
- Schoener, T. W. (1983) Field experiments on interspecific competition. *American Naturalist*, **122**, 240.
- Shiels A. B., Flores C. A., Khamsing A., Krushelnycky P. D., Mosher S. M., Drake D. R. (2013) Dietary niche differentiation among three species of invasive rodents (*Rattus rattus*, *R. exulans*, *Mus musculus*). *Biological Invasions*, in press. DOI : 10.1007/s10530-012-0348-0
- Simon C., Frati F., Beckenbach A., Crespi B., Liu H., Flook P. (1994) Evolution, weighting and phylogenetic utility of mitochondrial gene-sequences and a compilation of conserved polymerase chain-reaction primers. *Annals of the Entomological Society of America*, **87**, 651-701.
- Spennemann D. H. R. (1997) Distribution of rat species (*Rattus* spp.) on the atolls of the Marshall Islands: past and present dispersal. *Atoll Research Bulletin*, **446**, 1-18.
- St Clair J. J. H. (2011) The impacts of invasive rodents on island invertebrates. *Biological Conservation*, **144**, 68-81.
- Stapp P. (2002) Stable isotopes reveal evidence of predation by ship rats on seabirds on the Shiant Islands, Scotland. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 831-840.

- Storer T. I. (1962) Pacific island rat ecology: report of a study made on Ponape and adjacent islands 1955-1958. Bulletin 225, Bernice P. Bishop Museum (ed.), Honolulu. French Polynesia, p274.
- Tabor R. (1983) The Wildlife of the Domestic Cat. Arrow Books (ed.), London, United Kingdom. p223
- Tamura K., Peterson D., Peterson N., Stecher G., Nei M., and Kumar S. (2011) Mega5: Molecular Evolutionary Genetics Analysis using Maximum Likelihood, Evolutionary Distance, and Maximum Parsimony Methods. *Molecular Biology and Evolution*, **28**, 2731-2739.
- Towns D. R. (2002) Interaction between geckos, honeydew scale insects and host plants revealed on islands in northern New Zealand, following eradication of introduced rats and rabbits. UICN SSC Invasive Species Specialist Group. In Veitch C. R., Clout M. N. (ed.), Turning the tide : the eradication of invasive species. Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom, 329-335.
- Towns D. R., Atkinson I. A. E., Daugherty C. H. (2006) Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, **8**, 863-891.
- Towns D. R., Parrish G. R., Tyrrell C. L., Ussher G. T., Cree A., Newman D. G., Whitaker A. H., Westbrooked I. (2007) Responses of Tuatara (*Sphenodon punctatus*) to Removal of Introduced Pacific Rats from Islands. *Conservation Biology*, **21**, 1021-1031.
- Towns D. R., Parrish G. R., Westbrooke I. (2003) Inferring vulnerability to introduced predators without experimental demonstration: case study of Suter's skink in New Zealand. *Conservation Biology*, **17**, 1361-1371.
- Towns D. R., Wardle D. A., Mulder C. P. H., Yeates G. W., Fitzgerald B. M., Parrish G. R., Bellingham P. J., Bonner K. I. (2009) Predation of seabirds by invasive rats: multiple indirect consequences for invertebrate communities. *Oikos*, **118**, 420-430.
- Turner, D. C. & Bateson, P. (2000). The domestic cat: the biology of its behaviour. 2nd edition. Cambridge University Press (ed.) Cambridge, United Kingdom, p256.
- Twibell J. (1973) The ecology of rodents in the Tonga Islands. *Pacific Science* **27**, 92-98.
- Wallace R. K. (1981) An assessment of diet-overlap indexes. *American Fisheries Society* **110**, 72-76.
- Whittaker R. J., Fernández-Palacios J. M. (2007). Island biogeography: ecology, evolution and conservation. Oxford University Press (ed.), Oxford, United Kingdom, p416.
- Williams, J. M. (1972) Rat damage, ecology and control research. Unpublished report Department of Agriculture, Fiji.
- Zanette L. Y., White A. F., Allen M. C., Clinchy M (2011) Perceived predation risk reduces the number of offspring songbirds produce per year. *Science* **334**, 1398-1401.
- Zarzos-Lacoste D., Corse E, 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**, 117-127.
- Zarzos-Lacoste D., Corse E., Gilles A. Costedoat C., Gouni A., Vidal E. Improving detection and identification of birds in rat and cat diet samples: an application for bird conservation on a Pacific Island (Niau atoll, Tuamotu, French Polynesia) *in prep.*
- Zarzos-Lacoste D., Ruffino L., Vidal E. (2011) Limited predatory capacity of introduced black rats on bird eggs: an experimental approach. *Journal of Zoology*, **285**, 188-193.

CHAPITRE 6 : DISCUSSION ET PERSPECTIVES



1. *Todiramphus gambieri* (D. Zarzoso-lacoste), 2. Eradication de rats par hélicoptère (Fidji) (birdlife.org), 3. Contrôle des populations de chats par piègeage (trapneuterreturn.com), 4. Dispositifs de biosecurité pour éviter la réinvasion (modifié de dreamstime.com), 5. Contrôle des populations de rats par station de poison (animalcontrol.com.au), 6. Atoll de Niau (G. Coulombe).

6. Discussion

6.1. Bilan des apports et limites de la méthode d'analyse morphologique des macro-restes non digérés dans les échantillons alimentaires de chats et rongeurs invasifs et appel au développement d'approches alternatives.

Afin de mieux comprendre les processus par lesquels les prédateurs invasifs (tels que les chats et rats) affectent les populations d'oiseaux insulaires, il est nécessaire d'étudier en détail les interactions biotiques liant ces différents protagonistes. Les méthodes privilégiées dans ce type d'étude consistent à évaluer l'impact de ces prédateurs *via* 2 méthodes différentes et complémentaires. La première méthode consiste à démontrer l'effet des prédateurs introduits sur les populations d'oiseaux insulaire *via* le suivi de la dynamique de population de l'espèce d'oiseau considérée en réponse à la manipulation expérimentale de la densité du prédateur (Girardet *et al.* 2001; Jouventin *et al.* 2003; Innes *et al.* 2004; Igual *et al.* 2006; Pascal *et al.* 2008), ou *via* la comparaison des patrons de distribution des populations d'oiseaux entre des îles envahies et non-envahies par ces prédateurs (Martin *et al.* 2000; De Leon *et al.* 2006; Ruffino *et al.* 2009). La seconde approche, qui est également la plus aisée à mettre en place, consiste à analyser le régime alimentaire des prédateurs invasifs dans l'optique de révéler et quantifier l'intensité de leur impact sur les populations d'oiseaux (Stapp 2002; Harper 2007; Caut *et al.* 2008; Bonnaud *et al.* 2012).

Parmi les méthodes d'analyse de régime alimentaire existantes (incluant l'observation directe de comportements alimentaires, les analyses isotopiques ou moléculaires) (e.g. Paltridge *et al.* 1997, Jarman *et al.* 2004, Harper 2007), l'identification morphologique des macro-restes non digérés retrouvés dans les contenus stomacaux, intestinaux ou fécaux de prédateurs représente la méthode la plus traditionnellement utilisée en raison de son faible coût, de sa simplicité d'application et du nombre élevé d'échantillons qu'elle permet de traiter. Cette approche a notamment permis de démontrer et d'évaluer avec succès l'impact de la prédation des chats et rats sur de nombreuses espèces d'oiseaux insulaires, mais aussi de proposer et/ou mettre en place des mesures de conservation adaptées à la situation (e.g. Drever & Harestad 1998, Matias & Catry 2008, Faulquier *et al.* 2009, Eggleston 2010, Bonnaud *et al.* 2010). Cependant, l'utilisation de cette méthode reste contrainte par la nature très dégradée et fragmentée des restes de proies contenus dans les échantillons alimentaires de prédateurs, affectant leur probabilité de détection et d'identification et pouvant conduire à des sous- ou surestimations de la prédation de certaines proies (Reynolds & Aebischer 1991; Pires *et al.* 2011). Ces limitations nécessitent d'être mieux prises en compte en écologie trophique,

en particulier lorsque ce type d'investigation est mis en œuvre dans le cadre des préoccupations liées à la biologie de la conservation. Par exemple, une meilleure précision de la quantification de la prédation serait fortement bénéfique lorsque de ces données découle l'évaluation de l'impact des prédateurs invasifs sur des espèces d'oiseaux insulaires rares et/ou menacées d'extinction.

A notre connaissance, aucune synthèse bibliographique concernant l'analyse morphologique de régime alimentaire n'avait considéré les performances et limitations de cette approche dans l'identification des macro-restes non digérés d'oiseaux dans les échantillons alimentaires de prédateurs. Afin de réaliser un bilan des avancées et connaissances actuelles, nous nous sommes attachés à recenser l'ensemble des travaux scientifiques traitant de l'étude du régime alimentaire des chats (*F. s. catus*) et des rongeurs invasifs (*R. norvegicus*, *R. rattus*, *R. exulans* et *M. musculus*) via l'analyse morphologique des macro-restes non digérés et dans lesquels au moins un événement de prédation sur un oiseau avait été détecté (Chapitre 2). Les travaux scientifiques mentionnant que les auteurs n'avaient pas cherché à identifier les restes d'oiseaux au-delà de la Classe (Aves) ont été exclus de l'analyse. Le principal objectif de cette synthèse a été d'évaluer la performance de cette approche dans l'identification spécifique des restes d'oiseaux contenus dans les échantillons alimentaires de chats (n=54 études de régime alimentaire) et rongeurs invasifs (n=40 études de régime alimentaire). Nos résultats ont montré qu'il était globalement très difficile d'obtenir des données précises quant à l'identification des espèces d'oiseaux consommées (Day 1966; Pires *et al.* 2011) et que cette difficulté s'accroissait avec la résolution de l'identification taxonomique. Nous avons montré qu'il est par exemple plus difficile d'identifier un oiseau jusqu'à l'Espèce plutôt qu'à l'Ordre ou à la Famille sur la base de ces macro-restes non digérés. Ainsi, sur l'ensemble des travaux scientifiques analysés, seulement 44% et 18% des oiseaux consommés par les chats et rongeurs invasifs (respectivement) ont pu être identifiés jusqu'à l'Espèce. En effet, les fragments de plumes, correspondant aux restes majoritairement retrouvés dans les échantillons alimentaires de prédateurs d'oiseaux, ne permettent souvent pas l'identification au-delà de l'Ordre ou de la Famille. Cette difficulté d'identification est encore plus marquée chez les rongeurs et se situe entre les rangs taxonomiques de la Classe et de l'Ordre, la majorité des articles ne mentionnant pas une identification jusqu'à l'Ordre. Ceci est confirmé au regard du pourcentage important d'oiseaux non identifiés (Classe) dans les échantillons alimentaires de chats (27%) et rongeurs (70%). Les pourcentages d'identification

restant correspondent à ceux des niveaux taxonomiques de l'Ordre, de la Famille et du Genre (30% et 12% en cumulé pour les chats et rongeurs respectivement).

Ces résultats soulignent le principal biais de la méthode morphologique qui concerne la faible probabilité d'identification à l'espèce des restes d'oiseaux retrouvés dans les échantillons alimentaires de chats et rongeurs invasifs. Le grand nombre d'indéterminations résultant des biais techniques liés à l'utilisation de cette méthode d'analyse de régime alimentaire est, comme précisé précédemment, problématique lorsque celle-ci est utilisée pour estimer par exemple la pression de prédation exercée par un prédateur sur des populations d'oiseaux. En effet, la part d'oiseaux restant indéterminés (identifiés seulement à la Classe) correspond (i) soit à un pool d'individus où la ou les espèces cibles sont présentes (espèces d'intérêt à conserver suivant l'étude considérée), (ii) soit à des espèces non cibles. A titre d'exemple, si sur 50 occurrences d'oiseaux détectés dans le régime alimentaire d'un prédateur ($n=100$ fèces), 20 sont indéterminés, 20 correspondent à des espèces non cibles et 10 à l'espèce cible à conserver, la Fréquence d'Occurrence (FO) de l'espèce cible représentera 10% dans le régime alimentaire du prédateur et correspondra à 20% des oiseaux consommés. Maintenant, imaginons que parmi les 20 oiseaux indéterminés, 15 correspondent à l'espèce cible et les 5 autres à des espèces non cible, la FO de l'espèce à conserver sera alors de 25% dans le régime alimentaire du prédateur et représentera 50% des événements de consommation d'oiseaux. Ainsi, les conclusions concernant l'impact des prédateurs invasifs sur les populations d'oiseaux étudiés pourraient avoir été considérablement sous-estimé par rapport à l'impact réel, notamment dans le cas des études de régime alimentaire de rongeurs invasifs qui totalisent 70% d'oiseaux classés comme indéterminés.

Par ailleurs, les probabilités de détection et d'identification des macro-restes de proies vont dépendre de l'action successive de deux processus destructeurs. Le processus de mastication, dont l'intensité dépendra du type de prédateur considéré, va influencer le taux de fragmentation des macro-restes des proies ingérées et par conséquent leurs probabilités de détection et d'identification dans les échantillons alimentaires, *via* la détérioration de leurs éléments diagnostiques (e.g. structure, taille, forme, couleur). Ces mêmes éléments diagnostiques vont ensuite subir une nouvelle et intense dégradation lors du processus de digestion, rendant leur identification encore plus difficile, voire impossible (Day 1966; Harvey 1989; Tollit *et al.* 1997; Tollit *et al.* 2003). Le processus de digestion va également affecter la probabilité de détection des proies dans les échantillons alimentaires de prédateurs en raison de la dégradation différentielle de certains types de macro-restes. En effet, les

parties molles des proies (e.g. chair, organes) sont plus facilement et plus rapidement digérées que les parties chitinisées (cuticule d'invertébrés), kératinisées (poils, écailles) ou osseuses qui résistent généralement bien à au processus de digestion (Tollit *et al.* 1997; Tollit *et al.* 2003 ; Pires *et al.* 2011). Par exemple, dans le cas de la consommation d'œufs par les rongeurs invasifs, les fragments de coquilles d'œufs sont généralement écartés lors de la consommation et sont donc rarement détectés dans les estomacs ou fèces de ces prédateurs. Ces évènements de consommation d'œufs peuvent aisément demeurer indétectables du fait de la nature amorphe du contenu de l'œuf rendant sa détection très difficile et son identification impossible, de la haute digestibilité de celui-ci quelques heures après ingestion et de la mauvaise préservation des fragments de coquille d'œufs (lorsqu'ils sont présent) dans l'acidité gastrique (Norman 1970; Duffy and Jackson 1986 ; Paltridge *et al.* 1997; Drever *et al.* 2000; Stapp 2002). Ceci peut conduire à une forte sous-estimation de la consommation d'œufs par ce type de prédateur et donc à des risques de sous-évaluation de son impact sur les populations d'oiseaux. L'analyse des macro-restes non digérés ne s'appuie donc que sur l'identification des parties les plus dures non totalement détruites de proies et peut conduire à un biais (i) qualitatif de non détection de certaines catégories de proies (proies à corps mous telles que les vers par exemple) ou de parties de proies (chair, contenus d'œufs) alors qu'elles ont été ingérées, (ii) qualitatif du à la difficulté d'identification de reste de proies fortement fragmentés et dégradés (incapacité ou erreur d'identification), et/ou (iii) quantitatif en sur- ou sous-estimant le nombre de proies consommées du fait de la variation de temps de passage des différents types de macro-restes (e.g. os, plumes, poils) (voir Pires *et al.* 2011 pour plus de détails). Ainsi, les données de régime alimentaire fournies par l'approche morphologique ne procurent qu'une image biaisée de la liste d'espèces et du nombre de proies ingérées par le prédateur pouvant aboutir à une sur-ou sous-estimation de l'impact des prédateurs invasifs sur certaines espèces d'oiseaux (Gamberg & Atkinson 1988; Weaver 1993; Pires *et al.* 2011).

Les résultats de cette synthèse ont également montré que la probabilité d'identification des restes d'oiseaux était directement liée au taux de fragmentation de ces macro-restes et que ce taux était lui-même dépendant de la taille et/ou du mode d'alimentation (carnivore vs rongeur) du prédateur considéré. La taille des macro-restes est proportionnelle à celle du prédateur. Par exemple, un prédateur de taille moyenne (e.g. chat) sera à même d'ingérer des parts relativement importantes des ses proies (voire des individus entiers dans le cas rongeurs, reptiles ou passereaux) et donc de produire un taux de fragmentation des macro-restes très réduit, ce qui augmentera la probabilité d'identification de ces derniers par comparaison avec

des clés de détermination et/ou des collections de référence de restes d'oiseaux, grâce à la préservation d'au moins une partie de leurs caractéristiques discriminantes (Day 1966). Inversement, plus le prédateur sera petit (e.g. rat ou souris), plus il devra fragmenter sa nourriture pour l'ingérer et produira des restes qui, lorsqu'ils sont reconnaissables, auront perdu pour la plupart leur combinaison de critères de détermination et seront alors très difficiles à identifier. A l'effet « taille du prédateur » s'ajoute l'effet du « mode d'alimentation », par exemple un rongeur produira toujours des macro-restes plus fragmentés que ne le ferait un carnivore. Cependant, malgré notre recherche la plus exhaustive possible, nous n'avons pas pu tester correctement l'effet taille du prédateur au sein des rongeurs invasifs. Peu d'études de régime alimentaire sur les rongeurs ont mis en évidence, *via* l'approche morphologique, des événements de consommation d'oiseaux. De plus, lorsque les oiseaux étaient détectés très peu d'études ont tenté et/ou réussi à identifier les restes d'oiseaux consommés. Ce manque de références bibliographiques démontrant la consommation d'oiseaux *via* l'analyse du régime alimentaire de ces rongeurs invasifs est très surprenant puisqu'il a été avéré que ces rongeurs ont un fort impact sur les populations d'oiseaux insulaires *via* leur prédation, en particulier sur les œufs et poussins (Townes *et al.* 2006 ; Russel *et al.* 2009). Il semblerait que leurs impacts soient préférentiellement évalué de façon indirecte, (i) par observation d'évènements de disparition d'individus ou de traces de consommation laissées par les rongeurs sur des œufs ou carcasses d'oiseaux, (ii) par le suivi de la réponse des populations d'oiseaux (dynamique de population, survie, recolonisation de sites désertés) après éradication des populations de rats, (iii) par comparaison de ces paramètres entre des sites hébergeant avec/sans présence de rats ou (iv) par la comparaison des dates d'extinction d'espèces d'oiseaux insulaires et d'introduction de prédateurs grâce à l'analyse des données archéozoologiques (e.g. Hilton & Cuthbert 2010). Néanmoins, il est probable que les macro-restes d'oiseaux soient encore plus difficilement identifiables chez les petits rongeurs tels que la souris (*M. musculus*) en raison de leur petite taille d'ouverture de mâchoires pouvant les contraindre à fractionner davantage leur nourriture ou à laisser sur place les parties dures des proies après ingestion des parties molles suffisantes à leur consommation. Le fort taux de fragmentation de ces macro-restes chez ces prédateurs reconnus d'oiseaux (e.g. Cuthbert & Hilton 2004; Wanless *et al.* 2007, 2009) peut rendre l'évaluation de leurs impacts sur les populations aviaires encore plus difficile à quantifier, notamment dans le cadre de possible effets de relâche de mésoprédateurs ou compétiteurs pouvant se produire suite à des actions d'éradications de chats et/ou de rats (Courchamp *et al.* 1999a ; Caut *et al.* 2007 ; Wanless *et al.* 2007).

En revanche, les résultats de cette synthèse bibliographique ont montré que, contrairement à ce que nous aurions pu penser, la durée d'exposition des macro-restes d'oiseaux au processus de digestion n'affectait pas significativement la résolution de l'identification des oiseaux consommés, au moins chez le chat. En effet, nous aurions pu nous attendre à ce que les restes de plumes retrouvés dans l'estomac de ces prédateurs (soit en début de digestion) soient plus facilement identifiables à de plus fin niveaux taxonomiques que des plumes retrouvées dans les fèces, qui auraient alors subi l'intégralité du processus de digestion et auraient probablement perdu bon nombre de leurs éléments diagnostiques. Ce résultat intéressant révèle le fait que l'analyse des fèces de chats offre des résultats comparables à ceux obtenus avec des contenus stomacaux et valide l'intérêt de privilégier cette première méthode non létale et non intrusive en écologie trophique et en biologie de la conservation. En effet, l'abondance et la simplicité de collecter ce type d'échantillons (fèces) dans le milieu naturel permet d'effectuer un suivi temporel robuste de l'impact des prédateurs sur la biodiversité indigène en suivant l'évolution de leur régime alimentaire en fonction des saisons et/ou en réponse à une variation d'abondance ou de densité de ses proies (e.g. Paltridge 2002; Canepuccia *et al.* 2007; Bisceglia *et al.* 2008). L'effet du type d'échantillon (et donc de l'impact de la digestion) sur la résolution de l'identification des oiseaux n'a pas pu être testé pour les rongeurs invasifs dans le cadre de cette étude en raison du faible nombre de travaux scientifiques disponibles. La grande majorité des analyses de régime alimentaire de rongeurs est réalisée sur des contenus stomacaux (83% des articles) ce qui semble suggérer que l'étude de ce compartiment alimentaire soit plus aisée (moins fastidieuse et chronophage) et, en tout logique, apporte au moins d'aussi bon résultats, si ce n'est meilleurs (macro-restes moins fragmentés et dégradés), que l'analyse de leurs fèces.

Etant donné l'importance de la menace que représentent les prédateurs invasifs tels que les chats et rats pour les populations d'oiseaux insulaires, en particulier dans le contexte actuel de crise d'extinction globale, la biologie de la conservation nécessite de disposer d'outils alternatifs ou complémentaires fiables permettant d'évaluer plus précisément l'impact des prédateurs introduits afin de prioriser et d'optimiser les actions de conservation et /ou restauration à mener. Pour répondre à ces besoins, des méthodes alternatives d'étude de régime alimentaire ont récemment été développées telles que l'analyse de la composition isotopique du prédateur et de ses proies, l'utilisation d'anticorps mono- ou poly-clonaux dirigés spécifiquement contre certaines proies, la Spectrographie Proche Infra-Rouge (SPIR) ou encore les méthodes moléculaires basées sur l'amplification par PCR de fragments d'ADN

de proies cibles dans les échantillons alimentaires de prédateurs (Symondson 2002; Pompanon *et al.* 2012). Cette dernière méthode, permettant la détection sensible et spécifique de traces d'ADN appartenant à un type de proie particulier (espèce ou taxon) dans le régime alimentaire d'un prédateur puis son identification à un fin niveau taxonomique *via* les méthodes de séquençage, représente un outil particulièrement prometteur et puissant méritant d'être utilisé pour préciser les études liées à la biologie de la conservation.

6.2. Développement d'une méthode moléculaire d'analyse de régime alimentaire appliqué à la conservation des oiseaux insulaires: optimisation du protocole PCR en vue d'une amélioration de la détection et de l'identification des espèces d'oiseaux contenues dans les échantillons alimentaires de prédateurs introduits.

Importance de l'optimisation du protocole d'extraction et de la spécificité des amorces PCR

L'utilisation grandissante des outils moléculaires d'analyse de régime alimentaire au cours des dernières décennies a permis de mettre en évidence l'intérêt et l'efficacité de ces techniques dans l'étude des relations trophiques au sein d'un écosystème. La puissance de cette approche moléculaire réside dans le fait qu'elle permet d'identifier spécifiquement des séquences d'ADN de proies cibles dans des types d'échantillons alimentaires complexes et très dégradés tels que des contenus stomacaux, intestinaux ou fécaux de prédateurs, incluant même des coprolites humains datant de plus de 2000 ans, de rongeur datant de plus de 11700 ans ou encore d'une espèce de paresseux terrestre du Pléistocène éteinte depuis près de 11000 ans (Poinar *et al.* 1998, 2001; Kuch *et al.* 2002; Carreon-Martinez *et al.* 2011). Ces échantillons alimentaires sont complexes puisqu'ils sont constitués d'une matrice de fragments d'ADN d'origines multiples contenant au moins, et dans des proportions variables, l'ADN (i) du prédateur considéré, (ii) de ses proies, (iii) de ses parasites et (iv) de ses bactéries pathogènes et digestives. De plus, l'ADN des proies, ayant subi le processus de la digestion, s'y retrouve très fortement fragmenté (Taberlet *et al.* 1999; Symondson 2002; Deagle *et al.* 2006; Troedsson *et al.* 2009). Les principales difficultés à surmonter quand cette méthode d'analyse moléculaire de régime alimentaire est utilisée, est de parvenir (i) à amplifier l'ADN de la proie d'intérêt malgré son fort taux de fractionnement et (ii) d'amplifier seulement l'ADN de la proie cible.

La première difficulté peut être surmontée grâce à la sélection de primers hautement spécifiques développés en vue de l'amplification de l'ADN d'une espèce unique (Agusti &

Symondson 2001; Bowles *et al.* 2011), d'un groupe d'espèces ou taxon (Deagle *et al.* 2009; Zeale *et al.* 2011) ou encore, suivant l'objectif de l'étude, *via* l'utilisation d'amorces universelles couplées à l'utilisation des techniques d'identification par pyrosequencing (Taberlet *et al.* 2007; Rayé *et al.* 2011; Riaz *et al.* 2011; Shehzad *et al.* 2012a,b). Par exemple, l'utilisation d'amorces spécifiques d'un taxon permet de filtrer mécaniquement la diversité des espèces de proies à l'intérieur de ce taxon tout en excluant l'amplification d'espèces non ciblées. Ceci peut grandement simplifier la détection de ces proies cibles, en particulier dans des échantillons de contenus stomacaux, intestinaux ou fécaux, contenant une grande quantité et une grande variabilité de d'ADN provenant de sources variées (Jarman *et al.* 2004). La présence d'une proie cible est alors attestée par la présence d'une bande unique et de taille connue (propre à chaque couple d'amorce) lors de la migration des produits PCR sur gel d'agarose (e.g. Corse *et al.* 2010). L'utilisation de couples d'amorces ciblant des gènes mitochondriaux (ou chloroplastiques pour les plantes) permet d'augmenter la probabilité d'amplification de la proie cible puisque ces organites, les mitochondries ou les chloroplastes, sont présents en très grand nombre dans les cellules animales et/ou végétales (Hoy 1994; Alberts *et al.* 2007). Le ciblage du gène *Cox1* à l'intérieur du génome mitochondrial rend possible l'identification de séquences ADN inconnues à priori par comparaison à des séquences d'espèces disponibles dans des bases de données publiques de séquences ADN (e.g. Genbank) puisque ce gène a été largement utilisé dans des projets de barcoding du vivant (e.g. BOLD: the barcode of life data system, Ratnasingham & Hebert 2007) (Herbert *et al.* 2003; King *et al.* 2008). Enfin, l'utilisation de couples d'amorces amplifiant de relativement petites régions ou fragments d'ADN allant de 100 à 350 paires de bases (pb), ou de taille encore plus réduite (100-250 bp), est recommandée afin de s'accommoder de la nature très fragmentée de l'ADN contenu dans de tels échantillons (Taberlet *et al.* 1999; Zaidi *et al.* 1999; Deagle *et al.* 2006; Troedsson *et al.* 2009; Pompanon *et al.* 2012).

La seconde difficulté à surmonter, quand on utilise cette analyse moléculaire de régime alimentaire, est de parvenir à maximiser l'extraction de l'ADN des proies cibles (avec et parmi les différents types d'ADN contenus dans l'échantillon) tout en minimisant ou évitant la co-extraction de substances pouvant inhiber leur amplification lors de la PCR (e.g. bile, protéines, sels, complexes de polysaccharides) (Deuter *et al.* 1995; Kohn & Wayne 1997; Monteiro *et al.* 1997; Khanuja *et al.* 1999). La présence de tels inhibiteurs dans les échantillons d'ADN pourrait conduire à l'obtention de résultats d'amplification de proies

faussement négatifs et donc à la sous-estimation de la fréquence d'occurrence de celles-ci dans le régime alimentaire du prédateur.

Dans le cadre de cette thèse, j'ai choisi d'utiliser cet outil moléculaire et de l'appliquer à notre cas d'étude afin d'améliorer la détection et l'identification des espèces d'oiseaux consommés par les chats (*F. s. catus*) et rats introduits (*R. rattus* et *R. exulans*) de l'île de Niau. En particulier, nous nous sommes focalisés sur la maximisation des chances de détecter d'éventuels évènements de prédation sur le Martin-chasseur des Gambier, proie particulièrement rare sur Niau (~125 individus) et qui, si elle est consommée, sera par définition très peu fréquente dans le régime alimentaire de ces prédateurs. D'autre part, comme mis en évidence dans le chapitre 2, la méthode d'identification morphologique des macro-restes non digérés d'oiseaux présente des limites dans la détection et l'identification des proies, et en particulier dans le régime alimentaire des rats. Ces rongeurs sont connus pour être des prédateurs d'œufs et la consommation de ce type particulier de proie reste difficile à mettre en évidence *via* la méthode d'analyse morphologique et ne permet généralement pas l'identification de l'espèce à laquelle l'œuf appartient. Cependant l'utilisation de la méthode moléculaire, basée sur l'amplification de l'ADN de proies cibles contenu dans les échantillons alimentaires de prédateurs, semble pouvoir permettre de contourner ces biais de détection et d'identification des œufs consommés. Enfin, l'utilisation combinée de ces 2 méthodes d'analyse de régime alimentaire nous a permis d'exploiter au maximum les échantillons alimentaires de prédateurs, ramenés à l'issue de seulement 4 missions de terrain, depuis ce site d'étude très éloigné et difficile d'accès.

Afin d'obtenir le meilleur rendement possible d'amplification PCR de l'ADN des proies cibles, nous avons cherché à limiter au maximum toutes les sources de biais pouvant affecter ce dernier (voir Chapitre 3). Nous avons donc concentré nos efforts sur les 2 étapes clés énoncées précédemment, à savoir (i) la sélection des meilleurs amorces groupe-spécifiques possibles ciblant des taxons tels que les Oiseaux, les Invertébrés et les Plantes, et (ii) la sélection et l'optimisation du meilleur protocole d'extraction possible.

Nos résultats ont mis en lumière l'importance du test de la spécificité des couples d'amorces sur un maximum de proies cibles et non cibles (en nombre et en diversité), et de la sélection de ceux offrant les meilleurs résultats tout en tenant compte de la taille des amplicons produits. Ainsi, dans le chapitre 3 de cette thèse et les chapitres suivants utilisant des couples d'amorces spécifiques de groupes taxonomiques, nous avons uniquement sélectionné ceux présentant (i) une très forte spécificité, c'est-à-dire qui maximisaient le

nombre d'espèces amplifiées au sein du taxon d'intérêt tout en n'amplifiant pas l'ADN d'espèces n'appartenant pas à ce groupe, et (ii) un patron de migration monobande, simplifiant la lecture des résultats d'amplification PCR des proies (détection), lors de la migration des produits PCR par électrophorèse sur gel d'agarose. Ceci nous a permis de nous affranchir des biais liés à une mauvaise sélection de couples d'amorces (faible spécificité, profil de migration multibande) pouvant aboutir à des résultats de détection de proies faussement positifs ou négatifs lors de la migration des produits PCR sur gel d'agarose. De plus, la spécificité de ces couples a toujours été confirmée par les résultats de séquençage aléatoire de produits PCR, après clonage ou non, réalisés pour les amorces spécifiques des taxons suivants : Plantes, Invertébrés, Oiseaux et Lézard (voire chapitre 3, 4 et 5). Nous sommes donc confiants dans la spécificité des primers dûment sélectionnés dans le cadre de ce travail et pensons qu'ils peuvent être utiles à toute étude visant à amplifier ces taxons particuliers dans le régime alimentaire de prédateurs. Nous encourageons ainsi leur utilisation dans des études moléculaires de régimes alimentaires réalisées dans le cadre d'études scientifiques fondamentales ou plus appliquées en biologie de la conservation. Toutefois, pour les études futures et dans chaque cas ou site d'étude, nous recommandons de tester systématiquement la spécificité des amorces utilisées sur toute la gamme de proies potentielles du prédateur étudié, mais également sur des espèces non cibles (même si elles ne sont pas consommées) afin de s'assurer que les taxons cibles, et uniquement eux, sont correctement amplifiés.

Les résultats de cette étude ont également montré que la concentration finale de l'échantillon d'ADN après extraction n'était pas le principal facteur influençant le succès de l'amplification de l'ADN cible lors de la PCR. On s'attendait à ce qu'un échantillon très concentré en ADN total contienne proportionnellement plus d'ADN de la proie cible et donc que celui-ci soit plus aisé à amplifier lors de la PCR. Au contraire, la pureté de l'échantillon, représentée par le ratio d'Absorbance A_{260}/A_{280} représente le facteur clé à optimiser lors de l'extraction afin d'amplifier le rendement PCR. Ainsi, un échantillon présentant une faible concentration d'ADN total (même $< 20 \text{ ng}/\mu\text{L}$) mais une grande pureté d'échantillon ($1.8 < A_{260}/A_{280} < 2$) procure un meilleur rendement PCR qu'un échantillon fortement concentré mais de faible pureté. Or, ces 2 facteurs (concentration d'ADN et pureté de l'échantillon d'ADN) sont entièrement dépendants des performances du protocole d'extraction utilisé. Le choix du protocole d'extraction ainsi que ses caractéristiques techniques (e.g. étape de précipitation des protéines, utilisation de tablettes absorbantes d'inhibiteurs, de colonnes de

rinçage de l'ADN) vont fortement influencer la proportion d'inhibiteurs PCR qui sera co-extraite avec l'ADN total, et le bon rendement PCR sera inversement proportionnel à la quantité d'inhibiteurs présents. De plus, parmi les protocoles d'extraction testés, certains ont montré une meilleure aptitude que d'autres à extraire de l'ADN d'une large gamme de proies incluant les Plantes, Invertébrés et Oiseaux et provenant de restes aussi variés que des os, plumes, tissus, exosquelette, et matières végétales (graines, fruits, feuilles). Le choix du protocole dépend donc aussi de l'objectif de l'étude et du type de prédateur considéré. En effet, l'extraction difficile de l'ADN contenu dans les cellules de plantes nécessite l'utilisation d'un détergeant puissant (tel que le CTAB) afin de rompre les robustes parois cellulaires alors que la Protéinase K peut suffire à digérer les parois des cellules animales pour en extraire facilement l'ADN. Ainsi, le protocole d'extraction ayant obtenu les meilleurs rendements d'amplification PCR de tous ces types de proies ainsi que les meilleures valeurs de ratios d'Absorbance A260/A280 correspond au DNeasy® mericon food kit, combinant l'utilisation de CTAB et de Protéinase K, récemment développé par Qiagen et testé pour la première fois en étude moléculaire de régime alimentaire dans ce travail.

Bien que l'optimisation du protocole moléculaire ait représenté une étape très longue (~9 mois) et difficile durant cette thèse, marquée par une grande phase d'incertitude quant aux résultats à venir, une fois au point cette méthode a permis d'extraire (au rythme moyen de 96 extractions par jour) et d'analyser 1059 échantillons correspondant à des contenus alimentaires très variés (186 pelotes de régurgitation de Martin-chasseur des Gambier, 578 fèces de chat et 295 contenus intestinaux de rats). Cette méthode a ensuite largement démontré son efficacité pour la détection et l'identification de différents types de proies ingérés (Plantes, Invertébrés, Lézards, Oiseaux) (voir Chapitres 3, 4 et 5). En particulier, le DNeasy® mericon food kit nous a permis d'extraire avec succès de l'ADN amplifiable contenu dans des fèces de chats ayant passé plusieurs jours voire semaines dans le milieu naturel avant collecte, exposées aux intempéries (vent, pluie), au soleil (chaleur, UV) et ayant été stockées plusieurs mois (à sec puis au congélateur) avant d'être analysées. Ceci est probablement dû à l'efficacité de ce protocole d'extraction qui a été développé pour l'industrie agroalimentaire dans le but précis d'extraire de l'ADN d'échantillons alimentaires très variés ayant subi des transformations importantes (soumis aux irradiations, à la dessiccation, à d'importants changements de pH), parfois très dures et compactes, et dans lesquels l'ADN est fortement dégradé (parfois inférieur à 100-200 bp). Nous recommandons donc définitivement ce kit d'extraction pour les extractions d'ADN réalisées sur des

échantillons complexes, comportant potentiellement beaucoup d'inhibiteurs de PCR et dans lesquels l'ADN est très fragmenté, comme c'est le cas dans les échantillons alimentaires de prédateurs.

Application à la détection et l'identification des oiseaux dans des échantillons alimentaires de prédateurs invasifs sur l'atoll de Niau (Tuamotu, Polynésie Française)

Après optimisation du protocole moléculaire, j'ai voulu appliquer cette méthode aux échantillons de chats (*F. s. catus*) et de rats invasifs (*R. rattus* et *R. exulans*), récoltés sur l'île de Niau dans le cadre de notre d'étude, afin d'améliorer la détection et l'identification des espèces d'oiseaux consommés (voir Chapitre 4). Pour maximiser la détection et l'identification de l'ADN d'oiseaux contenus dans les échantillons alimentaires de ces prédateurs (351 fèces de chat et 268 contenus intestinaux de rats), nous avons utilisé 3 couples de primers amplifiant spécifiquement ce taxon, ciblant tous le gène mitochondrial *CoxI* mais différant par la taille des amplicons produits. Ces mêmes échantillons ont été analysés en parallèle *via* la méthode morphologique d'identification des macro-restes non digérés. Les résultats relatifs à (i) la puissance de détection et (ii) la résolution de l'identification des oiseaux consommés ont été comparés entre ces 2 méthodes.

Dans cette étude, un total de 28 occurrences d'oiseaux a été détecté sur l'ensemble des échantillons alimentaires de chats et de rats grâce à l'utilisation cumulée des méthodes morphologiques et moléculaires de régime alimentaire (Table 6.1.).

Prédateur	Méthode morphologique		Méthode moléculaire	
	Détection	Identification	Détection	Identification
Re (n=194)	2 (FO=1.03%)	0	5 (FO=2.57%)	3
Rr (n=74)	1 (FO=1.35%)	0	3 (FO=4.05%)	3
Fsc (n=351)	20 (FO=5.69%)	6	18 (FO=5.13%)	18
Total	23 (FO=3.72%)	6	26 (FO=4.20%)	24

Table 6.1. : Synthèse des résultats de détection et d'identification des restes d'oiseaux dans les échantillons alimentaires de chats (Fsc), Rat noir (Rr) et rat du Pacifique (Re) *via* les méthodes morphologique et moléculaire.

Parmi ceux-ci, 23 ont été détectés *via* l'approche morphologique et 26 *via* l'approche moléculaire, les 2 détections moléculaire manquantes correspondant à deux échecs d'amplification d'ADN d'oiseau dans des fèces de chats ne contenant seulement qu'un ou deux calamus. Les cinq non détections morphologiques correspondent exclusivement à des échantillons de rats. Parmi les 28 oiseaux détectés, seulement 6 ont pu être identifiés à l'espèce grâce à la méthode morphologique alors que 24 l'ont été *via* l'approche moléculaire (2 échecs d'identification de séquences d'oiseaux -Classe- sur les 26 détectés).

Les résultats de cette étude (Chapitre 4) rejoignent ceux du Chapitre 2 concernant les limites de l'approche morphologique. En effet, nous avons pu constater que la détection et l'identification morphologique des oiseaux étaient soumis à un effet « taille / type de prédateur » et étaient toujours de moins bonne qualité dans les échantillons alimentaire de rats. Les processus de mastication particulièrement intense chez les rongeurs et de digestion ont conduit à un taux de fragmentation et de dégradation important des macro-restes d'oiseaux, empêchant leur détection morphologique dans cinq échantillons (mais révélés par l'approche moléculaire), et ne permettant aucune identification au-delà de la Classe dans les échantillons où des restes d'oiseau avaient été détectés. A l'inverse, la détection de macro-restes d'oiseaux dans les fèces de chat était relativement aisée et la présence de plumes peu ou pas fragmentées a pu permettre, par comparaison à notre collection de référence de plumes d'oiseaux Polynésiens, l'identification à l'espèce de 6 des 20 oiseaux retrouvés dans les fèces de chats. Ce rendement de détection (23 détections morphologiques d'oiseaux sur 28 présents) et d'identification (6 identifications d'oiseaux sur 28 présents) de macro-restes d'oiseaux dans les échantillons alimentaires de chats et de rats de Niau est particulièrement faible et pointe une nouvelle fois les limitations de l'approche morphologique ainsi que les biais que cela peut induire concernant l'interprétation de tels résultats qualitatifs et quantitatifs, en particulier chez les rongeurs.

Dans cette étude, l'apport de la biologie moléculaire à été important en termes de détection mais surtout considérable par rapport au succès d'identification des espèces d'oiseaux consommées par ces prédateurs invasifs. Les cinq détections supplémentaires d'oiseaux permises par l'approche moléculaire dans des échantillons de rats ne contenant pas de reste visible d'oiseau pourraient correspondre soit à des évènements de consommation de contenus d'œufs ou dont les fragments de coquilles auraient été dissous, soit a de la consommation de tissus mous (muscles, organes) d'oiseau. La non détection de ces évènements de consommation par l'approche morphologique aurait conduit à une sous estimation de la

consommation d'oiseaux par les rats, biais quantitatif et qualitatif (identification) qui ont pu être contournés grâce à la sensibilité de la méthode moléculaire ayant permis l'amplification de l'ADN mitochondrial d'oiseau. Cependant, la méthode moléculaire ne permet pas de différencier à elle seule les stades démographiques d'oiseaux consommés (œuf, poussin, adulte) ce qui peut parfois être le cas *via* l'analyse morphologique. L'utilisation combinée de ces 2 méthodes peut donc parfois permettre d'affiner les résultats de détection d'oiseaux en ce sens. Pour les échantillons de chats, les résultats de l'analyse moléculaire ont donné des fréquences de détection proches de celles de l'analyse morphologique, et n'ont échoué à amplifier l'ADN d'oiseau que dans 2 échantillons contenant chacun un ou deux calamus. Le faible nombre d'indices de consommation d'oiseau dans ces deux échantillons semble suggérer qu'il puisse s'agir de reste d'une prédation ancienne dont tous les restes n'avaient pas encore été rejetés (voir Pires *et al.* 2011 pour plus de détail sur le temps de passage des macro-restes d'oiseaux) ou d'un épisode de nécrophagie (consommation d'un morceau de cadavre d'oiseau). Ces restes de plumes correspondent à des cellules kératinisées à partir desquelles il est difficile d'extraire de l'ADN. De plus, leur petite taille (< 1 cm) ainsi que leur faible nombre témoignent de la probable faible concentration en oiseau de ces deux échantillons. Ainsi, le sous échantillonnage d'un volume de 200 mg poudre de ces fèces n'a probablement pas permis d'obtenir une concentration suffisante d'ADN d'oiseau pour être amplifiable lors de la PCR car trop diluée dans le pool d'ADN total contenu dans l'échantillon. Le principal apport de l'utilisation de la méthode moléculaire a été d'améliorer significativement le nombre et la résolution taxonomique des identifications d'oiseaux détectés dans les échantillons de chats et de rats, comparativement aux données fournies par l'approche morphologique, tout en les confirmant. Ainsi, l'approche moléculaire nous a permis d'attester la consommation de huit espèces d'oiseaux (quatre marins, un limicole et trois terrestres) par les chats et les rats de Niau, incluant deux espèces d'oiseaux terrestres endémiques et protégés, à savoir le Ptilope des Tuamotu (classé quasi menacé -NT- par l'IUCN) (n=8 individus sur les 24 oiseaux identifiés) et la Rousserolle des Tuamotu (n=2 individus sur les 24 oiseaux identifiés). Il serait intéressant de poursuivre l'étude de l'impact de la prédation sur les populations de ces deux espèces d'oiseaux insulaires endémiques et protégés, d'autant que le Ptilope des Tuamotu correspond à l'espèce la plus consommée par les chats et rats dans cette étude. Malheureusement ces deux espèces n'ont à l'heure actuelle fait l'objet d'aucune étude approfondie sur Niau ce qui ne nous a pas permis d'évaluer précisément l'impact des rats et chats invasifs sur les populations de ces espèces. De plus, d'après nos données, un total de 20 évènements de prédation d'oiseaux a été mis en évidence

chez le chat, parmi lesquels ont été identifiés six des huit Ptilopes et les deux Rousserolles, contre huit chez les rats. Ainsi, il semblerait que le chat représente une plus grande menace que celle représentée par les rats pour l'avifaune de Niau, en particulier pour l'avifaune protégée.

Cette étude a également permis de mettre en lumière la puissance des méthodes de reconstructions phylogénétiques dans l'identification de séquences de proies « inconnues », amplifiées à partir des échantillons alimentaires de prédateurs, comparativement au simple Blast de celles-ci sur Genbank (voir Chapitre 4). Il est néanmoins important de souligner la nécessité de dresser la liste, la plus exhaustive possible, des espèces proies potentiellement présentes dans la zone d'étude à l'échelle régionale (plutôt qu'à l'échelle locale ou du site d'étude), en particulier pour des espèces à grandes capacités de dispersion tels que les oiseaux, et d'intégrer leurs séquences depuis les bases de données génétiques publiques aux travaux de reconstruction phylogénétiques qui viseront à identifier les séquences d'oiseaux inconnues. Cette démarche préventive devrait éviter une mauvaise identification ou l'absence d'identification d'espèces migratrices, de passage ou égarées n'étant pas recensées comme nicheuses sur la zone d'étude. Dans notre cas d'étude, cette démarche nous a permis d'identifier 2 Puffins d'Audubon dans les échantillons alimentaires de chats et rats, alors que cette espèce, non nicheuse sur Niau, n'était pas non plus enregistrée comme fréquentant les environs de l'île. Ces deux occurrences pourraient correspondre soit à de la consommation de cadavres d'individus morts en mer puis échoués sur Niau, soit à de la prédation d'individus de passages ayant fait halte sur cette île pour s'y reposer lors de leur migration ou période de nourrissage en mer, ou encore à des individus prospecteurs à la recherche de potentiels sites de reproduction. Dans les deux derniers cas, les chats et les rats représenteraient des facteurs de dérangement dans les comportements de migration, de repos ou d'exploration des oiseaux. Le dérangement de ces oiseaux peut réduire le nombre et la durée de leurs arrêts sur cette île, ce qui peut potentiellement affecter leur survie (physiologie dans le cas d'oiseaux migrateurs ou en période de nourrissage en mer) et empêcher la fixation temporaire (halte dans la migration-e.g. le Courlis d'Alaska *Numenius tahitiensis* classé Vulnérable d'après les critères IUCN et déjà observé sur Niau- ou durant la période de reproduction des oiseaux marins ou limicoles) d'oiseaux sur Niau (Marks & Redmond 1994). Les chats et rats seraient alors néfastes pour les populations d'oiseaux indigènes mais aussi sur les populations migratrices.

Finalement, la méthode moléculaire a permis l'analyse d'un grand nombre d'échantillons de nature variée (contenu digestifs de rats fraîchement récoltés, fèces de chats collectées dans

le milieu naturel parfois plusieurs semaines après défécation) de trois espèces de prédateurs (*R. rattus*, *R. exulans* et *F. s. catus*). Son protocole unique, simple et rapide (une fois optimisé) procure des résultats de détection et d'identification de proies précis et fiables, contrairement à la méthode d'analyse morphologique qui représente une méthode coûteuse en temps, nécessitant un protocole particulier à chaque type d'échantillon et qui fournit des résultats de détection et d'identification imparfaits. Pour conclure ce chapitre, je tiens à insister sur l'intérêt et la fiabilité de l'utilisation de l'approche moléculaire, qui offre de nouvelles opportunités et perspectives dans l'étude de l'impact des prédateurs invasifs sur les espèces natives. Elle peut s'adapter à d'autres types d'études de conservation d'espèces. En effet, cette approche peut être appliquée à un grand nombre de types (i) de proies *via* le design et la sélection d'amorces spécifiques adaptées à chaque problématique (e.g. espèces rares et ou menacées), (ii) de prédateurs, (iii) d'échantillons et (iv) de contextes écosystémiques (milieu terrestre, marin). Cependant, tant que l'approche moléculaire n'offrira que des résultats semi-quantitatifs (présence/absence, proportion de proies) d'un type de proie et ne permettant pas véritablement leur quantification (nombre de proie), nous recommandons l'utilisation simultanée des méthodes complémentaires d'analyse moléculaire et morphologique (pouvant fournir, avec plus d'acuité, un nombre minimum de proies par échantillon) de régime alimentaire (Soininen *et al.* 2009; Pompanon *et al.* 2012; Yoccoz 2012). Néanmoins, de récents progrès dans le domaine de la biologie moléculaire ont permis d'obtenir des données de proportion de biomasse de proies ingérées, *via* la réalisation de test de consommation de proies par des prédateurs captifs et en conditions contrôlées, en se basant sur l'hypothèse que le nombre de séquences d'ADN obtenue (e.g. par pyrosequencing ou clonage des amplicons) pour une proie est proportionnel à la biomasse ingérée de cette proie. Cette hypothèse a pu être vérifiée par certaines études utilisant différentes techniques de clonage dans un premier temps (Deagle *et al.* 2005) puis de PCR en temps réel (Deagle & Tollit 2007; Bowles *et al.* 2011). Cependant, la relation entre nombre de séquence obtenu et la masse de la proie correspondante dans le régime alimentaire du prédateur n'est pas linéaire et peut être affectée par plusieurs biais biologiques, notamment (i) la forte variabilité de quantité d'ADN mitochondrial contenu dans les cellules en fonction du type de tissu et de l'espèce proie considérée, (ii) la dégradation différentielle de certains tissus et de l'ADN qu'ils contiennent lors du processus de digestion variable en fonction du type de prédateur, et (iii) l'extraction ou l'amplification préférentielle de certains ADN par rapport à d'autres (Deagle *et al.* 2009; Valentini *et al.* 2009a; Amend *et al.* 2010; Pompanon *et al.* 2012). Bien que des données quantitatives fiables ne puisse pas, à l'heure actuelle, être fournies par la méthode

moléculaire, nous pouvons espérer pour le futur que l'essor des NGS et/ou de l'identification individuelle des espèces *via* l'utilisation de microsattellites (voir Perspectives) puisse in fine conduire à rendre possible le dénombrement des individus consommés au sein d'un même taxon cible (quel que soit le niveau taxonomique) dans le régime alimentaire de prédateurs. Ainsi, plus les données qualitatives et quantitatives seront précises, plus elles seront déterminantes pour l'évaluation de l'intensité de l'impact des prédateurs invasifs et la modélisation de la viabilité d'une population ou espèce d'oiseau face à l'impact des ses prédateurs (e.g. Bonnaud *et al.* 2009; 2012; Peck *et al.* 2008; Seto & Conant 1996). La mise en place de mesures de gestion mieux adaptées et plus efficaces à la conservation des espèces seront possibles (e.g. Bonnaud *et al.* 2010; Courchamp *et al.* 1999b, 2003; Dumont *et al.* 2010; Howald *et al.* 2007).

6.3. Bilan sur les interactions trophiques entre le Martin-chasseur des Gambier et les prédateurs introduits sur Niau et proposition de mesures de gestion.

L'ensemble des méthodologies développées dans cette thèse ont eu pour but de faciliter et de préciser l'étude des relations trophiques en général entre les espèces invasives et natives, mais je me suis principalement concentrée sur l'étude des relations trophiques entre le Martin-chasseur des Gambier et les prédateurs introduits sur Niau (*F. s. catus*, *R. rattus* et *R. exulans*) dans un contexte de multi-invasion. En effet, les chats et les rats étaient au départ de ce travail fortement suspectés d'être à l'origine de la raréfaction du Martin-chasseur des Gambiers, entre autres *via* les phénomènes de prédation et de compétition pour la ressource (Gouni *et al.* 2006; Coulombe *et al.* 2011; Kesler *et al.* 2012a) mais aucune étude détaillée n'avait encore été entreprise afin de mesurer ces interactions trophiques supposées.

Evaluation de l'impact de la prédation sur la population de Martin-chasseur des Gambier par les chats et rats invasifs introduits sur Niau

Dans un premier temps nous avons cherché à mettre en évidence l'impact des chats et rats sur cette espèce d'oiseau en danger critique d'extinction *via* le phénomène de prédation. Pour cela, un grand nombre d'échantillons alimentaires correspondant à ces trois espèces de prédateurs invasifs (578 fèces de chats et 295 tubes digestifs de rats correspondant à 77 *R. rattus* et 218 *R. exulans*) a été collecté sur le terrain au cours de quatre missions réalisées pendant la période de reproduction du Martin-chasseur s'étalant d'octobre à février. Ce suivi a été réalisé au cours de deux années consécutives comprenant chaque fois une mission réalisée

en octobre-novembre correspondant au début de la saison de reproduction (période de ponte, couvaison et éclosion), ainsi qu'une seconde mission réalisée en février-mars correspondant cette fois plutôt à la période d'envol des jeunes Martin-chasseur et de nourrissage des juvéniles (fin de saison de reproduction). Le choix de ces périodes d'échantillonnage, bien que ne couvrant pas la totalité de la durée de la saison de reproduction, nous a permis d'étudier des phases critiques de la biologie du Martin-chasseur pendant lesquelles cet oiseau serait plus probablement impacté par la prédation des rats (portant généralement plutôt sur les stades démographiques œuf et poussin) et des chats (touchant probablement plutôt le stade juvénile) (Atkinson 1985; Lever 1994; Nogales *et al.* 2004; Towns *et al.* 2006; Jones *et al.* 2008; Balogh *et al.* 2011 ; Kesler *et al.* 2012a).

Cependant, bien que nous ayons mis en œuvre tous les moyens méthodologiques à notre disposition pour quantifier la potentielle prédation exercée par les chat et rats sur la population de Martin-chasseur des Gambier *via* l'utilisation de 2 méthodes complémentaires d'analyse de régime alimentaire (méthodes morphologique et moléculaire ayant largement démontré leurs intérêts, Chapitre 4), aucun évènement de consommation du Martin-chasseur n'a été recensé parmi les 24 oiseaux (correspondant à 8 espèces) identifiés dans les échantillons alimentaires de chats et de rats. Ce résultat n'est toutefois pas très surprenant du fait de la taille très réduite de la population de Martin-chasseur (~125 individus) impliquant que, si elle existe, la prédation (par les chats ou rats) ne peut être que peu fréquente et donc difficilement détectable. Néanmoins, 4 oiseaux (2 dans les échantillons de chats, 2 dans les échantillons de rats) n'ont pu être formellement identifiés parmi les 28 détectés dans le régime alimentaire des chats et rats, et, bien que peu probable, nous ne pouvons exclure qu'il puisse s'agir, en partie ou en totalité, d'individus de Martin-chasseur. Cependant, même si la fréquence de prédation de cet oiseau est très faible, elle peut avoir des conséquences désastreuses (Beckerman *et al.* 2007). Si nous faisons l'hypothèse que seulement un individu Martin-chasseur a été consommé sur l'ensemble des fèces de chats, la fréquence d'occurrence de cet oiseau dans les fèces de chat serait de $1/571=0,0017$, soit 0,0017 individu par fèces. Etant donné que les chats produisent en moyenne une fèces par jour (Konecny 1987), il y aurait donc $0,0017*365=0,64$ individu consommé par an et par chat. Avec une population théorique de 20-30 chats sur Niau (scenario le plus probable), le nombre de Martin-chasseur consommé par an pourrait atteindre 13-20 individus. Considérant la taille très réduite de la population du Martin-chasseur des Gambier, une telle pression de prédation exercée uniquement par le chat pourrait déjà fortement impacter la survie de cette espèce aux portes de l'extinction. A cela

pourrait s'ajouter la pression de prédation exercée par les rats qui viendrait potentiellement accélérer l'extinction de l'espèce par diminution de la productivité des couples reproducteurs.

Cependant, la population de Martin-chasseur des Gambier semble stable depuis quelques années (Gouni *et al.* 2007) ce qui suggère que la pression de prédation exercée par les chats et/ou les rats soit actuellement inexistante ou très peu fréquente. De plus, les résultats issus de nos données de terrain ne semblent pas soutenir l'hypothèse avancée par Kesler *et al.* (2012a) selon laquelle les rats pourraient être une des causes probables de la faible survie des femelles Martin-chasseur incubatrices (environ 60% de mortalité) *via* leur prédation nocturne au nid. En effet, ces oiseaux sont relativement agressifs et ont été observés à plusieurs reprises en train de prendre en chasse des rats suggérant une faible vulnérabilité de cette espèce face à la prédation par les rats (Gouni *et al.* 2006, D. Zarzoso-Lacoste obs. pers.). Etant donné le comportement de cette espèce, le stade démographique qui serait le plus probablement affecté par la prédation par les rats serait le stade poussin. En effet, bien que les rats soient connus comme étant des consommateurs d'œufs (Atkinson 1985; Jones *et al.* 2008), ceux-ci sont rarement laissés sans surveillance par les parents Martin-chasseur qui se relayent en permanence pendant la période de couvain. Au contraire, les poussins semblent plus vulnérables à la prédation par les rats puisqu'ils sont fréquemment laissés seuls au nid, leurs parents passant beaucoup de temps à la recherche de nourriture (G. Coulombe pers comm.). Ceci pourrait être aisément vérifié grâce à l'installation de petites caméras infrarouges assurant le suivi vidéo de plusieurs nids de Martin-chasseur sur l'ensemble de ces périodes et stades démographiques (femelle sur œuf, œuf, poussin) (voir Perspectives). Egalement, les résultats de notre étude ne permettent pas de confirmer l'hypothèse de Kesler *et al.* (2012a), suggérant que la raréfaction du Martin-chasseur des Gambier pourrait être liée à une forte mortalité des juvéniles (environ 90%) probablement due à la prédation par les chats. Bien que ce chiffre nous semble particulièrement alarmant et ne concorde pas avec nos données de terrain, nous rejoignons Kesler *et al.* (2012a) sur le fait que ce stade démographique (juvénile) correspond probablement à celui étant le plus et fortement touché par la prédation par les chats. Les juvéniles Martin-chasseur possèdent des traits comportementaux les rendant particulièrement vulnérables à la prédation par les chats puisqu'ils se perchent généralement très près du sol (<1m) pour appeler leurs parents, ce qui peut attirer des prédateurs tels que les chats (Gouni *et al.* 2006; Kesler *et al.* 2012a; D. Zarzoso-Lacoste pers obs.). Bien que globalement les résultats de cette étude, basée sur l'analyse approfondie (*via* l'utilisation de deux méthodologies complémentaires d'étude de régime alimentaire) d'un nombre

d'échantillon conséquent (571 fèces de chats et 268 tubes digestifs de rats), tendent à indiquer que la prédation exercée par les prédateurs invasifs sur la population de Martin-chasseur des Gambier ne semble pas représenter, à l'heure actuelle, une menace extrêmement importante pour la survie de cette population d'oiseau, nous pouvons imaginer qu'un effort d'échantillonnage supérieur permettrait peut être de finir par détecter un ou plusieurs évènements de prédation sur le Martin-chasseur, notamment du à la prédation des juvéniles et/ou d'adultes par les chats. Il serait peut-être donc judicieux de répéter ce type d'investigation *via* un échantillonnage supplémentaire conduit sur l'intégralité de la période de reproduction de cet oiseau et/ou focalisé en particulier sur la période suivant l'envol des jeunes.

Possible compétition exploitative des ressources entre le Martin-chasseur des Gambier et les prédateurs invasifs de Niau

Dans un second temps nous avons cherché à mettre en évidence un potentiel phénomène de compétition par exploitation de la ressource entre le Martin-chasseur des Gambier et les chats et les rats invasifs de Niau. Pour cela, nous nous sommes attachés à examiner le plus précisément possible, le régime alimentaire de ces prédateurs, principalement *via* la méthode morphologique, afin de quantifier leurs recouvrements de niches alimentaires.

Nos résultats ont montré que les chats de l'île de Niau avaient une largeur de niche alimentaire importante, reflétant leurs comportements de prédateurs généralistes et opportunistes, et consommaient principalement des rats invasifs (*Rattus sp.*), des invertébrés (majoritairement des Dyctioptères, Dermaptères et Coléoptères) et des lézards (et particulièrement des Geckos), conformément à de nombreuses autres études (Bonnaud *et al.* 2011; Nogales & Medina 2009). Le régime alimentaire des 2 espèces de rats généralistes (*R. rattus* et *R. exulans*) était similaire et principalement composé de noix de coco (*Cocos nucifera*), d'invertébrés (Dyctioptères, Fourmis, larves et Coléoptères) et de lézards (majoritairement des Scinques). Leurs largeurs de niche alimentaire étaient plus réduite que celle du chat. L'analyse d'un grand nombre de pelote de régurgitation de Martin-chasseur des Gambier (n=186) a constitué la première étude détaillée du régime alimentaire de cet oiseau. Nos résultats ont confirmé la tendance généraliste de ce prédateur terrestre qui se nourrit en grande majorité de lézards (principalement des scinques), d'invertébrés (principalement des Coléoptères, Dyctioptères et Araignées) et de petits décapodes. Cet oiseau possède une largeur de niche réduite, comparable à celles des 2 espèces de rats invasifs. Ainsi, l'analyse comparée du régime alimentaire de ces prédateurs révèle que si un phénomène de compétition

pour la ressource existe avec le Martin-chasseur, il ne s'exercerait que sur les proies également consommées par ce dernier, à savoir les lézards (Geckos et Scinques), les invertébrés et les décapodes.

Nos résultats ont mis en évidence un fort taux de recouvrement de niche alimentaire entre le Martin-chasseur des Gambier et chacune des 2 espèces de rats (80.4% et 80.0% pour *R. rattus* et *R. exulans* respectivement) et un relativement faible taux de recouvrement avec le chat (39.0%). Ces résultats, lorsqu'ils sont croisés avec les données de régime alimentaire fournies par l'analyse morphologique des macro-restes non digérés, suggèrent bien l'existence d'une forte compétition pour la ressource entre le Martin-chasseur et les 2 espèces de rats invasifs sur des proies telles que les invertébrés terrestres (et en particulier les Ordres des Dycptoptères et Coléoptères) et les lézards (en particulier les Scinques), ainsi qu'une faible compétition avec le chat sur des proies communes telles que les invertébrés terrestres correspondant aux Ordres des Coléoptères, Dycptoptères et Dermaptères, et/ou les lézards (principalement les Geckos). Cependant, les données moléculaires de Fréquences d'Occurrence d'Invertébrés et de Lézards dans les fèces de chats semblent indiquer que l'importance de ces taxons dans le régime alimentaire du chat ait pu être sous estimée *via* l'approche morphologique, et donc que le taux de recouvrement entre les Martin-chasseur et les chats puisse en réalité être supérieur, sans pour autant devenir significatif (des valeurs de taux de recouvrement de niche alimentaire de Pianka $>0,6$ étant considérées comme significatives, Wallace 1981).

Cette étude a donc permis de confirmer la possibilité de l'existence d'une compétition alimentaire entre les rats et le Martin-chasseur, compétition également suggérée par Gouni *et al.* (2004). Bien qu'un fort recouvrement des niches trophiques ait été avéré, la mise en évidence d'une compétition alimentaire par exploitation de la ressource ayant des conséquences sur la survie ou la dynamique de population d'une espèce est difficile à établir, d'autant plus quand plus de deux espèces interagissent. En effet, la compétition est généralement avérée par manipulation de la densité d'un des compétiteurs (contrôle de population ou mise en place d'exclus) et par la mesure de la réponse des proies à cette exclusion (Connell 1983, Schoener 1983, Dickman 1986a, Fasola & Canova 2000, Raffaelli & Moller 2000, Eccard & Ylönen 2003). Cependant, de tels protocoles mimant les effets d'une éradication sont difficiles à mettre en place (difficulté d'exclure une seule des 2 espèces de rats par exemple), en particulier quand elle implique une espèce en danger critique d'extinction (ici le Martin-chasseur des Gambier), et la mesure de la réponse des populations

de proies nécessite une étude à long terme dépassant le cadre temporel de ma thèse. Une solution alternative pourrait être d'évaluer la disponibilité de la ressource (densité de chaque proie dans le milieu), de mesurer la densité de chaque prédateurs compétiteurs, et, sur la base des données qualitatives et quantitatives fournies par l'analyse de régime alimentaire, estimer si ces prédateurs consomment préférentiellement une ou des proie(s) limitante(s) dans le milieu.

Enfin, les résultats de cette étude soulèvent la question actuellement débattue par la communauté scientifique de la valeur représentée par les espèces non natives pour la conservation. A Niau, il semblerait que la persistance du Martin-chasseur puisse être favorisée par la présence d'espèces non natives servant de ressources alimentaires pour cette espèce en danger imminent d'extinction (Schlaepfer *et al.* 2011, 2012). En effet, comme mentionné dans le Chapitre 5, certaines des proies majeures du Martin-chasseur des Gambier (en Fréquence d'Occurrence et en Nombre de Proies par pelote), telles que la blatte *Pycnoscelus surinamensis* ou les espèces de lézards : *Emoia cyanura*, *E. impar*, *Lipinia noctua*, *Cryptoblepharus poecilopleurus* et *Lepidodactylus lugubris* probablement tous introduits par les Polynésiens au cours des derniers 3500 ans (Parker *et al.* 1977; Adler *et al.* 1995; Gade & Parker 1997; Austin 1999; Ineich 2009; Hamilton *et al.* 2010), sont des espèces non natives contribuant très largement au régime alimentaire de cet oiseau et ayant très probablement un effet bénéfique sur la survie de cette espèce. Malheureusement, aucune étude biogéographique ou archéologique n'existe sur l'impact de l'introduction de ces espèces sur l'île de Niau nous empêchant d'exclure que ces espèces aient pu par le passé avoir un impact négatif sur la biodiversité indigène. Cependant, ces espèces se sont naturalisées et ont trouvé une niche de l'écosystème dans laquelle s'insérer et persister parmi la biodiversité locale. Il serait alors intéressant d'étudier l'impact de ces espèces non-natives sur la végétation native et les communautés d'arthropodes terrestres indigènes de l'île afin de voir si la balance de l'impact de ces espèces non natives sur l'écosystème est globalement positive (effet bénéfique) ou négative (effet délétère). Ainsi, si les prochaines études indiquent que ces espèces non natives n'ont pas d'impacts fortement négatifs sur des espèces de plantes ou d'invertébrés endémiques et/ou menacés de Niau, cet exemple représenterait un argument de plus en faveur de l'effet positif de certaines espèces non natives comme proies importantes d'espèces menacées (Schlaepfer *et al.* 2011, 2012).

Perspectives de conservation du Martin-chasseur des Gambier

Face à la constante dégradation des écosystèmes insulaires et à l'accélération des extinctions d'espèces, des mesures de conservation très actives ont été mises en œuvre dans ces milieux depuis les dernières décennies afin de freiner voire d'inverser cette tendance. Ces actions se sont multipliées d'autant plus que les îles présentent une réelle possibilité de créer des sanctuaires et des zones refuges pour des espèces menacées d'extinction et sont le lieu de fort taux d'endémisme (Watts *et al.* 2008).

Parmi les perspectives de gestion visant à la conservation d'une espèce insulaire menacée, deux principaux types d'approches sont à considérer. La première option est de conserver l'espèce menacée *in situ* dans son habitat et sa zone de répartition d'origine, la seconde correspond à sa conservation en dehors de sa zone de répartition actuelle. Pour la conservation *in situ*, les gestionnaires vont pouvoir chercher à agir directement sur les facteurs à l'origine de la raréfaction de l'espèce à conserver *via* notamment la restauration de l'habitat, l'amélioration de la qualité et de l'abondance des ressources, la dynamisation des effectifs de l'espèce (par exemple *via* la mise en place de moyen matériels permettant de favoriser la survie de l'espèce pendant certaines périodes clés) ou la régulation des populations de prédateurs ou compétiteurs invasifs. La régulation des prédateurs ou compétiteurs invasifs est généralement privilégiée, en particulier en écosystème insulaire où l'impact des prédateurs invasifs est généralement la cause de la régression de la taille de population de l'espèce proie native. Depuis deux décennies, les actions d'éradication et de contrôle d'espèces invasives se développent et font l'objet de progrès techniques constants, permettant aujourd'hui d'éradiquer les prédateurs introduits sur des îles de surface et de complexité géographique croissantes, le plus souvent *via* la distribution automatique d'appâts empoisonnés par hélicoptère assistés par cartographie GPS (Veitch *et al.* 2011). Par exemple, les plus grandes îles sur lesquelles ont été réalisés des éradications de rats, de souris, de chats et de cochons correspondent respectivement à Campbell Island (11 300 ha) en Nouvelle Zélande, Marion Island (29 000 ha) en Afrique du Sud, Enderby Island (710 ha) en Nouvelle Zélande, et l'île de Santiago (58 465 ha) aux Galapagos, et ces surfaces insulaires éradiquées ne cessent de croître au fil du temps (McClelland & Tyree 2002; Cruz *et al.* 2005; Towns *et al.* 2006; Hilton & Cuthbert 2010). Ainsi, le nombre de programmes d'éradication d'espèces invasives a déjà franchi le seuil des 1000 tentatives dont 86% ont été réalisées avec succès (Genovesi 2011). En particulier, les éradications de chats et de rats sur les îles sont devenues d'un intérêt majeur en biologie de la conservation et de récentes synthèses bibliographiques ont montré

qu'environ 300 et 50 îles ont été totalement éradiquées de leurs populations de rats et chats respectivement (Nogales *et al.* 2004; Howald *et al.* 2007). Ces actions d'éradication ou de contrôle ont prouvé leur efficacité en permettant une dynamisation de population d'espèces insulaires voire même une recolonisation de sites désertés (Keitt & Tershy 2003; Howald *et al.* 2007; Pascal *et al.* 2008; Ratcliffe *et al.* 2009). Notamment, le statut de conservation de 11 espèces d'oiseaux, 5 mammifères et un amphibien ont déjà été amélioré grâce à de tels programmes d'éradication (McGeoch *et al.* 2010). Cependant, ces techniques manquent encore d'études préalables et de suivis post-éradication systématiques, qui permettraient de prévenir et limiter de possibles effets surprises contre-productifs par rapport à l'objectif de l'éradication pouvant survenir à la suite de ces actions de gestion (Simberloff 2001; Zavaleta *et al.* 2001; Caut *et al.* 2009; voir cependant Courchamp *et al.* 2011).

Bien que dans notre étude aucun évènement de consommation de Martin-chasseur par les chats et rats n'ait été révélé, l'impact de cette prédation, même si elle est très peu fréquente, pourrait avoir des conséquences dramatiques sur la survie du Martin-chasseur des Gambier étant donné sa taille de population très réduite. Ainsi, l'éradication des chats a été proposée comme mesure de gestion visant à réduire l'impact de la prédation sur le stade démographique juvénile de cet oiseau, stade considéré comme crucial pour la survie de l'espèce et paraissant être le plus vulnérable à la prédation par les chats (Kesler *et al.* 2012a; Gouni *et al.* 2007). Cependant, comme les rats représentent la première proie des chats mais aussi de potentiels prédateurs et compétiteurs pour le Martin-chasseur, l'éradication simultanée des chats et rats semble constituer la meilleure option visant à la conservation de cet oiseau afin d'éviter les principaux effets cascade pouvant survenir suite à la seule éradication du chat. L'éradication mono-spécifique du chat (super-prédateur) pourrait entraîner une explosion démographique des rats et entraîner une intensification des interactions délétères de prédation (phénomène de relâche de méso-prédateur) et/ou de compétition exploitative de la ressource (phénomène de relâche de compétiteur), vis-à-vis de la population de Martin-chasseur des Gambier. Puisque des campagnes d'éradication ont été conduites sur des îles de superficies nettement supérieures, comme par exemple l'éradication totale de toutes les espèces de mammifères introduits sur plus de 80 îles Néo-Zélandaises habitées de plus de 11 000 ha (Ogden & Gilbert 2011), cette option est envisageable pour l'île de Niau (< 3 000 ha) d'autant plus que ce site remarquable a été classé réserve mondiale de biosphère à l'UNESCO (Towns *et al.* 2006; Hilton & Cuthbert 2010; Baudat-Franceschi *et al.* 2011). Cependant, la réalisation de telles opérations de gestion nécessite une étude préalable

de faisabilité, une planification robuste (Cromarty *et al.* 2002) mais surtout, dans le cas d'une île habitée, l'accord de la population locale (Ogden & Gilbert 2009; Boudjelas 2009; Baudat-Franceschi *et al.* 2011; Oppel *et al.* 2011; Simberloff *et al.* 2012). Dans un premier temps, il faudrait procéder à l'évaluation de la faisabilité de l'éradication conjointe des chats et rats invasifs de Niau en tenant compte de la configuration de l'île, de sa géomorphologie (formation corallienne surélevée avec un sol partiellement érodé offrant de nombreux refuges pour les rats -anfractuosités, réseaux de galeries-) et de la présence d'une population humaine sédentaire. Si les conclusions de l'étude préalable confirment que cette éradication est réalisable, cette solution devrait être reproposée aux habitants de Niau (par referendum par exemple) pour acceptation (e.g. Ogden & Gilbert 2011). Le total soutien, ou au moins l'accord de la population, est indispensable au bon déroulement de telles mesures de gestion. En effet, la probabilité de succès d'une éradication peut être considérablement réduite si une ou plusieurs personnes s'opposent à sa réalisation (Myers *et al.* 2000; Simberloff 2002). Dans ce but, la SOP MANU (Société d'Ornithologie de Polynésie), conduit depuis plusieurs années déjà des actions de sensibilisation de la population locale (Gouni *et al.* 2003a, 2004, 2006, 2007) qui ont notamment permis d'informer les habitants sur le statut du Martin-chasseur des Gambier (endémique, protégé et en danger critique d'extinction), de les alerter sur les menaces pesant sur la survie de cette espèce (prédateurs introduits et impacts humains) et de développer une coprahculture plus responsable sur Niau (réduction de la destruction des cocotiers morts dont dépendent les Martin-chasseur en période de reproduction et protection de ces derniers avec des bagues métalliques afin de limiter le dérangement au nid par les rats). Le travail de cette ONG, en collaboration avec l'Université du Missouri et avec notre équipe, a également permis de considérablement améliorer les connaissances sur la biologie, l'utilisation de l'espace et des ressources du Martin-chasseur des Gambiers ainsi que sur les populations de prédateurs invasifs de l'île (Coulombe 2010; Coulombe *et al.* 2011; Kesler 2012; Kesler *et al.* 2012a,b; Zarzoso-Lacoste *et al. in prep.*), ce qui représente autant d'éléments facilitant l'étude de faisabilité de l'éradication des chats et rats de Niau. Cependant, bien que la population de Niau semble aujourd'hui largement favorable à la dératisation, puisque ces rongeurs ravagent leurs productions familiales de coprah qui constitue la seule source de revenu pour les habitants de l'île (coprahculture), et globalement indifférente à celle des chats, les habitants semblent montrer une forte réticence vis-à-vis de la méthode d'éradication la plus largement employée, à savoir l'épandage d'appâts empoisonnés (D. Zarzoso-Lacoste obs. pers.). Il existe de nombreux autres exemples de campagnes d'éradication d'espèces nuisibles pour la santé humaine et pour l'agriculture qui ont été

menées avec succès sur des îles habitées et qui ont rencontré une forte opposition de la population humaine, des groupes de protection animale ou de protection de la santé humaine car elles impliquaient l'utilisation d'appâts toxiques (Myers *et al.* 2000; Simberloff 2002). Si l'étude de faisabilité stipule que l'éradication des rats et chats de Niau est envisageable, et que la population est toujours partagée, il s'agira pour les gestionnaires soit de trouver une méthode alternative (autre que l'utilisation de poison) d'éradication de ces prédateurs invasifs (e.g. piégeage mécanique), soit de convaincre la population locale et de trouver des solutions adaptées à ses craintes vis-à-vis de la rémanence de la toxine utilisée dans le réseau trophique (risque de contamination secondaire) et de la possibilité d'impact sur les espèces non cibles (e.g. humains, chiens, cochons) (Baudat-Franceschi *et al.* 2008).

Si l'éradication des prédateurs invasifs de Niau ne peut pas être mise en place pour des raisons sociales, financières et/ou logistiques, une solution alternative serait d'effectuer un contrôle ciblé des populations de chats et de rats (i) dans l'espace, sur les zones de reproduction du Martin-chasseur des Gambier concentré principalement dans le quart Sud-Est de l'île, et (ii) dans le temps, d'octobre à mars, pendant la période de reproduction du Martin-chasseur qui est la plus vulnérable à la prédation.

Cependant, il est clairement établi que les bénéfices d'éradications de prédateurs invasifs sur la dynamique de population des oiseaux insulaires sont supérieurs à ceux enregistrés après un contrôle de ces prédateurs. De plus, les coûts financiers et humains à long terme sont moindres dans les éradications que dans les contrôles (Hodges & Nagata 2001; Myers *et al.* 2000; Simberloff 2002; Pascal *et al.* 2008; Simberloff *et al.* 2012). Puisque le rapport coût/bénéfice penche largement en faveur des actions d'éradication, nous conseillons vivement cette approche dans le cadre de la conservation du Martin-chasseur des Gambier sur Niau.

Quelque soit l'approche utilisée (éradication ou contrôle) la réduction de la densité des chats et rats, au moins lors de la période la plus sensible du cycle biologique du Martin-chasseur, pourrait avoir des effets bénéfiques directs sur la dynamique de population de cet oiseau. Egalement des effets indirects de ce contrôle seraient probablement perçus *via* l'augmentation de la disponibilité des proies par relâche de la pression de compétition sur le réseau trophique favorisant alors la survie du Martin-chasseur, ainsi que sur le reste de la biodiversité animale et végétale native de l'île. Un suivi détaillé de l'écosystème post contrôle ou éradication à moyen terme permettra (i) de valider le succès de l'action de conservation réalisée, (ii) de quantifier les effets bénéfiques enregistrés sur la population de Martin-

chasseur des Gambier, (iii) de mesurer la réponse des autres compartiments de l'écosystème et donc d'anticiper d'éventuels effets cascade et (iv) de permettre une détection rapide d'une potentielle recolonisation de l'île par ces prédateurs et donc d'agir rapidement et efficacement contre celle-ci. De plus, dans le cas d'une éradication, des mesures strictes de biosécurité devront être adoptées afin de prévenir la recolonisation de l'île par les chats et les rats *via* les voies aériennes et maritimes (Moore *et al.* 2010; Oppel *et al.* 2011; Rout *et al.* 2011; Veitch *et al.* 2011; Simberloff *et al.* 2012).

La seconde option envisageable en terme de stratégie de conservation consiste à la conservation de l'espèce en dehors de son aire de répartition actuelle *via* sa réintroduction dans une partie de son aire de répartition d'origine d'où elle est actuellement absente. Le but final de ce type d'approche est souvent d'établir des populations satellites d'une espèce menacée dans des endroits géographiquement distincts mais tout de même favorables (Griffith *et al.* 1989, Derrickson *et al.* 1998) afin de limiter la probabilité d'extinction de cette espèce suite à l'occurrence d'un évènement catastrophique (e.g. cyclone, éruption volcanique). Cette méthode de réintroduction d'espèce par translocation d'individus est un outil important en conservation pour la prévention d'extinction d'espèces mais qui présente un certain nombre de risques qu'il est indispensable de mesurer a priori (détaillés ci-après) (Griffith *et al.* 1989, Green *et al.* 2005, Seddon *et al.* 2007; IUCN 2012).

La réintroduction d'espèce est une option actuellement envisagée pour le Martin-chasseur des Gambier (Kesler *et al.* 2012b). En effet, cette méthode a déjà été bénéfique pour d'autres espèces Polynésiennes telles que le Lori ultramarin (*Vini ultramarina*) qui a été réintroduit avec succès sur les îles de Fatu Hiva et Ua Huka (Archipel des Marquises, Polynésie Française) (Kuehler *et al.* 1997 ; Lieberman *et al.* 1997) et du Lori de kuhl (*Vini kulhii*) réintroduit sur l'île d'Atiu aux îles Cook depuis l'île de Rimatara (Archipel des Australes, Polynésie Françaises) (McCormack & Künzlé 1996; Gouni *et al.* 2007; Gouni & Zysman 2007). Cette méthode de conservation pourrait être ainsi répliquée pour d'autres espèces d'oiseaux menacées de Polynésie. Pour le Martin-chasseur, 3 îles appartenant à l'ancienne aire de répartition de l'espèce (l'île de Mangareva aux Gambier, l'île soulevée de Makatea et l'atoll d'Anaa aux Tuamotu, toutes situées dans l'archipel des Tuamotu-Gambier) ont été proposées comme potentiels sites d'accueil d'une population de "secours" de Martin-chasseur des Gambier en vue d'améliorer les chances de survie cette espèce, le projet est actuellement en cours d'examen (Kesler *et al.* 2012b). Cependant, bien que de telles mesures de gestion puissent être bénéfiques pour la conservation d'une espèce menacée, elles comprennent

également des risques qu'il faut être capable d'évaluer *a priori* (Seddon *et al.* 2007; Armstrong & Seddon 2008; Ricciardi & Simberloff 2009; Schlaepfer *et al.* 2009). Bien que des précédents travaux aient procuré des éléments indispensables à l'amélioration des connaissances concernant l'écologie de cette espèce et à la définition précise des besoins de l'espèce en terme d'habitat (Coulombe *et al.* 2011; Kesler 2012; Kesler *et al.* 2012a), d'autres paramètres (cités ci-dessous) doivent être considérés et étudiés avant validation du projet de réintroduction du Martin-chasseur des Gambier.

Une des premières difficultés engendrées par ce genre d'action de conservation consiste à correctement estimer le nombre d'individus qu'il faut prélever dans la population source pour permettre la création d'une population viable dans le milieu receveur sans que cela n'affecte la survie de la population source. La taille et la composition (stades démographiques, sex ratio) du pool d'individus à relâcher dans l'écosystème receveur doit donc être estimée *via* des modèles prédisant l'impact de ce prélèvement sur la population source ainsi que sur la viabilité de la population introduite et qui tiennent également compte de la diversité génétique de l'espèce, de ses capacités de dispersion et des caractéristiques biotiques et abiotiques de l'habitat receveur (Armstrong & Seddon 2008). En effet, les gestionnaires et chercheurs doivent s'assurer que le milieu receveur présente les caractéristiques biotiques et abiotiques de l'écosystème d'accueil permettra l'établissement et la survie à long terme de l'espèce cible. Ils doivent également s'assurer que les facteurs et mécanismes à l'origine de la raréfaction de l'espèce cible dans son milieu d'origine ont été correctement identifiés et sont absents ou suffisamment réduits dans l'écosystème d'accueil pour y permettre son maintien (e.g. présence de prédateurs ou de compétiteurs tels que les chats et rats invasifs). Enfin, les impacts potentiels causés par la ré-introduction de l'espèce cible sur le fonctionnement de l'écosystème d'accueil et en particulier sur la faune indigène doivent être également considérés. En effet, l'introduction ou la ré-introduction d'une espèce peut entraîner des modifications plus ou moins importantes dans le réseau trophique et plus largement dans les interactions biotiques du milieu receveur. Ces changements pourraient affecter l'abondance des populations de proies et/ou créer des interactions de compétition pour la ressource avec l'avifaune indigène du site et/ou représenter un vecteur de pathogènes pouvant nuire à la biodiversité indigène (Griffith *et al.* 1989).

Pour conclure, aux vues des nombreuses incertitudes et risques que comporte à l'heure actuelle la réintroduction du Martin-chasseur des Gambier sur un nouveau site (taille de population source très réduite, risque d'aggraver le phénomène de dépression de

consanguinité sur les populations sources et « de secours », présence de prédateurs introduits sur les îles d'accueil), nous préconisons l'éradication des chats et rats invasifs de Niau (ou au moins leur contrôle) afin de redynamiser et de renforcer la population de cette oiseau. L'option de la translocation reste cependant intéressante pour le futur (après ré-augmentation de la taille de population de Martin-chasseur sur Niau et une étude de faisabilité très poussée) en particulier dans le contexte actuel de changement climatique global (intensification de la fréquence des évènements climatiques stochastiques, montée du niveau marin) (Bellard *et al.* 2012).

7. Perspectives de recherche

Afin d'améliorer les connaissances sur les interactions biotiques et les relations trophiques existant entre différentes espèces, les études complémentaires suivantes pourraient être réalisées afin de (i) mieux estimer l'impact du comportement de prédation et/ou de dérangement au nid par les rats, (ii) améliorer la quantification des proies dans le régime alimentaire des prédateurs *via* l'analyse morphologique des macro-restes non digérés, et (iii) d'étudier plus finement le régime alimentaire des prédateurs grâce à l'utilisation de nouvelles techniques d'écologie moléculaire.

Devenir de la population de Martin-chasseur des Gambier et prévention des risques de mortalité

Les résultats de cette étude, qui ont démontré une très faible probabilité de prédation par les chats et les rats sur la population de Martin-chasseur des Gambier, ont soulevé des interrogations quant aux autres facteurs pouvant affecter la survie de cette espèce.

Est-ce que la faible pression prédation observée sur le Martin-chasseur des Gambier est généralisable aux autres espèces de Martin-chasseur présentes sur les îles du Pacifique ?

A notre connaissance, aucune autre étude visant à quantifier la prédation exercée par les chats et rats (*via* l'analyse de leurs régimes alimentaires) sur d'autres population de Martin-chasseur du Pacifique n'a été réalisée alors même que ces prédateurs introduits sont généralement cités comme cause potentielle du déclin de ces populations d'oiseaux (Gouni 2004a; Gouni *et al.* 2007; Kesler *et al.* 2012a; Autai *et al.* 2012). Il serait intéressant de réaliser ce type d'étude de régime alimentaire de prédateurs et d'interactions trophiques avec d'autres espèces de Martin-chasseur menacées d'extinction (CR) ayant un faible effectif (e.g. Martin-chasseur des Marquises *Todiramphus godefroyii*, 300-500 individus, BirdLife International 2013) et des espèces plus communes (LC) ayant un effectif plus important (Martin-chasseur vénéré

Todiramphus veneratus ou Martin-chasseur respecté *Todiramphus tutus*, BirdLife International 2013) afin de voir si les résultats de très faible prédation obtenus dans cette étude sont généralisables à d'autres espèces de Martin-chasseur du Pacifique. En effet, on pourrait s'attendre à ce qu'une espèce d'oiseau plus abondante ait une fréquence de prédation par les prédateurs introduits plus importante, contrairement à une espèce à faible effectif. Toutefois, les prédateurs introduits sont très présents sur Bora Bora et Tahiti (Gouni *et al.* 2003b) et les populations de Martin-chasseur respectés et vénérés ne semblent pas être particulièrement impactés (Gouni. 2004a,b). Cela soulève la question suivante ; les Martin-chasseur sont finalement concernés ou pas par cette prédation ? Il se pourrait que les traits d'histoire de vie des Martin-chasseur les rendent peu susceptibles à la prédation par les chats et rats (agressivité face aux rongeurs invasifs, effet de la hauteur du nid limitant l'accès à ces oiseaux, vastes tailles de territoires limitant leur densité) ou que la présence de proies alternatives plus abondantes et/ou nutritives et/ou faciles à capturer réduise la probabilité de leur consommation par les prédateurs introduits.

De plus, si la prédation n'a qu'un très faible impact sur la dynamique de population de cet oiseau, quelles pourraient être les autres causes de mortalité qui empêcheraient la croissance de cette population et la maintiendraient à un effectif si faible ?

Parmi les causes possibles nous ne pouvons écarter l'impact humain. En effet, ces oiseaux nichent dans des troncs de cocotiers morts et s'alimentent principalement sur des parcelles de cocoteraies exploitées par l'homme pour la coprahculture. On peut imaginer que le mode de gestion de ces cocoteraies puisse avoir un impact sur la disponibilité en ressources alimentaires. En effet, le « niveau d'entretien » des cocoteraies peut affecter la diversité et l'abondance des proies du Martin-chasseur ainsi que leur détectabilité. Une étude préliminaire réalisée durant cette thèse tend à indiquer que les cocoteraies les plus « intensément entretenues » (par brulis et/ou débroussaillage aboutissant à une végétation rase lorsqu'elle existe) hébergent une diversité faible en arthropodes et que les principales proies du Martin-chasseur (notamment les araignées et lézards) y sont très peu abondants. Au contraire, les cocoteraies d'entretien « moyen », où les coprahculteurs maintiennent la présence d'arbustes et se limitent au ramassage des palmes de cocotiers qu'ils disposent en tas, hébergent une plus grande abondance relative en lézards (pour lesquels les tas de palmes représentent des refuges) mais également en arthropodes terrestres et offrent un sol dégagé favorisant la visibilité des proies (par opposition aux cocoteraies « en friches ») et donc la chasse pour le Martin-chasseur. De plus, l'impact de la pratique de l'écobuage sur les parcelles de

cocoteraies comportant des nids de Martin-chasseur pourrait représenter un dérangement pour celui-ci pendant sa période de reproduction. Enfin, la destruction des cocotiers morts par les coprahculteurs limiterait la disponibilité de ces végétaux pour la nidification. Ces observations préliminaires rejoignent celles de Coulombe *et al.* (2011) et sont en accord avec les résultats de l'étude de Scott *et al.* (2006) qui démontre que la dégradation de l'habitat engendrée par de telles pratiques affecte la structure et la complexité de l'habitat (e.g. par retrait de la couverture herbacée, buissonnante et/ou arborée), réduisant ainsi la disponibilité en niches écologiques, en refuges et en ressources alimentaires (e.g. baisse de la richesse et de l'abondance en lézards et/ou en arthropodes terrestres) pour les oiseaux. Ainsi, cette étude préliminaire devrait être poursuivie afin d'évaluer l'impact de ces pratiques agricoles sur la richesse et l'abondance relative de proies telles que les lézards et les arthropodes terrestres, mais aussi sur l'abondance de prédateurs potentiels tels que les rats (*R. rattus* et *R. exulans*), entre des patches répliqués de cocoteraies présentant des intensités d'entretien croissant ; « en friche », « entretien moyen » (avec maintien de tas de palmes de cocotier, de la strate herbacée et de quelques buissons) et « très entretenue » (où ne subsiste parfois qu'une strate herbacée < 10 cm sous les cocotiers). Il sera également important de communiquer ces résultats aux gestionnaires et aux coprahculteurs de Niau afin qu'ils soient informés de l'impact des différents modes de gestion des parcelles de cocoteraies sur le Martin-chasseur des Gambier et qu'ils puissent développer des pratiques agricoles adaptées visant à réduire leurs impacts sur la biodiversité.

Par ailleurs, il apparaît urgent de se pencher sur l'étude de l'effet de la dépression de consanguinité, touchant particulièrement intensément les populations isolées et à faible effectif (< 150 individus), sur le fitness (survie et fécondité) du Martin-chasseur des Gambier (Roff 1997; Saccheri *et al.* 1998; Crnokrak & Roff 1999; Briskie & Mackintosh 2004; Wright *et al.* 2008). En effet, la dépression de consanguinité affecte souvent significativement la survie des individus, la masse des individus à la naissance, la reproduction ainsi que la capacité de résistance aux maladies, à la prédation et aux stress environnementaux (Jimenez *et al.* 1994; Keller & Waller 2002; Briskie & Mackintosh 2004; Agudo *et al.* 2012). Cette dépression de consanguinité réduit également la croissance des populations d'espèces et augmente leur probabilité d'extinction (Saccheri *et al.* 1998; Keller & Waller 2002; Frankham 2005). Cette hypothèse pourrait expliquer les faibles taux de survie calculés par Kesler *et al.* (2012) et pourrait constituer une menace réelle, invisible et irréversible pesant sur la survie de cette espèce, pouvant surpasser celle, pour l'instant peu probable, de la prédation par les

prédateurs introduits. Pour cela, une étude de la structure génétique de la population de Martin-chasseur des Gambier pourrait être menée *via* l'utilisation de l'outil moléculaire « microsatellite » (voir ci-après) afin de mettre en évidence (i) le pourcentage d'homozygotie et d'hétérozygotie au sein de la population, (ii) de l'existence de flux de gènes intrapopulationnels et d'obtenir une idée de leur sex-ratio (Vucicevic *et al.* 2012). Ces différents éléments ont des conséquences importantes sur la probabilité de survie des espèces, en particulier pour des populations isolées ayant une taille d'effectif très réduite (< 150 individus) (e.g. Gottelli *et al.* 2012; Herber *et al.* 2012; Woolaver *et al.* 2013).

Peut-on définitivement écarter la possibilité d'un impact par les rats ? Comment s'en assurer ? Comment limiter cet impact s'il existe ?

Cependant, des interrogations subsistent quant à l'impact des rats sur le succès reproducteur des Martin-chasseur des Gambier. En effet, bien que la taille de population de cet oiseau semble rester stable depuis quelques années, celle-ci n'augmente pas non plus. Cela peut suggérer un faible recrutement d'individus et donc un faible succès reproducteur. Il serait donc intéressant d'élucider définitivement l'impact que peuvent avoir les rats sur le succès reproducteur de ces oiseaux (*via* la possible prédation d'œufs et de poussins mais aussi par le dérangement au nid). En effet, la prédation des œufs ou des poussins représente la principale cause d'échec de reproduction chez la plupart des espèces d'oiseaux (Newton 1993). Comme souligné dans cette thèse, les rats, et en particulier le rat noir *R. rattus* sont connus pour affecter la dynamique de population des oiseaux *via* la prédation sur les œufs et poussins (Atkinson 1985; Innes *et al.* 1999; Jones *et al.* 2008). Or, les phénomènes de prédation des rats sur les œufs ou poussins sont généralement difficile à observer et sont souvent attestés par la présence de débris de coquilles et de duvet dans les échantillons alimentaires (contenus fécaux et/ou stomacaux) de rats. Néanmoins, afin d'améliorer la précision de la quantification de l'impact des rats (prédation, dérangement) et de compléter les données comportementales de ces prédateurs, il serait intéressant d'utiliser des méthodes alternatives et/ou complémentaires tels que le suivi de nids par vidéosurveillance. En effet, la démocratisation de l'utilisation des outils de vidéosurveillance permet aujourd'hui de filmer en continue l'activité au nid et donc de mieux appréhender les mécanismes et comportements par lesquels les rats affectent le succès reproducteurs des populations d'oiseaux (Innes *et al.* 1994; Sanders & Maloney 2002; Stake & Cimprich 2003; Gula *et al.* 2010; Cox *et al.* 2012). Par exemple, ces méthodes de vidéosurveillance de nid gagneraient à être appliquées à l'étude de l'impact de la prédation active (en opposition à la consommation de cadavres) exercée par les rats sur

le Martin-chasseur des Gambier. De tels dispositifs permettraient le suivi, en continu et en parallèle, de plusieurs nids lors de périodes clés (différentes étapes de la reproduction) afin de déterminer la fréquence de visite des nids par les rats (*R. rattus*, *R. exulans* ou les 2) et la capacité de ces espèces de rats à prédater une femelle sur œuf, des œufs et/ou des poussins. Une telle étude permettrait notamment de compléter les données existantes sur le comportement de prédation au nid par les rats sur les espèces d'oiseaux arboricoles. Dans le cadre de notre étude, de telles observations permettraient également d'obtenir un véritable suivi du succès reproducteur du Martin-chasseur et des valeurs de survie robustes pour chaque stade démographique. Ces données quantitatives sont en effet indispensables à l'évaluation précise de l'impact des rats sur cette population d'oiseau et à l'alimentation des modèles d'analyse de survie par des valeurs concrètes et fiables.

Un des principaux moyens de prévention visant à réduire la prédation au nid par les rats a consisté en la mise en place par les gestionnaires de bagues en aluminium autour du « tronc » des cocotiers afin d'empêcher ou de limiter l'accès aux nids par les rats (Williams 1975; Blanvillain *et al.* 2003; Gouni *et al.* 2004). Cependant, une étude préliminaire réalisée durant cette thèse (Zarzoso-Lacoste D. données non publiées) et utilisant des plaques à empreintes (conçues spécifiquement pour cette étude) a permis de montrer que l'efficacité de ces bagues variait en fonction de plusieurs paramètres tels que (i) la texture (rugosité) de la plaque d'aluminium, (ii) la largeur de la bague utilisée, (iii) la hauteur de fixation de la bague sur le « tronc » de cocotier, ainsi que (iv) l'inclinaison du « tronc » du cocotier bague. Ces bagues en aluminium représentent pour l'instant le seul moyen de protection développé pour limiter les possibles prédation et dérangement au nid des Martin-chasseur par les rats, il apparaît primordial de tester l'efficacité de ce système *via* un protocole expérimental standardisé et robuste afin de (i) le conserver et l'étendre si les résultats s'avèrent satisfaisants, ou, dans le cas contraire (ii) d'améliorer ou d'optimiser la conception de ces bagues (choix d'un autre matériau de construction, modification de la forme et/ou de la largeur de la bague), ou encore (iii) de trouver des moyens de protection alternatifs. Cette méthode, si elle s'avère efficace, constituerai un moyen peu coûteux et facile à mettre en place qui pourrait être étendu à la protection d'autres espèces d'oiseaux menacées et nichant dans les arbres dans les cas où l'éradication des rats n'apparaît pour l'instant pas réalisable (e.g. le Ptilope des Tuamotu, espèce endémique, menacée et quasi menacée -NT- dont la prédation par les rats a été avérée dans le cadre de cette étude, ou pour d'autres espèces en danger critique d'extinction en Polynésie Française : le monarque de Tahiti *Pomarea nigra*, le monarque de Fatu Hiva

Pomarea whitneyi, Le Martin-chasseur des Marquises *Todiramphus godeffroyi*) (e.g. Thibault *et al.* 2002; Blanvillain & Ziembicki 2002; Blanvillain *et al.* 2003; Autai *et al.* 2012).

Comment évaluer l'impact de la fragmentation et du processus de la digestion sur la détection, l'identification et la quantification des proies dans le régime alimentaire de différents types de prédateurs ?

Bien que la méthode moléculaire ait largement démontré sa puissance dans ce travail de thèse, l'analyse morphologique reste encore aujourd'hui le meilleur moyen de quantifier de façon fiable le nombre de proies contenues dans les échantillons alimentaires de prédateurs. Or, nous avons pu mettre en évidence les effets de la fragmentation et de la dégradation des macro-restes, généralement corrélés aux processus de la mastication et de la digestion chez les prédateurs, sur la probabilité de détection et d'identification des oiseaux consommés (voir Chapitre 3) (Tollit *et al.* 1997, 2003). Ces différentes sources d'imprécisions sont reconnues pour influencer les données qualitatives et quantitatives qui seront issues de telles analyses (Pires *et al.* 2011) et qui pourront être à l'origine de biais concernant l'évaluation de l'impact des prédateurs introduits sur les populations d'oiseaux insulaires, pouvant parfois conduire au développement de mesures de gestion non optimales. Or, ces imprécisions ne concernent pas seulement le taxon des oiseaux mais s'appliquent à tous les types de proies consommées par tous les types de prédateurs (terrestres et aquatiques).

En conséquence, la réalisation de tests de consommation de différents types de proies (e.g. plantes, invertébrés, lézards, poissons), en conditions contrôlées et sur des prédateurs captifs permettrait d'estimer l'effet de la fragmentation liée au mode d'alimentation et à la taille du prédateur considéré sur la capacité de détection et d'identification des proies ingérées. De tels expériences gagneraient à être répétées sur des prédateurs ayant des modes d'alimentation différente (e.g. carnivore, rongeur; herbivore) et dans des gammes de taille variables afin de confirmer l'hypothèse émise durant cette thèse selon laquelle ces deux paramètres (mode d'alimentation et taille du prédateur) vont influencer le taux de fragmentation des proies et donc affecter leur probabilité de détection et d'identification, ainsi que leur quantification (Cottrell *et al.* 1996).

Ce type d'expérimentation en conditions contrôlées permettrait également de tester la digestibilité des proies (proies à corps mou vs corps « dur ») ainsi que leur temps de passage, dans et tout au long du tractus digestif du prédateur, permettant d'évaluer la proportion de chaque type de proie retrouvée dans chaque compartiment alimentaires (estomac, intestin, fèces) (Tollit *et al.* 1997, 2003; Pires *et al.* 2011). Par exemple, on pourrait s'attendre à ce que

des proies à corps mou telles que les vers ou chenilles soient rapidement et entièrement digérées et qu'on ne puisse les détecter au delà du compartiment stomacal. De même, on pourrait vérifier l'hypothèse que des fragments de coquilles d'œufs puissent encore être détectés dans l'estomac du prédateur peu de temps après son ingestion mais qu'ils soient complètement digérés et non détectables au-delà de ce même compartiment. Cela permettrait de mettre expérimentalement en évidence l'effet du processus de digestion de chaque prédateur cible sur le taux de dégradation des macro-restes de proies et donc sur leur probabilité de détection et d'identification, entre les différents compartiments alimentaires.

Les résultats de ces différents tests permettraient de calibrer les données quantitatives issues d'analyses morphologiques de régimes alimentaires et d'optimiser la recherche de proies particulières (e.g. dans un compartiment alimentaire afin de réduire le coût en temps de ces analyses tout en maximisant les chances d'obtenir des macro-restes identifiables dans tel ou tel compartiment alimentaire, défini en fonction du type et de la taille du prédateur considéré). En effet, les données en nombre minimum de proies ingérées permettent une plus fine estimation de l'intensité de la prédation exercée par les prédateurs sur les proies natives que les données d'occurrence (présence/absence) et les données de biomasse représentent un meilleur estimateur de la contribution énergétique de chaque type de proie dans le bol alimentaire du prédateur considéré.

Comment aller plus loin dans les études moléculaires de régime alimentaire?

Apport des NGS (Next Generation Sequencing technologies) aux études de régime alimentaire:

Le récent développement de nouvelles méthodes de séquençage à haut débit (NGS) a révolutionné les études moléculaires de régime alimentaire en permettant l'analyse simultanée d'un grand nombre d'échantillons, produisant chacun plusieurs milliers voire millions de séquences par produit PCR (Hert *et al.* 2008; Schuster 2008), et en rendant possible le séquençage puis l'identification de celles-ci tout en s'affranchissant de l'étape de clonage (Von Bubnoff 2008; Lerner & Fleischer 2010; Pompanon *et al.* 2012). En effet, la méthode moléculaire classique utilisant la technologie Sanger permet de lire simultanément environ 800 bases appartenant à 100 molécules d'ADN alors que les plateformes NGS utilisant par exemple la technologie 454's GS FLX permet de lire dans un même temps près de 400000 fragments d'ADN d'environ 250 bases chacun (Von Bubnoff 2008). Par ailleurs, les courtes séquences produites par les NGS sont compatibles avec les courts fragments amplifiés à partir

d'ADN dégradé contenu dans les échantillons alimentaires de prédateurs (Valentini *et al.* 2009b).

Cette approche a été appliquée avec succès à une large gamme de prédateurs incluant notamment des espèces de mammifères marins (Deagle *et al.* 2009), oiseaux marins (Deagle *et al.* 2010; Murray *et al.* 2011), rongeurs (Soininen *et al.* 2009), de félins (Shehzad *et al.* 2012a,b), ruminants (Pegard *et al.* 2009; Kowalczyk *et al.* 2011; Rayé *et al.* 2011), et encore bien d'autres. Simultanément, au cours des dernières années, les bases de données de génétique ont été fortement alimentées en séquences animales et végétales *via* les projets de barcoding du vivant (Hebert *et al.* 2003; Chase *et al.* 2007; Taberlet *et al.* 2007), rendant possible et simplifiant l'identification des millions de séquences générées par l'utilisation des NGS (Valentini *et al.* 2009a,b).

Enfin, l'amélioration continue des techniques de séquençage de nouvelle génération et la disponibilité croissante de plateformes offrant du séquençage haut-débit à prix compétitif permet aujourd'hui de conduire des études de régime à grande échelle pour des coûts raisonnables (Deagle *et al.* 2009, 2010; Pegard *et al.* 2009; Valentini *et al.* 2009a).

Dans le cadre de la conservation du Martin-chasseur, mais également dans tout autre cas étudiant les interactions trophiques, l'apport des NGS permettrait d'affiner les résultats d'identification de proies obtenus dans les échantillons alimentaires des prédateurs et espèces menacées. L'utilisation d'amorces spécifiques de certains groupes de proies permettrait de lister de façon plus exhaustive les espèces proies consommées dans chaque échantillon de prédateur, ce qui n'était auparavant pas possible sans passer par l'étape longue et coûteuse du clonage. Ces informations, rapportées à l'échelle de la population de chaque prédateur, permettraient d'avoir une idée plus précise de la gamme des espèces de proies sur laquelle pourrait se focaliser une potentielle compétition alimentaire. Par ailleurs, la sensibilité de ces technologies permet d'augmenter considérablement la probabilité de détection et d'identification de proies rares et peu représentées dans les échantillons d'ADN. Ce dernier point permettrait de s'assurer de ne pas manquer la détection d'évènements de consommation d'espèces rares (e.g. Martin-chasseur Gambier) dans le régime alimentaire des prédateurs.

Bien que ces techniques très prometteuses soient en actuellement en plein essor, elles ne permettent pas encore de traiter une si grande quantité d'échantillons (plusieurs centaines dans le cadre de cette étude, étant une taille d'échantillon représentative et à atteindre dans les analyses de régime alimentaire) pour un coût raisonnable. De plus, la quantité de séquences produites qui devront être analysées peut rapidement devenir insurmontable. Enfin, la taille

des séquences produites, ne dépassant pas au mieux quelques centaines de bases, limite la résolution de l'identification des proies si les amorces utilisées ne ciblent pas une région hypervariable de l'ADN (rapport entre taille de l'amplicon ciblé qui doit suffisamment être courte pour maximiser les chances de détection/d'amplification et suffisamment longue ou informative pour en permettre l'identification spécifique) (Pompanon *et al.* 2012).

Intérêt de l'utilisation des microsatellites de l'ADN en complément des analyses de régime alimentaire :

Au cours des dernières décennies, le développement de l'analyse des microsatellites de l'ADN nucléaire a ouvert la voie à de nouvelles perspectives dans les études d'écologie trophique et en biologie de la conservation. En effet, l'ADN présent dans chaque fèces, par exemple de chat, contient également de l'ADN spécifique de chaque prédateur (au niveau individuel). L'ADN de chaque échantillon pourrait être ainsi extrait, purifié, et amplifié par PCR *via* l'utilisation de différentes amorces de microsatellites et enfin analysé par génotypage. Un microsatellite est la répétition en tandem d'un certain nombre (variable) de fois d'un motif court (généralement de 1 à 4 nucléotides) entouré à droite et à gauche de séquences flanquantes uniques et connues, utilisées comme amorces. Selon les individus, un microsatellite peut comporter un nombre de répétitions plus ou moins important qui déterminera la taille de l'amplicon et donc le profil allélique de ce marqueur. L'utilisation combinée de plusieurs marqueurs va permettre de dresser une carte d'identité individuelle propre à chaque prédateur et donc d'identifier le « propriétaire » de chaque fèces.

L'utilisation de cette technique, qui correspond en quelque sorte à des captures-marquages-recaptures sans manipulation d'individus, permettrait notamment d'obtenir des informations sur (i) la dynamique et la taille de population du prédateur, (ii) la structure de sa population (sexage des individus, lien de parenté), (iii) l'utilisation de l'espace (taille et recouvrement de territoires, distance par rapport à une ressource ciblée) et (iv) le régime alimentaire individuel et ses variations au cours du temps (prédateur spécialistes ou non d'un type ressource, déplacement de niche alimentaire) (e.g. Morin *et al.* 1994; Taberlet *et al.* 1997; Kohn *et al.* 1999; Woods *et al.* 1999; Fedriani & Kohn 2001; Prugh *et al.* 2008; Svengren & Björklund 2010; Kindberg *et al.* 2011; Dutta *et al.* 2012; White & Wallen 2012).

Une approche utilisant ces outils est actuellement en cours de développement afin d'étudier l'impact individuel des chats sur la biodiversité d'une île des Canaries (La Palma, classée réserve mondiale de biosphère à l'Unesco) (Palmas *et al. in prep*). L'étude du comportement trophique individuel de ces prédateurs donnera des indications supplémentaires quant aux

possibilités de gestion ciblées. La détection d'individus spécialisés dans la prédation d'espèces menacée permettra de mieux organiser les efforts de gestion. Cette méthode sera ensuite appliquée dans le cadre d'un projet de thèse en Nouvelle Calédonie.

Cette méthode permettrait également d'étudier individuellement le régime alimentaire d'un prédateur (quel qu'il soit) à chacun de ses stades démographiques afin de connaître l'évolution de la composition de son régime alimentaire au cours des différentes étapes de la vie de celui-ci (e.g. nouveau né, juvénile, adulte reproducteur ou non, individu sénescant). Ceci permettrait de mieux évaluer la contribution énergétique, et donc l'importance, de chaque proie en fonction des besoins du prédateur à chacun de ses stades démographiques.

Références bibliographiques :

- Adler G. H., Austin C. C., Dudley R. (1995) Dispersal and speciation of skinks among archipelagos in the tropical Pacific Ocean. *Evolutionary Ecology*, **9**, 529-541.
- Agudo R., Carrete M., Alcaide M., Rico C., Hiraldo F., Donazar J. A., (2012) Genetic diversity at neutral and adaptive loci determines individual fitness in a long-lived territorial bird. *Proceedings of the Royal Society, B*, **279**, 3241-3249.
- Agustí N., Symondson W. O. C. (2001) Molecular diagnosis of predation. *Antenna*, **25**, 250-253.
- Alberts B., Bray D., Lewis J., Raff M., Roberts K., Watson J. D. (2007) *Molecular Biology of the Cell*, 5th edition. Garland Publishing (ed.), New York, United States of America. p1392.
- Amend A. S., Seifert K. A., Bruns T. D. (2010) Quantifying microbial communities with 454 pyrosequencing: does read abundance count? *Molecular Ecology*, **19**, 5555-5565.
- Armstrong D. P., Seddon, P. J. (2008) Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution*, **23**, 20-25.
- Atkinson I. A. E. (1985) The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effect on island avifaunas. In Conservation of island birds: case studies for the management of threatened island species, ICBP Technical Publication, Moors P. J. (Ed.), Cambridge, United Kingdom, 35-81.
- Austin C. C. (1999) Lizards took express train to Polynesia. *Nature*, **397**, 113-114.
- Autai T., Withers A. T., Ghestemme T. (2012) Meet the Last Population of Marquesan Kingfisher in French Polynesia. Conservation Leadership Programme: Project Reportin. Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu » (ed.), Papeete, French Polynesia, p41.
- Balogh A. L., Ryder T. B., Marra P. P. (2011) Population demography of gray catbirds in the suburban matrix: sources, sinks and domestic cats. *Journal of Ornithology*, **152**, 717-726.
- Baudat-Franceschi J., Cromarty P., Golding C., Cranwell S., Le Breton J., Butin J.P., Boudjelas S. (2011) Rodent eradication to protect seabirds in New Caledonia: the importance of baseline biological surveys, feasibility studies and community support. Société Calédonienne d'Ornithologie (ed.), Poindimié, New Caledonia, p6.
- Baudat-Franceschi, J. (2008) Plan des opérations pour l'éradication des rongeurs introduits sur trois sites de l'IBA «îlots du Nord Ouest» (commune de Koumac). Société Calédonienne d'Ornithologie (ed.), Koumac, New Caledonia, p13.
- Beckerman P., Boots M., Gaston K. J. (2007) Urban bird declines and the fear of cats. *Animal Conservation*, **10**, 320-325.
- Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thuiller W., Courchamp F. (2012) Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, **15**, 365-377.
- BirdLife International. (2013) BirdLife's online World Bird Database: the site for bird conservation. Version 2.0. Cambridge, UK: BirdLife International. Disponible à: <http://www.birdlife.org>.

- Bisceglia S. B. C., Pereira J. A., Teta P., Quintana R. D. (2008) Food habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in the central Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments*, **72**, 1120-1126.
- Blanvillain C., Salducci J. M., Tuteururai G., Maeura M. (2003) Impact of introduced birds on the recovery of the Tahiti Flycatcher (*Pomarea nigra*), a critically endangered forest bird of Tahiti. *Biological Conservation*, **109**, 197-205.
- Blanvillain C., Ziembecki M. R. (2002) Rapport de mission sur le Monarque de Fatu Hiva (*Pomarea whitneyi*). Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu » (ed.), Papeete, French Polynesia, p7.
- Bonnaud E., Medina F. M., Vidal E., Nogales M., Tershy B., Zavaleta E., Donlan C. J., Keitt B., Le Corre M., Horwath S. V. (2011) The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. *Biological Invasions*, **13**, 581-603.
- 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., 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*, **51**, 261-270.
- Bonnaud E., Zarzoso-Lacoste D., Bourgeois K., Ruffino L., Legrand J., Vidal E. (2010) Top-predator control on islands boosts endemic prey but not mesopredator. *Animal Conservation*, **13**, 556-567.
- Boudjelas S. (2009) Public participation in invasive species management. Invasive species management: a handbook of principles and techniques, In: Clout, M.N. and Williams, P.A., Oxford University Press (ed.), Oxford, United Kingdom, 93-107.
- Bowles E., Schulte P. M., Tollit D. J., Deagle B. E., TRITES A. W. (2011) Proportion of prey consumed can be determined from faecal DNA using real-time PCR. *Molecular Ecology Resources*, **11**, 530-540.
- Briskie J. V., Mackintosh M. (2004) Hatching failure increases with severity of population bottlenecks in birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **101**, 558-561.
- Canepuccia A. D., Martinez M. M., Vassallo A. I. (2007) Selection of waterbirds by Geoffroy's cat: Effects of prey abundance, size, and distance. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, **72**, 163-173.
- 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.
- Caut S., Angulo E., Courchamp F. (2008) Dietary shift of an invasive predator: rats, seabirds and sea turtles. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 428-437.
- Caut S., Angulo E., Courchamp F. (2009) Avoiding surprise effects on Surprise Island: alien species control in a multitrophic level perspective. *Biological Invasions*, **11**, 1689-1703.
- Caut S., Casanovas J.G., Virgos E.S., Lozano J., Witmer G.W., Courchamp F. (2007) Rats dying for mice: modelling the competitor release effect. *Austral Ecology*, **32**, 858-868.
- Chase M. W., Cowan R. S., Hollingsworth P. M., van den Berg C., Madriñán S., Petersen, G., Seberg O., Jørgensen T., Cameron K. M., Carine M., Pedersen N., Hedderson T. A. J., Conrad F., Salazar G. A., Richardson J. E., Hollingsworth M. L., Barraclough T. G., Kelly L., Wilkinson M. (2007) A proposal for a standardised protocol to barcode all land plants. *Taxon*, **56**, 295-299.
- Connell J. H. (1983) On the prevalence and relative importance of interspecific competition: evidence from field experiments. *American Naturalist*, **122**, 661-696.
- Corse E., Costedoat C., Chappaz R., Pech N., Martin J-F., Gilles A. (2010) A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 96-108.
- Cottrell P. E., Trites A. W., Miller E. H. (1996) Assessing the use of hard parts in faeces to identify harbour seal prey: Results of captive-feeding trials. *Canadian Journal of Zoology*, **74**, 875-880.
- Coulombe G. (2010) Resource selection and space use of the critically endangered Tuamotu kingfisher (*Todiramphus gambieri*). Unpublished Master of Science (ed.), University of Missouri-Columbia, United States of America, p65.
- Coulombe G. L., Kesler D. C., Gouni A. (2011) Agricultural coconut forest as habitat for the critically endangered Tuamotu Kingfisher (*Todiramphus gambieri gertrudae*) *Auk*, **128**, 283-292.

- Courchamp F., Caut S., Bonnaud E., Bourgeois K., Angulo E., Watari Y. (2011) Eradication of alien invasive species: surprise effects and conservation successes. the eradication of invasive species. Invasive Species Specialist Group, IUCN (ed.), Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom, 258-289.
- Courchamp F., Chapuis J-L et Pascal M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, **78**, 347-383.
- Courchamp F., Langlais M., Sugihara G. (1999a) Cats protecting birds: modelling the mesopredator effect. *Journal of Animal Ecology*, **68**, 282-292.
- Courchamp F., Langlais M., Sugihara G. (1999b) Control of rabbits to protect island birds from cat predation. *Biological Conservation*, **89**, 219-225.
- Cox W. A., Thompson III F. R., Faaborg J. (2012) Species and temporal factors affect predator-specific rates of nest predation for forest songbirds in the Midwest. *Auk*, **129**, 147-155.
- Crnokrak P., Roff D. A. (1999) Inbreeding depression in the wild, *Heredity*, **83**, 260-270.
- Cromarty P. L., Broome K. G., Cox A., Empson R. A., Hutchinson W. M., McFadden I. (2002) Eradication planning for invasive alien animal species on islands, the approach developed by the New Zealand Department of Conservation. In: Veitch, C.R. and Clout, M.N. Turning the tide: the eradication of invasive species. Invasive Species Specialist Group, IUCN (ed.), Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom, 85-91.
- Cruz F., Donlan C. J., Campbell K., Carrion V. (2005) Conservation action in the Galapagos: feral pig (*Sus scrofa*) eradication from Santiago Island. *Biological Conservation*, **121**, 473-478.
- D C. Kesler, Cox A. S., Albar G., Gouni A., Mejeur J., Plassé C. (2012b) Translocation of Tuamotu kingfishers, postrelease exploratory behavior and harvest effects on the donor population. *Pacific Science*, **66**, 467-480.
- Day M. G. (1966) Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoats and weasels. *Journal of zoology*. **148**, 201-217.
- De Leon A., Minguéz E., Harvey P., Meek E., Crane J. E., Furness R. W. (2006) Factors affecting breeding distribution of Storm-petrels *Hydrobates pelagicus* in Orkney and Shetland. *Bird Study*, **53**, 64-72.
- Deagle B. E., Chiaradia A., McInnes J., Jarman S. N. (2010) Pyrosequencing faecal DNA to determine diet of little penguins: is what goes in what comes out? *Conservation Genetics*, **11**, 2039-2048.
- Deagle B. E., Eveson J. P., Jarman S. N. (2006) Quantification of damage in DNA recovered from highly degraded samples: a case study on DNA in faeces. *Frontiers in zoology*, **3**, 11.
- Deagle B. E., Kirkwood R., Jarman S. N. (2009) Analysis of Australian fur seal diet by pyrosequencing prey DNA in faeces. *Molecular Ecology*, **18**, 2022-2038.
- Deagle B. E., Kirkwood R., Jarman S. N. (2009) Analysis of Australian fur seal diet by pyrosequencing prey DNA in faeces. *Molecular Ecology*, **18**, 2022-2038.
- Deagle B. E., Tollit D. J. (2007) Quantitative analysis of prey DNA in pinniped faeces: potential to estimate diet composition? *Conservation Genetics*, **8**, 743-747.
- Deagle B. E., Tollit D. J., Jarman S. N., Hindell M. A., Trites A. W., Gales N. J. (2005b) Molecular scatology as a tool to study diet: analysis of prey DNA in scats from captive Steller sea lions. *Molecular Ecology*, **14**, 1831-1842.
- Derrickson, S. R., S. R. Beissinger, and N. F. Snyder. (1998) Directions in endangered species research. In J. M. Marzluff R. and Sallabanks (eds.), *Avian conservation: research and management*. Island Press, Washington, DC, United States of America.
- Deuter R., Peitsch S., Hertel S., Muller O. (1995) A method for preparation of fecal DNA suitable for PCR. *Nucleic Acids Research*, **23**, 3800-3801.
- Dickman C. R. (1986) An experimental-study of competition between 2 species of Dasyurid marsupials. *Ecological Monographs*, **56**, 221-241.
- Drever M. C., Harestad A. S. (1998) Diets of Norway rats (*Rattus norvegicus*) on Langara Island, Queen Charlotte Islands, British Columbia: Implications for conservation of breeding seabirds. *Canadian Field-Naturalist*, **112**, 676-683.
- Drever M. C., L. K. Blight, K. A. Hobson, D. F. Bertram. (2000) Predation on seabird eggs by Keen's mice (*Peromyscus keeni*) using stable isotopes to decipher the diet of a terrestrial omnivore on an offshore island. *Canadian Journal Zoology*, **78**, 2010-2018.
- Duffy, D. C., Jackson, S. (1986) Diet studies on seabirds: a review of methods. *Colonial Waterbirds*, **9**, 1-17.
- 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 Reunion Island. *Natural Resource Modeling*, **23**, 381-436.
- Dutta T., Sharma S., Maldonado J. E., Wood T. C., Panwar H. S., Seidensticker J. (2012) Fine-scale population genetic structure in a wide-ranging carnivore, the leopard (*Panthera pardus fusca*) in central India Diversity and Distributions, *in press*. DOI: 10.1111/ddi.12024
- Eccard J. A., Ylönen H. (2003) Interspecific competition in small rodents: from populations to individuals. *Evolutionary Ecology*, **17**, 423-440.
- Eggleston C. (2010) Ecology of norway rats (*Rattus norvegicus*) in relation to conservation and management of seabirds on Kiska Island, Aleutian Islands, Alaska 2005-2006. Master of science, Memorial University of Newfoundland St. John's, Newfoundland and Labrador, Canada, p198.
- Fasola M., Canova L. (2000) Assymetrical competition between the bank vole and the wood mouse, a removal experiment. *Acta Theriologica*, **45**, 353-365.
- Faulquier L., Fontaine R., Vidal E., Salamolard M., Le Corre M. (2009) Feral Cats (*Felis catus*) Threaten the Endangered Endemic Barau's Petrel (*Pterodroma barau*) at Reunion Island (Western Indian Ocean). *Waterbirds*, **32**, 330-336.
- Fedriani J. M., Kohn M. H. (2001) Genotyping faeces links individuals to their diet. *Ecology Letters*, **4**, 477-483.
- Frankham R. (2005) Genetics and extinction. *Biological Conservation*, **126**, 131-140.
- Gade B., Parker E. D. Jr (1997) The effect of life cycle stage and genotype on desiccation tolerance in the colonizing parthenogenetic cockroach *Pycnoscelus surinamensis* and its sexual ancestor *P. indicus*. *Journal of Evolutionary Biology*, **10**, 479-493.
- Gamberg M., Atkinson J. L. (1988) Prey hair and bone recovery in ermine scats. *The Journal of Wildlife Management*, **52**, 657-660.
- Genovesi P. (2011) Are we turning the tide? Eradications in times of crisis: how the global community is responding to biological invasions. In *Island Invasives: Eradication and Management*, Veitch CR, Clout MN, Towns DR. IUCN (International Union for Conservation of Nature) (ed.), Gland, Switzerland.
- Girardet S. A. B., Veitch C. R., Craig J. L. (2001) Bird and rat numbers on Little Barrier Island, New Zealand, over the period of cat eradication 1976-80. *New Zealand Journal of Zoology*, **28**, 13-29.
- Gottelli D., Sillero-Zubiri C., Marino J., Funk S. M., Wang J. (2012) Genetic structure and patterns of gene flow among populations of the endangered Ethiopian wolf. *Animal conservation, in press* DOI: 10.1111/j.1469-1795.2012.00591.
- Gouni A. (2004a) Situation du *Pahi*, martin-chasseur des Marquises, *Todiramphus godeffroyi* aux îles Marquises (Polynésie Française). Rapport non publié, Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu », Papeete, French Polynesia, p36.
- Gouni A. (2004b) L'avifaune de Bora-Bora, Archipel de la Société, Polynésie française. Rapport non publié, Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu », Papeete, French Polynesia, p 33.
- Gouni A., Kesler, D. C., Sarsfield, R., Tehei, T., Gouni, J., Butaud, J., Blanc, L., Durieux, J., Marie, J., Lichtlé, A., (2006) Étude du Martin-chasseur des Gambier (*Todiramphus gambieri niauensis*) sur l'atoll de Niau. Société d'Ornithologie de Polynésie "Manu"(ed.), Papeete, French Polynesia, p67.
- Gouni A., Mataitai A., Blanvillain C. (2003b) Sauvegarde du Monarque de Tahiti (*Pomarea nigra*) en danger critique d'extinction. Rapport sur la saison de reproduction 2002. Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu », Papeete, French Polynesia, p 23.
- Gouni A., Noiret C., Tehei T., Tahua J-B. (2004) Etude du Martin de Niau, *Todiramphus gambieri niauensis*. Mise en place d'un programme de conservation. Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu » (ed.), Papeete, French Polynesia, p62.
- Gouni A., Sanford G. (2003a) L'avifaune de Niau (Polynésie française) en février 2003, cas particulier : le Martin-Chasseur, *Todiramphus gambieri niauensis*. Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu » (ed.), Papeete, French Polynesia, p 44.
- Gouni, A., Zysman. T. (2007) Oiseaux du Fenua. Tahiti et ses îles. Tethys Editions (ed.), Papeete, French Polynesia, p239.
- Griffith, B., Scott J. M., Carpenter J. W., Reed C. (1989) Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, **245**, 477-480.
- Gula R., Theuerkauf J., Rouys S., Legault A. (2010) An audio/video surveillance system for wildlife. *European Journal of Wildlife Research*, **56**, 803-807.

- Hamilton A. M., Zug G. R., Austin C. C. (2010) Biogeographic anomaly or human introduction: a cryptogenic population of tree skink (*Reptilia: Squamata*) from the Cook Islands, Oceania. *Biological Journal of the Linnean Society*, **100**, 318-328.
- Harper G. A. (2007) Detecting predation of a burrow-nesting seabird by two introduced predators, using stable isotopes, dietary analysis and experimental removals. *Wildlife Research*, **34**, 443-453.
- Harvey J. T. (1989) Assessment of errors associated with harbor seal (*Phoca vitulina*) faecal sampling. *Journal of Zoology*, **219**, 101-111.
- Heber S., Varsani A., Kuhn S., Girg A., Kempenaers B., Briskie J. (2012) The genetic rescue of two bottlenecked South Island robin populations using translocations of inbred donors. *Proceedings of Royal Society, In press*, DOI: 10.1098/rspb.2012.2228.
- Hebert P. D. N., Cywinska A., Ball S. L., deWaard J. R. (2003) Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of the Royal Society of London*, **270**, 313-321.
- Hert D. G., Fredlake C. P., Barron A. E. (2008) Advantages and limitations of next-generation sequencing technologies: A comparison of electrophoresis and non-electrophoresis methods. *Electrophoresis*, **29**, 4618-4626.
- Hilton G. M., Cuthbert R. J. (2010) The catastrophic impact of invasive mammalian predators on birds of the UK Overseas Territories: a review and synthesis. *Ibis*, **152**, 443-458.
- Hodges C. S. N., Nagata S. R. (2001) Effects of predator control on the survival and breeding success of the endangered Hawaiian dark-rumped petrel. In: Scott JM, Conant S, Van Riper CEvolution, ecology, and management of Hawaiian birds: a vanishing avifauna. Studies in Avian Biology No. 22 Cooper Ornithological Society(ed.), United States of America. p 308-318.
- Howald G., Donlan C. J., Galv'An J. P., Russell J. C., Parkes J., Samaniego A., Wang Y., Veitch D., Genovesi P., Pascal M., Saunders A., Tershy B. (2007) Invasive Rodent Eradication on Islands, *Conservation Biological*, **21**, 1258-68.
- Hoy M. A. (1994) Insect Molecular Genetics, an Introduction to Principles and Applications. Academic Press (ed.), San Diego, California, p544.
- Igual J. M., Forero M. G., Gomez T., Orueta J. F., Oro D. (2006) Rat control and breeding performance in Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. *Animal Conservation*, **9**, 59-65.
- Ineich I. (2009) Inventaire herpétologique de l'île de Maïao, archipel de la Société (Polynésie française) *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **130-131**, 51-63.
- Innes J., Crook B. & Jansen P. (1994) A time-lapse video camera system for detecting predators at nests of forest birds: a trial with North Island kokako. *Proceedings of the Resource Technology '94 Conference*. University of Melbourne, Australia, 439-448.
- Innes J., Hayb R., Flux I., Bradfield P., Speed H., Jansen P. (1999) Successful recovery of North Island kokako *Callaeas cinerea wilsoni* populations, by adaptive management. *Biological Conservation*, **87**, 201-214.
- Innes, J., Nugent, G., Prime, K. (2004) Responses of kukupa (*Hemiphaga novaeseelandiae*) and other birds to mammal pest control at Motatau, Northland. *New Zealand Journal of Ecology*, **28**, 73-81.
- International Union for the Conservation of Nature [IUCN]. (2013) Red list of threatened species. Version 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org>>.
- Jarman S. N., Deagle B. E., Gales N. J. (2004) Clade-specific polymerase chain reaction for DNA-based analysis of species diversity and identity in dietary samples. *Molecular Ecology*, **13**, 1313-1322.
- Jimenez J. A., Hughes K. A., Alaks G., Graham L., Lacy, R. C. (1994) An experimental study of inbreeding depression in a natural habitat, *Science*, **264**, 271-273.
- Jones, H. P., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Croll, D., Keitt, B., Finkelstein, M. Howald, G. (2008) Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. *Conservation Biological*, **22**, 16-26.
- Jouventin P., Bried J., Micol T. (2003) Island birds' 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**, 371-378.
- Keitt B. S., Tershy B. R. (2003) Cat eradication significantly decreases shearwater mortality. *Animal Conservation*, **6**, 307-308.
- Keller L. F., Waller D. M. (2002) Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology and Evolution*, **17**, 230-241.
- Kesler D. C. (2012) Foraging Habitat Distributions Affect Territory Size and Shape in the Tuamotu

- Kingfisher. *International Journal of Zoology*, available online: 1-7.
- Kesler D. C., Laws R. J., Allison S. C., Gouni A., Stafford J. D. (2012a) Survival and Population Persistence in the Critically Endangered Tuamotu Kingfisher, *The Journal of Wildlife Management*, **76**, 1001-1010.
- Khanuja S. P. S., Shasany A. K., Darokar M. P., Kumar S. (1999) Rapid isolation of DNA from dry and fresh samples of plants producing large amounts of secondary metabolites and essential oils. *Plant Molecular Biology Reporter*, **17**, 74-74.
- Kindberg J., Swenson J. E., Ericsson G., Bellemain E., Miquel C., Taberlet P. (2011) Estimating population size and trends of the Swedish brown bear *Ursus arctos* population. *Wildlife Biology*, **17**, 1-10.
- King R. A., Read D. S., Traugott M., Symondson W. O. C. (2008) Molecular analysis of predation: a review of best practice for DNA-based approaches. *Molecular Ecology*, **17**, 947-963.
- Kohn M. H., Wayne R. (1997) Facts from feces revisited. *Trends in Ecology and Evolution*, **12**, 223-227.
- Kohn M. H., York E. C., Kamradt D. A., Haught G., Sauvajot R. M., Wayne R. K. (1999) Estimating population size by genotyping faeces. *Proceedings of Royal Society*, **266**, 657-663.
- Konecny M. J. (1987) Food habits and energetics of feral house cat in the Galapagos Islands. *Oikos*, **50**, 24-32.
- Kowalczyk R., Taberlet P., Coissac E., Valentini A., Miquel C., Kaminski T., Wojcik J. M. (2011) Influence of management practices on large herbivore diet—Case of European bison in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Forest Ecology and Management*, **261**, 821-828.
- Kuch M., Rohland N., Betancourt J. L., Latorre C., Stepan 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.
- Kuehler C., Lieberman A., Varney A., Unitt P., Sulpice R. M., Azua J., Tehevini B. (1997) Translocation of ultramarine lories *Vini ultramarina* in the Marquesas Islands: Ua Huka to Fatu Hiva. *Bird Conservation International*, **7**, 69-79.
- Lerner H. R. L., Fleischer R. C. (2010) Prospects for the use of Next-Generation Sequencing Methods in Ornithology. *Auk*, **127**, 4-15.
- Lever C. (1994) Naturalized animals : The ecology of successfully introduced species. T. & A. D. Poyser (ed.), London, United Kingdom, p354.
- Lieberman A., Kuehler C., Varney A., Unitt P., Sulpice R.M., Azua J. & Tehevini B. (1997) A note on the 1997 survey of the translocated ultramarine lory *Vini ultramarina* population on Fatu Hiva, Marquesas Islands, French Polynesia. *Bird Conservation International*, **7**, 291-292.
- Marks J. S., Redmond R. L. (1994) Conservation problems and research needs for Bristle-thighed Curlews *Numenius tahitiensis* on their wintering grounds. *Bird Conservation International*, **4**, 329-341.
- Martin J. L., Thibault J. C., Bretagnolle V. (2000) Black rats, island characteristics, and colonial nesting birds in the Mediterranean: consequences of an ancient introduction. *Conservation Biology*, **14**, 1452-1466.
- Matias R., Catty P. (2008) The diet of feral cats at New Island, Falkland Islands, and impact on breeding seabirds. *Polar Biological*, **31**, 609-616.
- McClelland P., Tyree P (2002) Eradication: the clearance of Campbell Island. New Zealand Geographical Society, **58**, 86-94.
- McCormack G., Künzle J. (1996) The 'Ura or Rimatara Lorikeet *Vini kuhlii*: its former range, present status, and conservation priorities. *Bird Conservation International*, **6**, 325-334.
- McGeoch M. A., S. H. M Butchart., Spear D., Marais E., Kleynhans E. J., Symes A., Chanson J., Hoffmann M. (2010) Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity & Distributions* **16**, 95-108.
- Monteiro L., Bonnemaïson D., Vekris A., Petry K. G., Bonnet J., Vidal R., Cabrita J., Mégraud F. (1997) Complex polysaccharides as PCR inhibitors in feces: *Helicobacter pylori* model. *Journal of Clinical Microbiology*, **35**, 995-998.
- Moore J. L., Rout T. M., Hauser C. E., Moro D., Jones M., Wilcox C., Possingham H. P. (2010) Protecting islands from pest invasion: optimal allocation of biosecurity resources between quarantine and surveillance *Biological Conservation*, **143**, 1068-1078.
- Morin P. A., Moore J. J., Chakraborty R., Jin L., Goodall J., Woodruff D. S. (1994) Kin selection, social structure, gene flow, and the evolution of chimpanzees, *Science*, **265**, 1193-1201.
- Murray D. C., Bunce M., Cannell B. L., Oliver R., Houston J., White N. E., Barrero R. A., Bellgard

- M. I., Haile J. (2011) DNA-based faecal dietary analysis: a comparison of qPCR and high throughput sequencing approaches. *PLoS One*, **6**, e25776.
- Myers J. H., Simberloff D., Kuris A. M., Carey J.R. (2000) Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Evolution*, **15**, 316-320.
- Newton I. (1993) Sparrowhawk Pp. 111-119 in *The new atlas of breeding birds in Britain and Ireland* D. W. Gibbons, J. B. Reid, R. A. Chapman (ed.), T. & A.D. Poyser, London, United Kingdom, 1988-1991.
- Nogales M., Martin A., Tershy B. R., Donlan C. J., Veitch D., Puerta N., Wood B., Alonso J. (2004) A Review of Feral Cat Eradication on Island. *Conservation Biology*, **18**, 310-319.
- Nogales M., Medina F. M. (2009) Trophic ecology of feral cats (*Felis silvestris f. catus*) in the main environments of an oceanic archipelago (Canary Islands): An updated approach. *Mammalian biology*, **74**, 169-181.
- Norman F. I. (1970) Food preferences of an insular population of *Rattus rattus*. *Journal of Zoology*, **162**, 493-503.
- Ogden J., Gilbert J. (2009) Prospects for the eradication of rats from a large inhabited island: community based ecosystem studies on Great Barrier Island, New Zealand. *Biological Invasions*, **11**, 1705-1717.
- Ogden J., Gilbert J. (2011) Running the gauntlet: advocating rat and feral cat eradication on an inhabited island - Great Barrier Island, New Zealand. In: Veitch, C. R.; Clout, M. N. and Towns, D. R. (ed.). *Island invasives: eradication and management*, IUCN, Gland, Switzerland, 467-471.
- Oppel S., Beaven B. M., Bolton M., Vickery J., Bodey T. W. (2011) Eradication of Invasive Mammals on Islands Inhabited by Humans and Domestic Animals. *Conservation Biology*, **25**, 232-240.
- Paltridge R. (2002) The diets of cats, foxes and dingoes in relation to prey availability in the Tanami Desert, Northern Territory. *Wildlife Research*, **29**, 389-403.
- Paltridge R., David G., Glenn E. (1997) Diet of the Feral Cat (*Felis catus*) in Central Australia. *Wildlife Research*, **24**, 67-76.
- Parker E. D. Jr, Selander R. K., Hudson R. O., Lester L. J. (1977) Genetic Diversity in Colonizing Parthenogenetic Cockroaches. *Evolution*, **31**, 836-842.
- Pascal M., Lorvelec O., Bretagnolle V. Culioli J. M. (2008) Improving the breeding success of a colonial seabird : a cost-benefit comparison of the eradication and control of its rat predator. *Endangered Species Research*, **4**, 267-277.
- 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*. *Animal Conservation*, **11**, 65-74.
- Pegard A., Miquel C., Valentini A., Coissac E., Bouvier F., Francois D., Taberlet P., Engel E. Pompanon F. (2009) Universal DNAbased methods for assessing the diet of grazing livestock and wildlife from feces. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **57**, 5700-5706.
- Pires M. M., Widmer C. E., Silva C., Setz E. Z. F. (2011) Differential detectability of rodents and birds in scats of ocelots, *Leopardus pardalis* (Mammalia: Felidae). *Zoologia*, **28**, 280-283.
- Poinar H. N., Hofreiter M., Spaulding W. G., Martin P. S., Stankiewicz B. A., Bland H., Evershaed R. P., Possnert G., Pääbo S. (1998) Molecular coproscopy: Dung and diet of the extinct ground sloth. *Nothrotheriops shastensis*. *Science*, **281**, 402-406.
- Poinar N. H., Kuch M., Sobolik K. D., Barnes I., Stankiewicz A. B., Kuder T., Spaulding W. G., Bryant V. M., Cooper A., Pääbo S. (2001) A molecular analysis of dietary diversity for three archaic Native Americans. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **98**, 4317-4322.
- 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.
- Prugh L. R., Arthur S. M., Ritland C. E. (2008) Use of faecal genotyping to determine individual diet. *Wildlife Biology*, **14**, 318-330.
- Raffaelli D., Moller H. (2000) Manipulative field experiments in animal ecology: do they promise more than they can deliver? *Advances in Ecological Research* **30**, 289-337.
- Ratcliffe N., Mithcell I., Varnham K., Verboven N., Higson P. (2009) How to prioritize rat management for the benefit of petrels: a case study of the UK, Channel Islands and Isle of Man. *Ibis*, **151**, 699-708.
- Ratnasingham S., Hebert P. D. N. (2007) Bold: The barcode of life data system (<http://www.barcodinglife.org>). *Molecular Ecology Notes*, **7**, 355-364.

- Rayé G., Miquel C., Coissac E., Redjadj C., Loison A., Taberlet P. (2011) New insights on diet variability revealed by DNA barcoding and high-throughput pyrosequencing: chamois diet in autumn as a case study. *Ecological Research*, **26**, 265-276.
- Reynolds J. C., Aebischer N. J. (1991) Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the Fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review*, **21**, 97-122.
- Riaz T., Shehzad W., Viari A. Pompanon F., Taberlet P., Coissac E. (2011) ecoPrimers: inference of new DNA barcode markers from whole genome sequence analysis. *Nucleic Acids Research*, **39**, e145.
- Ricciardi A., Simberloff D. (2009) Assisted colonization: good intentions and dubious risk assessment. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**, 476-477.
- Richard C., Hilton G. (2004) Introduced house mice *Mus musculus*: a significant predator of threatened and endemic birds on Gough Island, South Atlantic Ocean? *Biological Conservation*, **117**, 483-489.
- Roff D. A. (1997) Evolutionary quantitative genetics. Chapman & Hall (ed.), London, United Kingdom.
- Rout T. M., Moore J. L., Possingham H.P., McCarthy M. A. (2011) Allocating biosecurity resources between preventing, detecting, and eradicating island invasions. *Ecological Economics*, **71**, 54-62.
- Ruffino L., Bourgeois K., Vidal E., Duhem C., Paracuellos M., Escribano F., Sposimo P., Baccetti N., Pascal M., Oro D. (2009) Invasive rats and seabirds after 2,000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean islands. *Biological Invasions*, **11**, 1631-1651.
- Russell J. C., Mackay J. W. B., Abdelkrim J. (2009) Insular pest control within a metapopulation context. *Biological Conservation*, **142**, 1404-1410.
- Saccheri I., Kuussaari M., Kankare M., Vikma P., Fortelius W., Hanski, I. (1998) Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature*, **392**, 491-494.
- Sanders M. D., Maloney R .F. (2002) Causes of mortality at nests of ground-nesting birds in the Upper Waitaki Basin, South Island, New Zealand: a 5-year video study. *Biological Conservation*, **106**, 225-236.
- Schlaepfer M. A., Sax D. F., Olden J. D. (2011) The Potential Conservation Value of Non-Native Species *Conservation Biology*, **25**, 428-437.
- Schlaepfer M. A., Helenbrook W. D., Searing K. B., Shoemaker K. T. (2009) Assisted colonization: evaluating contrasting management actions (and values) in the face of uncertainty. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**, 471-2.
- Schlaepfer M. A., Sax D. F., Olden J. D. (2012) Toward a More Balanced View of Non-Native Species. *Conservation Biology*, **26**, 1156-1158.
- Schoener, T. W. (1983) Field experiments on interspecific competition. *American Naturalist*, **122**, 240.
- Schuster S. C. (2008) Next-generation sequencing transforms today's biology. *Nature Methods*, **5**, 16-18.
- Scott D. M., Brown D., Mahood S., Denton B., Silburn A., Rakotondraparany F. (2006) The impacts of forest clearance on lizard, small mammal and bird communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. *Biological Conservation*, **127**, 72 -87.
- Seddon P. J., Armstrong D. P., Maloney R. F. (2007) Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology*, **21**, 303-312.
- Seto N. W. H., Conant S. (1996) The Effects of Rat (*Rattus rattus*) Predation on the Reproductive Success of the Bonin Petrel (*Pterodroma hypoleuca*) on Midway Atoll. *Colonial Waterbirds*, **19**, 171-185.
- Shehzad W., McCarthy T. M., Pompanon F., Purejav L., Coissac E., Riaz T., Taberlet P. (2012a) Prey preference of snow leopard (*Panthera uncia*) in South Gobi, Mongolia. *PLoS One*, **7**, e32104.
- Shehzad W., Riaz T., Nawaz M. A., C Miquel., Poillot C., Shah S. A., Pompanon F., Coissac E., Taberlet P. (2012b) A universal approach for carnivore diet analysis based next generation sequencing: application to the leopard cat (*Prionailurus bengalensis*) in Pakistan. *Molecular Ecology*, **21**, 1951-65.
- Simberloff D., Martin J.-L., Genovesi P., Maris V., Wardle D. A., Aronson J., Courchamp F., Galil B., Garcia-Berthou E., Pascal M., Pysek P., Sousa R., Tabacchini E., Vilà M. (2012) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, **28**, 58-66.
- Simberloff D. (2001) Eradication of island invasives: practical actions and results achieved. *TRENDS in Ecology & Evolution*, **16**, 273-274.

- Simberloff, D. 2002. Today Tiritiri Matangi, tomorrow the world! Are we aiming too low in invasives control? Pages 4-12 in C. R. Veitch and M. N. Clout, editors. Turning the tide: the eradication of invasive species. International Union for Conservation of Nature, Invasive Species Specialist Group, Gland, Switzerland, and Cambridge, United Kingdom.
- Soininen E. M., Valentini A., Coissac E., Miquel C., Gielly L., Brochmann C., Brysting A. K., Sønstebo 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.
- Stake M. M., Cimprich D. A. (2003) Using video to monitor predation at black-capped vireo nests. *The Condor*, **105**, 348-357.
- Stapp P. (2002) Stable isotopes reveal evidence of predation by ship rats on seabirds on the Shiant Islands, Scotland. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 831-840.
- Svengren H., Björklund M. (2010) An Assessment of the Density of a Large Carnivore using a Non-Invasive Method Adapted for Pilot Studies. *South African Journal of Wildlife Research*, **40**, 121-129.
- Symondson W. O. C. (2002) Molecular identification of prey in predator diets. *Molecular Ecology*, **11**, 627-641.
- Taberlet P., Camarra J. J., Griffin S., Uhrès E., Hanotte O., Waits L. P., Dubois-Paganon C., Burke T., Bouvet J. (1997) Non-invasive genetic tracking of the endangered Pyrenean brown bear population, *Molecular Ecology*, **6**, 869-876.
- Taberlet P., Coissac E., Pompanon F., Gielly L., Miquel C., Valentini A., Vermet T., Corthier G., Brochmann C., Willerslev E. (2007) Power and limitations of the chloroplast trnL (UAA) intron for plant DNA barcoding. *Nucleic Acids Research*, **35**, e14.
- Taberlet P., Waits L. P., Luikart G. (1999) Noninvasive genetic sampling: look before you leap. *Trends in Ecology and Evolution*, **14**, 323-327.
- Thibault J.-C., Martin J.-L., Penloup A., Meyer J.-Y. (2002) Understanding the decline and extinction of monarchs (Aves) in Polynesian Islands. *Biological Conservation*, **108**, 161-174.
- Tollit D. J., Steward M. J., Thompson P. M., Plerce G. J., Santos M. B., Hughes S. (1997) Species and size differences in the digestion of otoliths and beaks: Implications for estimates of pinniped diet composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 105-119.
- Tollit D. J., Wong M., Winship A. J., Rosen D. A. S., Trites A. W. (2003) Quantifying errors associated with using prey skeletal structures from fecal samples to determine the diet of Steller's sea lion (*Eumetopias jubatus*). *Marine Mammal Science*, **19**, 724-744.
- Towns D. R., Atkinson I. A. E., Daugherty C. H. (2006) Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, **8**, 863-891.
- Troedsson C., Simonelli P., Nagele V., Nejtgaard J. C., Frischer M. E. (2009) Quantification of copepod gut content by differential length amplification quantitative PCR (dlaqPCR). *Marine Biology*, **156**, 253-259.
- Valentini A., Miquel C., Nawaz M. A., Bellemain E., Coissac E., Pompanon F., Gielly L., Cruaud C., Nascetti G., Wincker P., Swenson J. E., Taberlet P. (2009a) New perspectives in diet analysis based on DNA barcoding and parallel pyrosequencing: the trnL approach. *Molecular Ecology Resources*, **9**, 51-60.
- Valentini A., Pompanon F., Taberlet P. (2009b) DNA barcoding for ecologists. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**, 110-117.
- Veitch C. R., Clout M. N., Towns D. R. (2011) Island invasives: Eradication and management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives. Veitch CR, Clout MN, Towns DR. IUCN (International Union for Conservation of Nature) (ed.), Gland, Switzerland and Auckland, New Zealand, CBB, p542.
- Von Bubnoff A. (2008) Next-Generation Sequencing: The Race Is On. *Cell*, **132**, 721-723.
- Vucicevic M., Stevanov-Pavlovic M., Stevanovic J., Bosnjak J., Gajic B., Aleksic N., Stanimirovic Z. (2012) Sex Determination in 58 Bird Species and Evaluation of CHD Gene as a Universal Molecular Marker in Bird Sexing. *Zoo Biology*, in press. DOI:10.1002/zoo.21010.
- Wallace R. K. (1981) An assessment of diet-overlap indexes. *American Fisheries Society* **110**, 72-76.
- Wanless R. M., Angel A., Cuthbert R. J., Hilton G. M., Ryan P. G. (2007) Can predation by invasive mice drive seabird extinctions? *Biology Letters*, **3**, 241-244.
- Wanless R. M., Ryan P. G., Altwegg R., Angel A., Cooper J., Cuthbert R., Hilton G. M. (2009) From both sides: Dire demographic consequences of carnivorous mice and

- longlining for the Critically Endangered Tristan albatrosses on Gough Island, *Biological Conservation*, **142**, 1710-1718.
- Watts C., Stringer I., Sherley G., Gibbs G., Green C. (2008). History of weta (Orthoptera: Anostomatidae) translocation in New Zealand: lessons learned, islands as sanctuaries and the future. *Journal of Insect Conservation*, **12**, 359-370.
- Weaver J. L. (1993) Refining the equation for interpreting prey occurrence in gray wolf scats. *The Journal of Wildlife Management*, **57**, 534-538.
- White P. J, Wallen R. L. (2012) Yellowstone bison genetics: let us move forward. *Journal Heredity*, **103**, 754-755.
- Williams J. M. (1975) Rat Damage to Coconuts in Fiji. Part II Efficiency and Economics of Damage Reduction Methods. *Tropical Pest Management*, **21**, 19-26.
- Woods J. G., McLellan B. N., Paetkau D., Proctor M., Lewis D., Strobeck C. (1999) Genetic tagging free-ranging black and brown bears, *Wildlife Society Bulletin*, **27**, 616-627.
- Woolaver L. G., Nichols R. K., Morton E. S., Stutchbury B. J. M. (2013) Population genetics and relatedness in a critically endangered island raptor, Ridgway's Hawk *Buteo Ridgwayi*. *Conservation Genetics*, in press DOI: 10.1007/s10592-013-0444-4
- Wright L. I., Tregenza T., Hosken D. J. (2008) Inbreeding, inbreeding depression and extinction. *Conservation Genetics*, **9**, 833-843.
- Yoccoz N. G. (2012) the future of environmental DNA in ecology. *Molecular Ecology*, **21**, 2031-2038.
- 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., Bonnaud E., Vidal E. Do we need better data than morphological diet analysis to assess predator impact? A review of literature and call for the alternative approaches. *In prep.*
- Zeale M. R. K., Butlin R. K., Barker G. L A., Lees D. C., Jones G. (2011) Taxon-specific PCR for DNA barcoding arthropod prey in bat faeces. *Molecular Ecology Resources*, **11**, 236-244.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES GÉNÉRALES:

- Achard F., Eva H. D., Stibig H.-J., Mayaux P., Gallego J., Richards T., Malingreau J.-P. (2002) Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. *Science*, **297**, 999-1002.
- Adler G. H., Austin C. C., Dudley R. (1995) Dispersal and speciation of skinks among archipelagos in the tropical Pacific Ocean. *Evolutionary Ecology*, **9**, 529-541.
- Agustí N., Symondson W. O. C. (2001) Molecular diagnosis of predation. *Antenna*, **25**, 250-253.
- Alberts B., Bray D., Lewis J., Raff M., Roberts K., Watson J. D. (2007) *Molecular Biology of the Cell*, 5th edition. Garland Publishing (ed.), New York, United States of America. p1392.
- Alterio N. (1996) Secondary poisoning of stoats (*Mustela erminea*), feral ferrets (*Mustela furo*), and feral house cats (*Felis catus*) by the anticoagulant poison, brodifacoum. *New Zealand Journal of Ecology*, **23**, 331-338.
- Alterio N., Moller H. (1997) Diet of feral house cats *Felis catus*, ferrets *Mustela furo* and stoats *M. erminea* in grassland surrounding yellow-eyed penguin *Megadyptes antipodes* breeding areas, South Island, New Zealand. *Journal of Zoology*, **243**, 869-877.
- Altschul S .F., Gish W, Miller W, Myers E .W., Lipman D. J. (1990) Basic local alignment search tool. *Journal of Molecular Biology*, **215**, 403-410.
- Amend A. S., Seifert K. A., Bruns T. D. (2010) Quantifying microbial communities with 454 pyrosequencing: does read abundance count? *Molecular Ecology*, **19**, 5555-5565.
- Anderson A. (1989) Mechanics of overkill in the extinction of New Zealand moas. *Journal of Archaeological Science*, **16**, 137-151.
- Andréfouët S., Chauvin C., Spraggins S., Torres-Puzilla D., Kranenbourg C. (2005) Atlas des récifs coralliens de Polynésie française. Centre IRD de Nouméa. New-Caledonia.
- Armitage P. (1984) Unwelcome companions: ancient rats reviewed. *Antiquity*, **68**, 231-240.
- Armitage P., West B., Steedman K. (1984) New evidence of the black rat in Roman London. *The London Archaeologist*, **4**, 375-383.
- Armstrong D. P., Seddon, P. J. (2008) Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution*, **23**, 20-25.
- Artois, M., M.-J. Duchene., J.-M. Pericard, V. Xemar. (1997) Le chat domestique errant ou haret. *Encyclopedie des carnivores de France* **18**.
- Asquith N. M., Wright S. J., Clauss M. J. (1997) Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. *Ecology*, **78**, 941-946.
- Athens J. S. (2009) *Rattus exulans* and the catastrophic disappearance of Hawai'i's native lowland forest. *Biological Invasions*, **11**, 1489-1501.
- Atkinson I. A. E. (1985) The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effect on island avifaunas. In Conservation of island birds: case studies for the management of threatened island species, ICBP Technical Publication, Moors P. J. (Ed.), Cambridge, United Kingdom, 35-81.
- Atkinson I. A. E. (1989). Introduced animals and extinctions,. In Western D., Pearl M.C. (Ed.), Conservation for the Twenty-First Century, Oxford University Press, New York, United States of America, 54-75.
- Atkinson, I. A. E. (2001) Introduced mammals and models for restoration. *Biological Conservation*, **99**, 81-96.
- Aubert de la Rüe E. (1964) Observations sur les caractères et la répartition de la végétation des Iles Kerguelen. *Comité National Français pour les Recherches Antarctiques*, **10**, 1-60.
- Audouin-Rouzeau F. (1999) Le rat noir (*Rattus rattus*) et la peste dans l'occident antique et médiéval. *Bulletin de la Société Pathologique Exotique*, **92**, 422-426.
- Audouin-Rouzeau F., Vigne J.-D. (1994) La colonisation de l'Europe par le rat noir (*Rattus rattus*). *Revue de Paléobiologie*, **13**, 125-145.
- Austin C. C. (1999) Lizards took express train to Polynesia. *Nature*, **397**, 113-114.
- Avisé J. C., Hubbell S. P., Ayala F. J. (2008) In the light of evolution II: Biodiversity and extinction. *Proceedings of the National Academie of Science*, **105**, 11453-11457.
- Baker R. H. (1946) A study of rodent populations Guam, Mariana Islands. *Ecological Monographs*, **16**, 394-408.
- Balogh A. L., Ryder T. B., Marra P. P. (2011) Population demography of gray catbirds in the suburban matrix: sources, sinks and domestic cats. *Journal of Ornithology*, **152**, 717-726.

- Barbault R. (2010) A new beginning for biodiversity? *Comptes Rendus Biologies*, **334**, 483-488.
- Barel C. D. N., Dorit R., Greenwood P. H., Fryer G., Hughes N., Jackson P. B. N., Kawanabe H., Lowe-McConnell R. H., Nagoshi M., Ribbink A. J., Trewavas E., Witte F., Yamaoka K. (1985) Destruction of fisheries in Africa's lakes. *Nature*, **315**, 19-20.
- Barnes S. S., Matisoo-Smith E., Hunt T.L. (2006) Ancient DNA of the Pacific rat (*Rattus exulans*) from Rapa Nui (Easter Island). *Journal of Archaeological Science*, **33**, 1536-1540.
- 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., Ferrer E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, **471**, 51-57.
- Baudat-Franceschi J., Cromarty P., Golding C., Cranwell S., Le Breton J., Butin J.P., Boudjelas S. (2011) Rodent eradication to protect seabirds in New Caledonia: the importance of baseline biological surveys, feasibility studies and community support. Société Calédonienne d'Ornithologie (ed.), Poindimié, New Caledonia, p6.
- Baudat-Franceschi, J. (2008) Plan des opérations pour l'éradication des rongeurs introduits sur trois sites de l'IBA «îlots du Nord Ouest» (commune de Koumac). Société Calédonienne d'Ornithologie (ed.), Koumac, New Caledonia, p13.
- Beckerman P., Boots M., Gaston K. J. (2007) Urban bird declines and the fear of cats. *Animal Conservation*, **10**, 320-325.
- Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thuiller W., Courchamp F. (2012) Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, **15**, 365-377.
- 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.
- Berry R. J. (1970) The natural history of the house mouse, *Field Studies*, **3**, 219-262.
- Bettesworth D. J. (1972) *Rattus exulans* on red mercury island. *Tane*, **18**, 117-118.
- Bierregaard Jr. R. O., Lovejoy T. E., Kapos V., Dossantos A. A., Hutchings R. W. (1992) The Biological Dynamics of Tropical Rain-Forest Fragments. *Bioscience*, **42**, 859-866.
- Birdlife International (2008) *State of the world's birds. Indicators for our changing world*. BirdLife International, Cambridge, United Kingdom.
(http://www.biodiversityinfo.org/sowb/userfiles/docs/SOWB2008_en.pdf)
- BirdLife International. (2013) BirdLife's online World Bird Database: the site for bird conservation. Version 2.0. Cambridge, UK: BirdLife International. Disponible à: <http://www.birdlife.org>.
- BirdLife International. (2013) Species Factsheet: *Todiramphus gambieri*.
<http://www.birdlife.org/datazone/species>.
- Biro Z., Lanszki J., Szemethy L., Heltai M., Randi E. (2005) Feeding habits of feral domestic cats (*Felis catus*), wild cats (*Felis silvestris*) and their hybrids: trophic niche overlap among cat groups in Hungary. *Journal of Zoology*, **266**, 187-196.
- Bisceglia S. B. C., Pereira J. A., Teta P., Quintana R. D. (2008) Food habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in the central Monte desert of Argentina. *Journal of Arid Environments*, **72**, 1120-1126.
- Blackburn T. M. (2008) Using aliens to explore how our planet works. *Proceedings of the National Academie of Science*, **105**, 9-10.
- Blackburn T. M., Cassey P., Duncan R. P., Evans K. L. et Gaston K. J. (2004). Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. *Science*, **305**, 1955-1958.
- Blackburn T. M., Cassey P., Duncan R. P., Evans K. L., Gaston K. J. (2005). Response to comment on "Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands". *Science*, **307**, 1412.
- Blackburn T., Cassey P., Duncan R. P., Evans K. L., Gaston K. J. (2007) Threats to Avifauna on Oceanic Islands Revisited. *Conservation Biology*, **22**, 492-494.
- Blackburn T., Cassey P., Lockwood J. (2009) The role of species traits in the establishment success of exotic birds. *Global Change Biology*, **15**, 2852-2860.
- Blanvillain C., Salducci J. M., Tutururai G., Maeura M. (2003) Impact of introduced birds on the recovery of the Tahiti Flycatcher (*Pomarea nigra*), a critically endangered forest bird of Tahiti. *Biological Conservation*, **109**, 197-205.

- Blanvillain C., Ziembicki M. R. (2002) Rapport de mission sur le Monarque de Fatu Hiva (*Pomarea whitneyi*). Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu » (ed.), Papeete, French Polynesia, p7.
- Bloomer J. P., Bester M. N. (1990) Diet of a declining feral cat *Felis catus* population on Marion Island. *South African Journal of Wildlife Research*, **20**, 1-4.
- Bonnaud E., Medina F. M., Vidal E., Nogales M., Tershy B., Zavaleta E., Donlan C. J., Keitt B., Le Corre M., Horwath S. V. (2011) The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. *Biological Invasions*, **13**, 581-603.
- 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., Bourgeois K., Vidal E., Kayser Y., Tranchant Y., Legrand J. (2007) feeding ecology of a feral cat population on a small mediterranean island. *Journal of mammalogy*, **88**, 1074-1081.
- 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*, **51**, 261-270.
- Bonnaud E., Courchamp F. Conservation des biotas insulaires. In *Ecologie de la Conservation*; Editeur : De Boeck, sous la direction scientifique de Michel Gauthier-Clerc, François Mesleard et Jacques Blondel. *In press*.
- Bonnaud E., Zarzoso-Lacoste D., Bourgeois K., Ruffino L., Legrand J., Vidal E. (2010) Top-predator control on islands boosts endemic prey but not mesopredator. *Animal Conservation*, **13**, 556-567.
- Bonnington C., Gaston K. J., Evans K. L. (2013) Fearing the feline: domestic cats reduce avian fecundity through trait-mediated indirect effects that increase nest predation by other species. *Journal of Applied Ecology*, **50**, 15-24.
- Booth A. M. (1996) Kiore (*Rattus exulans*) predation on the eggs of the Little Shearwater (*Puffinus assimilis haurakiensis*). *Notornis*, **43**, 147-153.
- Boudjelas S. (2009) Public participation in invasive species management. Invasive species management: a handbook of principles and techniques, In: Clout, M.N. and Williams, P.A., Oxford University Press (ed.), Oxford, United Kingdom, 93-107.
- Bourgeois K., Vidal E., Suehs C. M., Medail F. (2004) Extreme invasional meltdown: multi-trophic interactions catalyse Mediterranean island invasions. In: *Medecos Ecology, Conservation and Management* Arianoutson M., Papanastasis VP. Millpress Science Publisher (ed.), Rotterdam, Netherlands 1-5.
- Bouton T. W., Arshad M. A., Dieszen L. L., (1983) Stable isotope analysis of termite food habits in East African Grasslands. *Oecologia*, **59**, 1-6.
- Bowles E., Schulte P. M., Tollit D. J., Deagle B. E., TRITES A. W. (2011) Proportion of prey consumed can be determined from faecal DNA using real-time PCR. *Molecular Ecology Resources*, **11**, 530-540.
- Bowles E., Schulte P. M., Tollit D. J., Deagle B. E., TRITES A. W. (2011) Proportion of prey consumed can be determined from faecal DNA using real-time PCR. *Molecular Ecology Resources*, **11**, 530-540.
- Bradley J. E., Marzluff, J. M. (2003). Rodents as nest predators: influence on predatory behavior and consequences to nesting birds. *Auk*, **120**, 1180-1187.
- Braley M., Goldsworthy S. D., Page B., Steer M., Austin J. J. (2010) Assessing morphological and DNA-based diet analysis techniques in a generalist predator, the arrow squid *Nototodarus gouldi*. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 466-74.
- Brickner-Braun I., Geffen E., Yom-Tov Y. (2007) The domestic cat as a predator of Israeli wildlife. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, **53**, 129-142.
- Briskie J. V., Mackintosh M. (2004) Hatching failure increases with severity of population bottlenecks in birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **101**, 558-561.
- Brodier S., Pisanu B., Villers A., Pettex E., Lioret M., Chapuis J.-L., Bretagnolle V. (2011) Responses of seabirds to the rabbit eradication on Ile Verte, sub-Antarctic Kerguelen Archipelago. *Animal Conservation*, **14**, 459-465.
- Brooke R. K., Lockwood J. L., Moulton M.P. (1995) Patterns of success in passeriform bird introductions on Saint Helena. *Oecologia*, **103**, 337-342.
- Brooks T. M., Mittermeier R., Mittermeier C. G., Fonseca, G. B. da Rylands A. B., Konstant W. R., Flick P., Pilgrim J., Oldfield S., Magin G., Hilton-Taylor C. (2002) Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology*, **16**, 909-923.

- Brooks T. M., Pimm S. L., Collar N.J. (1997) Deforestation Predicts the Number of Threatened Birds in Insular Southeast Asia. *Conservation Biology*, **11**, 382-394.
- Brown J. H., Sax D. F. (2004) An Essay on Some Topics Concerning Invasive Species. *Austral Ecology*, **29**, 530-536.
- Brundtland G.H. (1987) Notre Avenir à Tous, rapport de la commission mondiale sur l'Environnement et le Développement. Les Editions du Fleuve (ed.), Paris, France.
- Bruner P. L. (1972) The birds of French Polynesia. In Pacific Science Information Center, Bernice P. Bishop (ed.), Museum, Honolulu, United States of America. 101-102.
- Burbidge A. A., Manly B. F. J. (2002) Mammal extinctions on Australian islands: causes and conservation implications. *Journal of Biogeography*, **29**, 465-473.
- Butaud J. (2007) Étude de la flore vasculaire de l'atoll soulevé de Niau, cartographie de sa végétation, caractérisation de l'habitat du Martin-Chasseur de Niau, et priorités de conservation. Société d'Ornithologie de Polynésie «Manu», Papeete, French Polynesia, p38.
- 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. Veitch CR, Clout MN, Towns DR. IUCN (International Union for Conservation of Nature) (ed.), Gland, Switzerland.
- Canepuccia A. D., Martinez M. M., Vassallo A. I. (2007) Selection of waterbirds by Geoffroy's cat: Effects of prey abundance, size, and distance *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, **72**, 163-173.
- Carreon-Martinez L., Johnson T. B., Ludsins 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.
- Carvalho J. C., Gomes P. (2001). Food habits and trophic niche overlap of the red fox, european wild cat and common genet in the Peneda-Gerês National Park. *Galemys*, **13**, 39-48.
- Casper R. M., Jarman S. N., Deagle B. E., Gales N. J., Hindell M. A. (2007) Combining DNA and morphological analysis of faecal samples improves insight into trophic interactions: a case study using a generalist predator. *Marine Biology*, **152**, 815-825.
- Casper R. M., Jarman S. N., Deagle B. E., Gales N. J., Hindell M. A. (2007) Detecting prey from DNA in predator scats: A comparison with morphological analysis, using *Arctocephalus* seals fed a known diet. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **347**, 144-154.
- Catley M. A., Bowman C. M., Bayliss M. W., Gale M. D. (1987) The pattern of amyloplast DNA accumulation during wheat endosperm development. *Planta*, **171**, 416-421.
- Catling P.C. (1988) Similarities and Contrasts in the Diets of Foxes, *Vulpes vulpes*, and Cats, *Felis catus*, Relative to Fluctuating Prey Populations and Drought. *Australian Wildlife Research*, **15**, 307-17.
- Catry P., Silva M. C., MacKay S., Campos A., Masello J., Quillfeldt P., Strange I. J. (2007) Can thin-billed prions *Pachyptila belcheri* breed successfully on an island with introduced rats, mice and cats? The case of New Island, *Falkland Islands Polar Biology*, **30**, 391-394
- Caut S., Angulo E., Courchamp F. (2008) Dietary shift of an invasive predator: rats, seabirds and sea turtles. *Journal of Applied Ecology*. **45**, 428-437.
- Caut S., Angulo E., Courchamp F. (2009) Avoiding surprise effects on Surprise Island: alien species control in a multitrophic level perspective. *Biological Invasions*, **11**, 1689-1703.
- Caut S., Casanovas J.G., Virgos E.S., Lozano J., Witmer G.W., Courchamp F. (2007) Rats dying for mice: modelling the competitor release effect. *Austral Ecology*, **32**, 858-868.
- CDC (2003) Its time to prepare for West Nile virus. <http://www.cdc.gov/ncidod/dvbid/westnile/WNVmyths.htm>.
- Ceballos G., And Brown J. H. (1995) Global Patterns of Mammalian Diversity, Endemism, and Endangerment. *Conservation Biology*, **9**, 559-568.
- Chapin S., Zavaleta E. S., Eviner V. T., Naylor R. L., Vitousek P. M., Reynolds H. L., Hooper D. U., Lavorel S., Sala O. E., Hobbie S. E., Mack M. C., Díaz. S. (2000) Consequences of changing biodiversity, *Nature*, **405**, 234-242.
- Chapuis J.-L., Pisanu B., Brodier S., Villers A., Pettex E., Lioret M., Bretagnolle V. (2011) Eradication of invasive herbivores: usefulness and limits for biological conservation in a changing world. *Animal Conservation*, **14**, 471-473.
- Chapuis J.-L., Vernon P., Frenot Y., (1991) Fragilité des peuplements insulaires : exemple des îles Kerguelen, archipel subantarctique. In: Massoud, Z. (Ed.), Réactions des êtres vivants aux changements de l'environnement. Actes des Journées de l'Environnement du Centre

- National de la Recherche Scientifique 30 nov. - 1er déc. 1989. CNRS, Paris, France 235-248.
- Chapuis, J.-L., Bousset P., Barnaud, G., 1994. Alien mammals, impact and management in the French subantarctic islands. *Biological Conservation*, **67**, 97-104.
- Chase M. W., Cowan R. S., Hollingsworth P. M., van den Berg C., Madriñán S., Petersen, G., Seberg O., Jørgensen T., Cameron K. M., Carine M., Pedersen N., Hedderson T. A. J., Conrad F., Salazar G. A., Richardson J. E., Hollingsworth M. L., Barraclough T. G., Kelly L., Wilkinson M. (2007) A proposal for a standardised protocol to barcode all land plants. *Taxon*, **56**, 295-299.
- Chastain, A., (1958) La flore et la végétation des îles de Kerguelen. *Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle. Botanique*, **11**, 1-136.
- Chaves P. B., Paes M. F., Mendes S. L., K. B. Strier, I. D. Louro, V. Fagundes. (2006) Noninvasive genetic sampling of endangered muretu (Primates, Atelidae): Efficiency of fecal DNA extraction. *Genetics and Molecular Biology*, **29**, 750-754.
- Cincotta C. L., Adams J. M., Holzapfel C. (2009) Testing the enemy release hypothesis: a comparison of foliar insect herbivory of the exotic Norway maple (*Acer platanoides* L.) and the native sugar maple (*A. saccharum* L.). *Biological Invasions*, **11**, 379-388.
- Ciucci P., Boitani L., Pelliccioni E. R., Rocco M., Guy I. (1996) A comparison of scat-analysis methods to assess the diet of the wolf *Canis lupus*. *Wildlife Biology*, **2**, 37-48.
- Clare E. L., Fraser E. E., Braid H. E., Fenton M. B., Hebert P. D. N. (2009) Species on the menu of a generalist predator, the eastern red bat (*Lasiurus borealis*): using a molecular approach to detect arthropod prey. *Molecular Ecology*, **18**, 2532-2542.
- Clark D. A. (1982) Foraging patterns of black rats across a desert-montane forest gradient in the Galapagos. *Biotropica*, **13**, 182-194.
- Clavero M., Garcia-Berthou E. (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**, 110.
- Clevenger A. P. (1995) Seasonality and relationships of food resource use of *Martes martes*, *Genetta genetta* and *Felis catus* in the balearic islands. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, **50**, 109-131.
- Clode, D., Birks, J. D. S., Macdonald, D. W. (2000). The influence of risk and vulnerability on predator mobbing by terns (*Sterna* spp.) and gulls (*Larus* spp.). *Journal of Zoology*, **252**, 53-59.
- Clout M. N. (1980) Ship rats (*Rattus rattus* L.) in a *Pinus radiata* plantation. *New Zealand Journal of Ecology*, **3**, 141-145.
- Colautti R I, MacIsaac H. J. (2004) A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions*, **10**, 135-141.
- Colautti R, Richardson D (2009) Subjectivity and flexibility in invasion terminology: too much of a good thing? *Biological Invasions*, **11**, 1225-1229.
- Colwell R. R., Futuyma D. J. (1971) On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*, **52**, 567-572.
- Coman B. J., Brunner H. (1972) Food Habits of the Feral House Cat in Victoria. *The Journal of Wildlife Management*, **36**, 848-853.
- Connell J. H. (1983) On the prevalence and relative importance of interspecific competition: evidence from field experiments. *American Naturalist*, **122**, 661-696.
- Cooper J., Marais A. V. N., Blommer J. P., Bester M.N. (1995) A success story: Breeding of burrowing petrels (Procelariidae) before and after eradication of feral cats *Felis catus* at subantarctic Marion Island. *Marine Ornithology*, **23**, 33-37.
- Copson G. R. (1986) The Diet of the Introduced Rodents *Mus musculus* L. and *Rattus rattus* L. on Subantarctic Macquarie Island. *Australian Wildlife Research*, **13**, 441 - 445.
- Copson G.R., Whinam J. (1998) Response of vegetation on subantarctic Macquarie Island to reduced rabbit grazing. *Australian Journal of Botany*, **46**, 15-24.
- Corbett L. K. (1978) A comparison of the social organization and feeding ecology. *Carnivore Genetics Newsletter*, **34**, 269-274.
- Corse E., Costedoat C., Chappaz R., Pech N., Martin J-F., Gilles A. (2010) A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 96-108.
- Cottrell P. E., Trites A. W., Miller E. H. (1996) Assessing the use of hard parts in faeces to identify harbour seal prey: Results of captive-feeding trials. *Canadian Journal of Zoology*, **74**, 875-880.
- Coulombe G. (2009) Étude du martin-chasseur des gambier (*Todiramphus gambieri*) sur l'atoll de Niau. Société d'Ornithologie de Polynésie

- « MANU » (ed.) Papeete, French Polynesia, p65.
- Coulombe G. (2010) Resource selection and space use of the critically endangered Tuamotu kingfisher (*Todiramphus gambieri*). Unpublished Master of Science (ed.), University of Missouri-Columbia, United States of America, p65.
- Coulombe G. L., Kesler D. C., Gouni A. (2011) Agricultural coconut forest as habitat for the critically endangered Tuamotu Kingfisher (*Todiramphus gambieri gertrudae*) *Auk*, **128**, 283-292.
- Courchamp F., Angulo E., Rivalan P., Hall R. J., Signoret L., Bull L., Meinard Y. (2006) Rarity Value and Species Extinction: The Anthropogenic Allee Effect. *PLoS Biology*, **4**, e415.
- Courchamp F., Caut S., Bonnaud E., Bourgeois K., Angulo E., Watari Y. (2011) Eradication of alien invasive species: surprise effects and conservation successes. the eradication of invasive species. Invasive Species Specialist Group, IUCN (ed.), Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom, 258-289.
- Courchamp F., Chapuis J-L et Pascal M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, **78**, 347-383.
- Courchamp F., Langlais M., Sugihara G. (1999) Cats protecting birds: modelling the mesopredator effect. *Journal of Animal Ecology*, **68**, 282-292.
- Courchamp F., Langlais M., Sugihara G. (1999) Control of rabbits to protect island birds from cat predation. *Biological Conservation*, **89**, 219-225.
- Courchamp, F., Langlais M., Sugihara G. (2000) Rabbits killing birds: modelling the hyperpredation process. *Journal of Animal Ecology*, **69**, 154-164.
- Cox W. A., Thompson III F. R., Faaborg J. (2012) Species and temporal factors affect predator-specific rates of nest predation for forest songbirds in the Midwest. *Auk*, **129**, 147-155.
- Crawley M. J. (2005) Learning from the Aliens. *Science*, **310**, 623-624.
- Cresswell W. (2008) Non-lethal effects of predation in birds, *ibis*, **150**, 3-17.
- Crnokrak P., Roff D. A. (1999) Inbreeding depression in the wild, *Heredity*, **83**, 260-270.
- Cromarty P. L., Broome K. G., Cox A., Empson R. A., Hutchinson W. M., McFadden I. (2002) Eradication planning for invasive alien animal species on islands, the approach developed by the New Zealand Department of Conservation. In: Veitch, C.R. and Clout, M.N. Turning the tide: the eradication of invasive species. Invasive Species Specialist Group, IUCN (ed.), Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom, 85-91.
- Crooks K. R., Soulé M. E., (1999) Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, **400**, 563-566.
- Cruz F., Donlan C. J., Campbell K., Carrion V. (2005) Conservation action in the Galapagos: feral pig (*Sus scrofa*) eradication from Santiago Island. *Biological Conservation*, **121**, 473-478.
- D'Antonio C. M., Kark S. (2002) Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, **17**, 202-204.
- Daniel M. J. (1973) Seasonal diet of the ship rat (*Rattus rattus*) in lowland forest of New Zealand. *Proceedings of the New Zealand Ecological Society*, **20**, 21-30.
- Davis M. A., Chew M. K., Hobbs R. J., Lugo A. E., Ewel J. J., Vermeij G. J., Brown J. H., Rosenzweig M. L., Gardener M. R., Carroll S. P., Thompson K., Pickett S. T. A., Stromberg J. C., Tredici P. D., Suding K. N., Ehrenfeld J. G., Philip Grime J., Mascaro J., Briggs J. C. (2011) Don't judge species on their origins. *Nature*, **474**, 153-154.
- Day M. G. (1966) Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoats and weasels. *Journal of Zoology*, **148**, 201-217.
- De Leon A., Minguez E., Harvey P., Meek E., Crane J. E., Furness R. W. (2006) Factors affecting breeding distribution of Storm-petrels *Hydrobates pelagicus* in Orkney and Shetland. *Bird Study*, **53**, 64-72.
- Deagle B. E., Chiaradia A., McInnes J., Jarman S. N. (2010) Pyrosequencing faecal DNA to determine diet of little penguins: is what goes in what comes out? *Conservation Genetics*, **11**, 2039-2048.
- Deagle B. E., Eveson J. P., Jarman S. N. (2006) Quantification of damage in DNA recovered from highly degraded samples: a case study on DNA in faeces. *Frontiers in zoology*, **3**, 11.
- Deagle B. E., Gales N. J., Evans K., Jarman S. N., Robinson S., Trebilco R., Hindell M. A. (2007) Studying seabird diet through genetic analysis of faeces: a case study on Macaroni penguins (*Eudyptes chrysolophus*). *PLoS One*, **2**, e831.
- Deagle B. E., Jarman S. N., Pemberton D., Gales N. J. (2005) Genetic screening for prey in the gut

- contents from a giant squid (*Architeuthis* sp.). *Journal of Heredity*, **96**, 417-423.
- Deagle B. E., Kirkwood R., Jarman S. N. (2009) Analysis of Australian fur seal diet by pyrosequencing prey DNA in faeces. *Molecular Ecology*, **18**, 2022-2038.
- Deagle B. E., Tollit D. J. (2007) Quantitative analysis of prey DNA in pinniped faeces: potential to estimate diet composition? *Conservation Genetics*, **8**, 743-747.
- Deagle B. E., Tollit D. J., Jarman S. N., Hindell M. A., Trites A. W., Gales N. J. (2005) Molecular scatology as a tool to study diet: analysis of prey DNA in scats from captive Steller sea lions. *Molecular Ecology*, **14**, 1831-1842.
- DeNiro M. J., Epstein S. (1978) Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **42**, 495-506.
- Derenne P. (1976) Notes sur la biologie du chat haret de Kerguelen. *Mammalia*, **40**, 531-595
- Derrickson, S. R., S. R. Beissinger, and N. F. Snyder. (1998) Directions in endangered species research. In J. M. Marzluff R. and Sallabanks (eds.), *Avian conservation: research and management*. Island Press, Washington, DC, United States of America.
- Deuter R., Peitsch S., Hertel S., Muller O. (1995) A method for preparation of fecal DNA suitable for PCR. *Nucleic Acids Research*, **23**, 3800-3801.
- Diamond J., Veitch C. R. (1981) Extinctions and introductions in the New Zealand avifauna: cause and effects? *Science*, **211**, 499-501.
- Dick A. M. P. (1985) Rats on Kapiti Island, New Zealand: coexistence and diet of *Rattus norvegicus* (Berkenhout) and *Rattus exulans* (Peale). Unpublished M.Sc. thesis, Massey University, Palmerston, North New Zealand.
- Dickman C. R. (1986) An experimental-study of competition between 2 species of Dasyurid marsupials. *Ecological Monographs*, **56**, 221-241.
- Dickman C. R. (2003) Species interactions: direct effects, In *Ecology: An Australian perspective*. P. Attiwill & B. Wilson (ed.), Oxford University Press, Oxford, United Kingdom, 140-157.
- Didham R. K., Tylianakis J. M., Gemmell N. J., Rand T. A., Ewers R. M. (2007) Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Ecology and Evolution*, **22**, 489-496.
- Didham R. K., Tylianakis J. M., Hutchison M. A., Ewers R. M., Gemmell N. J. (2005) Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology and Evolution*, **20**, 471-474.
- Dilks P. J. (1979) Observations on the food of feral cats on Campbell Island. *New Zealand Journal of Ecology*, **2**, 64-66.
- Doherty P. F., Schreiber E. A., Nichols J. D., Hines J. E., Link W. A., Schenk G. A., Schreiber R. W. (2004) Testing life history predictions in a long-lived seabird: a population matrix approach with improved parameter estimation. *Oikos*, **105**, 606-618.
- Donlan C. J., Tershy B. R., Croll D. A. (2002) Islands and introduced herbivores: conservation action as ecosystem experimentation. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 235-226.
- Donlan C. J., Wilcox W. (2008) Diversity, invasive species and extinctions in insular ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 1114-1123.
- Dowding J. E., Murphy E. C. (2001) The impact of predation by introduced mammals on endemic shorebirds in New Zealand: a conservation perspective. *Biological Conservation*, **99**, 47-64.
- Dowding J. E., Murphy E. C., Springer K., Peacock A. J., Krebs C. J. (2009) Cats, rabbits, *Myxoma* virus, and vegetation on Macquarie Island: a comment on Bergstrom *et al.* *Journal of Applied Ecology*, **46**, 1129-1132.
- Doyle J. J., Doyle J. L. (1987) A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf tissue. *Phytochemical Bulletin*, **19**, 11-15.
- Drake D. R., Mulder C. P. H., Towns D. R. & Daugherty C. H. (2002) The biology of insularity: an introduction. *Journal of Biogeography*, **29**, 563-569.
- Drake J. A., Mooney H. A., di Castri F., Groves R. H., Kruger F. J., Rejmánek M., Williamson M. (1989) Biological invasions: a global perspective. SCOPE Report, Wiley (ed), Chichester, United Kingdom, p525.
- Drever M. C., Harestad A. S. (1998) Diets of Norway rats (*Rattus norvegicus*) on Langara Island, Queen Charlotte Islands, British Columbia: Implications for conservation of breeding seabirds. *Canadian Field-Naturalist*, **112**, 676-683.
- Drever M. C., L. K. Blight, K. A. Hobson, D. F. Bertram. (2000) Predation on seabird eggs by Keen's mice (*Peromyscus keeni*) using stable isotopes to decipher the diet of a terrestrial omnivore on an offshore island. *Canadian Journal Zoology*, **78**, 2010-2018.
- Drummond D. C. (1960) The food of *Rattus norvegicus* Berk. In an area of sea wall,

- Saltmarsh and Mudflat. *Journal of Animal Ecology*, **29**, 341-347.
- Duffy, D. C., Jackson, S. (1986) Diet studies on seabirds: a review of methods. *Colonial Waterbirds*, **9**, 1-17.
- Dulloo M. E., Kell, S. R., Jones, C. G. (2002) Impact and control of invasive alien species on small islands. *International Forestry Review*, **4**, 277-285.
- Duminil J., Pemonge M. H., Petit R. J. (2002) A set of 35 consensus primer pairs amplifying genes and introns of plant mitochondrial DNA. *Molecular Ecology Notes*, **2**, 428-430.
- 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 Reunion Island. *Natural Resource Modeling*, **23**, 381-436.
- Duncan R. P., A. Boyer. G, Blackburn T. M. (2013) Magnitude and variation of prehistoric bird extinctions in the Pacific. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA, in press*. DOI: 10.1073/pnas.1216511110.
- Duncan R. P., Blackburn T. M. (2007) Causes of extinction in island birds. *Animal Conservation*, **10**, 149-150.
- Duncan R.P., Blackburn T.M., Worthy T.H. (2002) Prehistoric bird extinctions and human hunting. *Proceedings Biology Science*, **269**, 517-521.
- Dupon J. F. (1985) Disaster preparedness and disaster experience in French Polynesia. Pacific Islands Development Program, East West Center (ed.), Honolulu, United States of America, p 86.
- Dupon J. F. (1986) Atolls and the cyclone hazard: a case study from the Tuamotu Islands. Environmental Case Studies. South Pacific Study 3 (ed.) Nouméa, New Caledonia, p6.
- Dutta T., Sharma S., Maldonado J. E., Wood T. C., Panwar H. S, Seidensticker J. (2012) Fine-scale population genetic structure in a wide-ranging carnivore, the leopard (*Panthera pardus fusca*) in central India Diversity and Distributions, *in press*. DOI: 10.1111/ddi.12024
- Ebenhard T. (1988) Introduced birds and mammals and their ecological effects. *Swedish Wildlife Research*, **13**, 1-107.
- Eccard J. A., Ylönen H. (2003) Interspecific competition in small rodents: from populations to individuals. *Evolutionary Ecology*, **17**, 423-440.
- Eggert L. S., Maldonado J. E., Fleischer R. C. (2005) Nucleic acid isolation from ecological samples - Animal scat and other associated materials. *Methods in Enzymology*, **395**, 73-82.
- Eggleston C. (2010) Ecology of norway rats (*Rattus norvegicus*) in relation to conservation and management of seabirds on Kiska Island, Aleutian Islands, Alaska 2005-2006. Master of science, Memorial University of Newfoundland St. John's, Newfoundland and Labrador, Canada, p198.
- Ervynck A. (2002) Sedentism or urbanism? On the origin of the commensal black rat (*Rattus rattus*). In: Dobney K & O'Connor T (ed.) *Bones and the man*. Studies in honour of Don Brothwell. Oxbow, Oxford, United Kingdom, 95-109.
- Falk-Petersen J., Bohn T., Sandlund O. T. (2006) On the numerous concepts in invasion biology. *Biological Invasions*, **8**, 1409-1424.
- FAO (2007) State of the World's Forests 2007. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Fasola M., Canova L. (2000) Assymetrical competition between the bank vole and the wood mouse, a removal experiment. *Acta Theriologica*, **45**, 353-365.
- Faugier C., Pascal M., (2006) Insectivores et Rongeurs de France: le rat noir *Rattus rattus* Linnée, 1758. *Arvicola*, **17**, 42-53.
- Faulquier L., Fontaine R., Vidal E., Salamolard M., Le Corre M. (2009) Feral Cats (*Felis catus*) Threaten the Endangered Endemic Barau's Petrel (*Pterodroma barau*) at Reunion Island (Western Indian Ocean). *Waterbirds*, **32**, 330-336.
- Fearnside P. M., Graça P. M. L. (2006) BR-319: Brazil's Manaus-Porto highway and the potential impact of linking the arc of deforestation to central Amazonia. *Environmental Management*, **38**, 705-716.
- Fedriani J. M. Travaini A. (2000) Predator trophic guild assignment, the importance of the method of diet quantification. *Review of Ecology (Terre Vie)*, **55**, 129-139.
- Fedriani J. M., Kohn M. H. (2001) Genotyping faeces links individuals to their diet. *Ecology Letters*, **4**, 477-483.
- Felsenstein J. (1985) Confidence limits on phylogenies: An approach using the bootstrap. *Evolution*, **39**, 783-791.
- Ferraz G., Russell G. J., Stouffer P. C., Bierregaard R. O., Pimm S. L., T.E. Lovejoy T.E. (2003) Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **100**, 14069-14073.

- Fitzgerald B. M., Karl B. J. (1986) Foods of feral house cats (*Felis catus* L.) in forest of the Orongorongo Valley, Wellington, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, **9**, 71-81.
- Fitzgerald B. M., Karl, Veith (1991) The diet of feral cats (*Felis catus*) on Raoul Island, Kermadec Group. *New Zealand Journal of Ecology*, **15**, 123-129.
- 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. & Bateson P. (Ed.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 152-175.
- Fitzgerald B. M., Veitch C. R. (1985) The cats of Herekopare Island, New Zealand: their history, ecology and effects on birdlife. *New Zealand Journal of Zoology*, **12**, 319-330.
- Frankham R. (2005) Genetics and extinction. *Biological Conservation*, **126**, 131-140.
- Frantzen M. Silk J. B., Ferguson J. W., Wayne R. K., Kohn M. H. (1998) Empirical evaluation of preservation methods for faecal DNA. *Molecular Ecology*, **7**, 1423-1428.
- Frenot Y., Gloaguen J.-C., Massé L., Lebouvier M. (2001) Human activities, ecosystem disturbance and plant invasions in subantarctic Crozet, Kerguelen and Amsterdam Islands. *Biological Conservation*, **101**, 33-50.
- Frenot Y., Tréhen P., Vernon P. (1987) Organisation comparée des peuplements de Diptères et de Lombriciens en milieu insulaire subantarctique: exemples de l'île de la Possession, de l'île aux Cochons (archipel Crozet) et l'île de Croÿ (archipel Kerguelen). *Bulletin de la Société Zoologique de France* **112**, 483-494.
- Fritts T. H., Rodda G. H. (1998) The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: A Case History of Guam. *Annual review of Ecology and Systematics*, **29**, 113-140.
- Gade B., Parker E. D. Jr (1997) The effect of life cycle stage and genotype on desiccation tolerance in the colonizing parthenogenetic cockroach *Pycnoscelus surinamensis* and its sexual ancestor *P. indicus*. *Journal of Evolutionary Biology*, **10**, 479-493.
- Gales R. P. (1982) Age- and sex-related differences in diet selection by *Rattus rattus* on Stewart Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, **9**, 463-466.
- Gamberg M., Atkinson J. L. (1988) Prey hair and bone recovery in ermine scats. *The Journal of Wildlife Management*, **52**, 657-660.
- Gangoso L., Donazar J. A., Scholz S., Palacios C. J., Hiraldo F. (2006) Contradiction in conservation of island ecosystems: plants, introduced herbivores and avian scavengers in the Canary Islands. *Biodiversity and Conservation*, **15**, 2231-2248.
- Gascon C., Williamson G. B., Da Fonseca G. A. B. (2000) Ecology - Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, **288**, 1356-1358.
- Gaston K. J., Blackburn T. M., Goldewijk K. (2003) Habitat conversion and global avian biodiversity loss. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, **270**, 1293-300.
- Genovesi P. (2011) Are we turning the tide? Eradications in times of crisis: how the global community is responding to biological invasions. In *Island Invasives: Eradication and Management*, Veitch CR, Clout MN, Towns DR. IUCN (International Union for Conservation of Nature) (ed.), Gland, Switzerland.
- Germain E, Ruelle S., Poulle M. L. (2009) Likeness between the food habits of European wildcats, domestic cats and their hybrids in France *Mammalian Biology*, **74**, 412-417.
- Girardet S. A. B., Veitch C. R., Craig J. L. (2001) Bird and rat numbers on Little Barrier Island, New Zealand, over the period of cat eradication 1976-80. *New Zealand Journal of Zoology*, **28**, 13-29.
- Giraudoux P. (2012) pgirmess: Data analysis in ecology. R package version 1.5.3.
- Glavin T. (2007) *The Sixth Extinction: Journeys Among the Lost and Left Behind*. T. D. Books (Ed.), New York, United States of America.
- Goldschmidt T., Witte F., Wanink J. (1993) Cascading Effects of the Introduced Nile Perch on the Detritivorous/Phytoplanktivorous Species in the Sublittoral Areas of Lake Victoria. *Conservation Biology*, **7**, 686-700.
- Gophen M., Ochumba P. B. O., Kaufman L. S. (1995) Some aspects of perturbation in the structure and biodiversity of the ecosystem of Lake Victoria (East Africa). *Aquatic Living Resources*, **8**, 27-41.
- Gottelli D., Sillero-Zubiri C., Marino J., Funk S. M., Wang J. (2012) Genetic structure and patterns of gene flow among populations of the endangered Ethiopian wolf. *Animal conservation*, in press DOI: 10.1111/j.1469-1795.2012.00591.
- Gouni A. (2004) Situation du *Pahi*, martin-chasseur des Marquises, *Todiramphus godeffroyi* aux îles Marquises (Polynésie Française). Rapport non

- publié, Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu », Papeete, French Polynesia, p36.
- Gouni A. (2004) L'avifaune de Bora-Bora, Archipel de la Société, Polynésie française. Rapport non publié, Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu », Papeete, French Polynesia, p 33.
- Gouni A., Kesler, D. C., Sarsfield, R., Tehei, T., Gouni, J., Butaud, J., Blanc, L., Durieux, J., Marie, J., Lichtlé, A., (2006) Étude du Martin-chasseur des Gambier (*Todiramphus gambieri niauensis*) sur l'atoll de Niau. Société d'Ornithologie de Polynésie "Manu"(ed.), Papeete, French Polynesia, p67.
- Gouni A., Mataitai A., Blanvillain C. (2003) Sauvegarde du Monarque de Tahiti (*Pomarea nigra*) en danger critique d'extinction. Rapport sur la saison de reproduction 2002. Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu », Papeete, French Polynesia, p 23.
- Gouni A., Noiret C., Tehei T., Tahua J-B. (2004) Etude du Martin de Niau, *Todiramphus gambieri niauensis*. Mise en place d'un programme de conservation. Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu » (ed.), Papeete, French Polynesia, p62.
- Gouni A., Sanford G. (2003) L'avifaune de Niau (Polynésie française) en février 2003, cas particulier : le Martin-Chasseur, *Todiramphus gambieri niauensis*. Société d'Ornithologie de Polynésie « Manu » (ed.), Papeete, French Polynesia, p 44.
- Gouni, A., Zysman. T. (2007) Oiseaux du Fenua. Tahiti et ses îles. Tethys Editions (ed.), Papeete, French Polynesia, p239.
- Grant-Hoffman M. N., Barboza P. S. (2010) Herbivory in invasive rats: criteria for food selection. *Biological Invasions*, **12**, 805-825.
- Greenwood J. (1980) Mating Systems, Philopatry And Dispersal In Birds And Mammals *Animal Behaviour*, **28**, 1140-1162.
- Greenwood P. J., Harvey P. H. (1982) The natal and breeding dispersal of birds. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **13**, 1-21.
- Griffith, B., Scott J. M., Carpenter J. W., Reed C. (1989) Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, **245**, 477-480.
- Groombridge B. (1992) Global biodiversity. Status of the Earth's living resources. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Gula R., Theuerkauf J., Rouys S., Legault A. (2010) An audio/video surveillance system for wildlife. *European Journal of Wildlife Research*, **56**, 803-807.
- Guo J. (2006) The Galápagos Islands kiss their goat problem goodbye. *Science*, **313**, 1567.
- Hamilton A. M., Zug G. R., Austin C. C. (2010) Biogeographic anomaly or human introduction: a cryptogenic population of tree skink (*Reptilia: Squamata*) from the Cook Islands, Oceania. *Biological Journal of the Linnean Society*, **100**, 318-328.
- Hansson L. (1970) Methods of morphological diet micro-analysis in rodents. *Oikos*, **21**, 255-266.
- Harper G. A. (2004) Feral cats on Stewart Island/Rakiura, Population regulation, home range size and habitat use. *DOC Science Internal Series n°174*, New Zealand Government- Department of Conservation (ed.), Wellington, New Zealand, 35p.
- Harper G. A. (2007) Detecting predation of a burrow-nesting seabird by two introduced predators, using stable isotopes, dietary analysis and experimental removals. *Wildlife Research*, **34**, 443-453.
- Harper G. A., Veitch C. R. (2006) Population ecology of Norway rats (*Rattus norvegicus*) and interference competition with Pacific rats (*R. exulans*) on Raoul Island, New Zealand. *Wildlife Research*, **33**, 539-548.
- Harper G. L., King R. A., Dodd C. S., Harwood J. D., Glen D. M., Bruford M. W., Symondson W. O. (2005) Rapid screening of invertebrate predators for multiple prey DNA targets. *Molecular Ecology*, **14**, 819-827.
- Harris D. B. (2009) Review of negative effects of introduced rodents on small mammals on islands. *Biological Invasions*, **11**, 1611-1630.
- Harvey J. T. (1989) Assessment of errors associated with harbor seal (*Phoca vitulina*) faecal sampling. *Journal of Zoology*, **219**, 101-111.
- Heber S., Varsani A., Kuhn S., Girg A., Kempenaers B., Briskie J. (2012) The genetic rescue of two bottlenecked South Island robin populations using translocations of inbred donors. *Proceedings of Royal Society, In press*, DOI: 10.1098/rspb.2012.2228.
- Hebert P. D. N., Cywinska A., Ball S. L., deWaard J. R. (2003) Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of the Royal Society of London*, **270**, 313-321.
- Helm, R. C. (1984) Rate of digestion in three species of pinnipeds. *Canadian Journal of Zoology*, **62**, 1751-1756.
- Hert D. G., Fredlake C. P., Barron A. E. (2008) Advantages and limitations of next-generation

- sequencing technologies: A comparison of electrophoresis and non-electrophoresis methods. *Electrophoresis*, **29**, 4618-4626.
- Hibert F., Sabatier D, Andrivot J, Scotti-Saintagne C., Gonzalez S., Prévost M. F., Grenand P., Chave J., Caron H., Richard-Hansen C. (2011) Botany, genetics and ethnobotany: a crossed investigation on the elusive tapir's diet in French Guiana. *PLoS One*, **6**, e25850.
- Hilton G. M., Cuthbert R. J. (2010) The catastrophic impact of invasive mammalian predators on birds of the UK Overseas Territories: a review and synthesis. *Ibis*, **152**, 443-458.
- Hobson K. A., Drever M. C., Kaiser G. W. (1999) Norway rats as predators of burrow-nesting seabirds: insights from stable isotope analysis. *Journal of Wildlife Management*, **63**, 14-25.
- Hodges C. S. N., Nagata S. R. (2001) Effects of predator control on the survival and breeding success of the endangered Hawaiian dark-rumped petrel. In: Scott JM, Conant S, Van Riper CEvolution, ecology, and management of Hawaiian birds: a vanishing avifauna. Studies in Avian Biology No. 22 Cooper Ornithological Society(ed.), United States of America. p 308-318.
- Hollander M., Wolfe D. A. (1973) Nonparametric Statistical Methods. Wiley & Sons (ed.), New York, United States of America.
- Holyoak D. T., Thibault J.-C. (1977) Habitats, Morphologie et inter-actions écologiques des oiseaux insectivores de Polynésie Orientale. *L'Oiseau et R.F.O.*, **47**, 123-124.
- Holyoak, D. T., Thibault, J. C. (1984) Contribution à l'étude des oiseaux de Polynésie orientale. *Memoires du Museum National d'Histoire Naturelle*, **127**, 1-209.
- Honegger R. E. (1981) List of *amphibians* and reptiles either known or thought to have become extinct since 1600. *Biological Conservation*, **19**, 141-158.
- Hosseini R., Schmidt O., Keller M. A. (2008) Factors affecting detectability of prey DNA in the gut contents of invertebrate predators: a polymerase chain reaction-based method. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, **126**, 194-202.
- Howald G., Donlan C. J., Galv'An J. P., Russell J. C., Parkes J., Samaniego A., Wang Y., Veitch D., Genovesi P., Pascal M., Saunders A., Tershy B. (2007) Invasive Rodent Eradication on Islands, *Conservation Biological*, **21**, 1258-68.
- Hoy M. A. (1994) Insect Molecular Genetics, an Introduction to Principles and Applications. Academic Press (ed.), San Diego, California, p544.
- Huber S., Bruns T., Arnold R. (2003) Genotyping herbivore feces facilitating their further analyses. *Wildlife Society Bulletin*, **31**, 692-697.
- 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.
- Hutchings S. (2003) The diet of feral house cats (*Felis catus*) at a regional rubbish type, Victoria. *Wildlife Research*, **30**, 103-110.
- Igual J. M., Forero M. G., Gomez T., Orueta J. F., Oro D. (2006) Rat control and breeding performance in Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. *Animal Conservation*, **9**, 59-65.
- Imber M. J., McFadden I., Bell E. A., Scofield R. P. (2003) Post-fledging migration, age of first return and recruitment, and results of inter-colony translocation of black petrels (*Procellaria parkinsoni*). *Notornis* **50**, 183-190.
- Ineich I. (2009) Inventaire herpétologique de l'île de Maïao, archipel de la Société (Polynésie française) *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, **130-131**, 51-63.
- Innes J. G. (1979) Diet and reproduction of ship rats in the northern Tararuas. *New Zealand Journal of Ecology*, **2**, 85-86.
- Innes J., Crook B., Jansen P. (1994) A time-lapse video camera system for detecting predators at nests of forest birds: a trial with North Island kokako. *Proceedings of the Resource Technology '94 Conference*. University of Melbourne, Australia, 439-448.
- Innes J., Hayb R., Flux I., Bradfield P., Speed H., Jansen P. (1999) Successful recovery of North Island kokako *Callaeas cinerea wilsoni* populations, by adaptive management. *Biological Conservation*, **87**, 201-214.
- Innes J., Saunders A. (2011) Eradicating multiple pests: an overview. In Island Invasives: Eradication and Management. Veitch CR, Clout MN, Towns DR. IUCN (International Union for Conservation of Nature) (ed.), Gland, Switzerland.
- Innes, J., Nugent, G., Prime, K. (2004) Responses of kukupa (*Hemiphaga novaeseelandiae*) and other birds to mammal pest control at Motatau, Northland. *New Zealand Journal of Ecology*, **28**, 73-81.

- International Union for the Conservation of Nature [IUCN]. (2013) Red list of threatened species. Version 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org>>.
- Jarman S. N., Deagle B. E., Gales N. J. (2004) Clade-specific polymerase chain reaction for DNA-based analysis of species diversity and identity in dietary samples. *Molecular Ecology*, **13**, 1313-1322.
- Jarman S. N., Gales N. J., Tierney M., Gill P. C., Elliott N. G. (2002) A DNA-based method for identification of krill species and its application to analysing the diet of marine vertebrate predators. *Molecular Ecology*, **11**, 2679-2690.
- Jeschke J. M., Strayer D. L. (2005) Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **102**, 7198-7202.
- Jimenez J. A., Hughes K. A., Alaks G., Graham L., Lacy, R. C. (1994) An experimental study of inbreeding depression in a natural habitat. *Science*, **264**, 271-273.
- Jones A. G., Chown S. L., Gaston K. J. (2003) Introduced house mice as a conservation concern on Gough Island. *Biodiversity and Conservation*, **12**, 2107-2119.
- Jones A. R. (2009) The Next Mass Extinction: Human Evolution or Human Eradication. *Journal of cosmology*, **2**, 316-333.
- Jones E. (1977) Ecology of the Feral Cat, *Felis catus* (L.), (Carnivora: Felidae) on Macquarie Island. *Australian Wildlife Research*, **4**, 249-62.
- Jones E. (1980) A survey of burrow nesting petrels at Macquarie Island based upon remains left by predators. *Notornis*, **27**, 11-20.
- Jones, H. P., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Croll, D., Keitt, B., Finkelstein, M. Howald, G. (2008) Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. *Conservation Biological*, **22**, 16-26.
- Jordan M. J. R. (2005) Dietary analysis for mammals and birds: a review of field techniques and animal-management applications. *International Zoo Yearbook*, **39**, 108-116.
- Jouventin P., Bried J., Micol T. (2003) Island birds' 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**, 371-378.
- Juen A., Traugott M. (2005) Detecting predation and scavenging by DNA gut-content analysis: a case study using a soil insect predator-prey system. *Oecologia*, **142**, 344-352.
- Kami H. T. (1966) Foods of rodents in the Hamakua District, Hawaii. *Pacific Scientific*, **20**, 367-373.
- Karl B. J., Best H. A. (1982) Feral cats on Stewart Island : their foods and their effects on kakapo. *New Zealand Journal of Zoology*, **9**, 287-294.
- Kaufman L. (1992) Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems. *BioScience*, **42**, 846-858.
- Kaufman L. (1997) Asynchronous taxon cycles in haplochromine fishes of the greater Lake Victoria region. *South Africa Journal of Science*, **93**, 601-606.
- Kaufman L., Cohen A. S. (1993) The Great Lakes of Africa. *Conservation Biological*, **7**, 632-633.
- Keitt B. S., Tershy B. R. (2003) Cat eradication significantly decreases shearwater mortality. *Animal Conservation*, **6**, 307-308.
- Keitt B., Campbell K., Saunders A., Clout M., Wang Y., Heinz R., Newton K. et Tershy B. (2011). The Global Islands Invasive Vertebrate Eradication Database: A tool to improve and facilitate restoration of island ecosystems. IUCN. In Veitch C. R., Clout M. N. et Towns, D. R. (Ed.), *Island Invasives: Eradication and Management*. Proceedings of the International Conference on Island Invasives. Gland, Switzerland and Auckland, New Zealand, p542.
- Keller L. F., Waller D. M. (2002) Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology and Evolution*, **17**, 230-241.
- Kelly B. T., Garton E. O. (1997) Effects of prey size, meal size, meal composition, and daily frequency of feeding on the recovery of rodent remains from carnivore scats. *Canadian Journal of Zoology*, **75**, 1811-1817.
- Kerr K. C. R., Stoeckle M. Y., Dove C. J., Weigt L. A., Francis C. M., Herbert P. D. N. (2007) Comprehensive DNA barcode coverage of North American birds. *Molecular Ecology Notes*, **7**, 535-543.
- Kesler D. C. (2012) Foraging Habitat Distributions Affect Territory Size and Shape in the Tuamotu Kingfisher. *International Journal of Zoology*, available online: 1-7.
- Kesler D C., Cox A. S., Albar G., Gouni A., Mejeur J., Plassé C. (2012) Translocation of Tuamotu kingfishers, postrelease exploratory behavior and harvest effects on the donor population. *Pacific Science*, **66**, 467-480.
- Kesler D. C., Laws R. J., Allison S. C., Gouni A., Stafford J. D. (2012) Survival and Population Persistence in the Critically Endangered

- Tuamotu Kingfisher, *The Journal of Wildlife Management*, **76**, 1001-1010.
- Kessler C. C. (2001) Eradication of feral goats and pigs from Sarigan Island, Commonwealth of the Northern Mariana Islands; methods and results. In: Clout M (ed.) Eradication of islands invasives: practical actions and results achieved. University of Auckland, Auckland, New-Zealand, p 18.
- Khanuja S. P. S., Shasany A. K., Darokar M. P., Kumar S. (1999) Rapid isolation of DNA from dry and fresh samples of plants producing large amounts of secondary metabolites and essential oils. *Plant Molecular Biology Reporter*, **17**, 74-74.
- Kier G., Kreft H., Lee T.M., Jetz W., Ibsch P. L., Nowicki C., Mutke J., Barthlott W. (2009) A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **106**, 9322-7.
- Kiers E. T., Palmer T. M., Ives A. R., Bruno J. F., Bronstein J. L. (2010) Mutualisms in a changing world: an evolutionary perspective. *Ecology Letters*, **13**, 1459-1474.
- Kimura M. (1980) A simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *Journal of Molecular Evolution*, **16**, 111-120.
- Kindberg J., Swenson J. E., Ericsson G., Bellemain E., Miquel C., Taberlet P. (2011) Estimating population size and trends of the Swedish brown bear *Ursus arctos* population. *Wildlife Biology*, **17**, 1-10.
- King R. A., Read D. S., Traugott M., Symondson W. O. C. (2008) Molecular analysis of predation: a review of best practice for DNA-based approaches. *Molecular Ecology*, **17**, 947-963.
- King W. B. (1980) Ecological basis of extinction in birds. *Acta Congressus Internationalis Ornithologici*, **2**, 905-911.
- King W. B. (1985) Island birds : will the future repeat the past ? In Conservation of Island Birds, vol. 3. ICBP Technical Publication. Moors P. J. (ed.), Cambridge, United Kingdom, 3-15.
- Kirkpatrick R. D., Rauzon M. J. (1986) Foods of Feral Cats *Felis catus* on Jarvis and Howland Islands, Central Pacific Ocean. *Biotropica*, **18**, 72-75.
- Klare U., Kamler J. F., Macdonald D. W. (2011) A comparison and critique of different scat-analysis methods for determining carnivore diet. *Mammal Revue*, **41**, 294-312.
- Knowlton J. L., Donlan C. J., Roemer G. W., Samaniego-Herrera A., Keitt B. S., Wood B., Aguirre-Muñoz A., Faulkner K. R. Tershy B. R. (2007) Eradication of non-native mammals and the status of insular mammals on the California Channel islands, USA, and Pacific Baja California Peninsula islands, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, **52**, 528-540.
- Kohn M. H., Wayne R. (1997) Facts from feces revisited. *Trends in Ecology and Evolution*, **12**, 223-227.
- Kohn M. H., York E. C., Kamradt D. A., Haught G., Sauvajot R. M., Wayne R. K. (1999) Estimating population size by genotyping faeces. *Proceedings of Royal Society*, **266**, 657-663.
- Kolar C. S., Lodge D.M. (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* **16**, 199-204.
- Konecny M. J. (1987) Food habits and energetics of feral house cat in the Galapagos Islands. *Oikos*, **50**, 24-32.
- Kowalczyk R., Taberlet P., Coissac E., Valentini A., Miquel C., Kaminski T, Wojcik J. M. (2011) Influence of management practices on large herbivore diet—Case of European bison in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Forest Ecology and Management*, 261, 821-828.
- Krauze-Gryz D., J. Gryz, J. Goszczynski (2012) Predation by domestic cats in rural areas of central Poland: an assessment based on two methods. *Journal of Zoology*, **288**, 260-266.
- Krebs C. J. (1999) *Ecological Methodology*. Addison Wesley Education Publishers. (ed.), New York, United States of America, p624.
- Krebs, C. J. (1989) *Ecological methodology*. Harper Collins Publishers (ed.), New York, United States of America p654.
- Kuch M., Rohland N., Betancourt J. L., Latorre C., Stepan 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.
- Kuehler C., Lieberman A., Varney A., Unitt P., Sulpice R. M., Azua J., Tehevini B. (1997) Translocation of ultramarine lories *Vini ultramarina* in the Marquesas Islands: Ua Huka to Fatu Hiva. *Bird Conservation International*, **7**, 69-79.
- Kutt A. S. (2011) The diet of the feral cat (*Felis catus*) in the north-eastern Australia. *Acta Theriologica*, **56**, 157-169.

- Langham N. P. E. (1990) The diet of feral cat (*Felis catus* L.) on Hawke's farmland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, **17**, 243-255.
- Lapola D. M., Oyama M. D., Nobre C. A. (2009) Exploring the range of climate biome projections for tropical South America: the role of CO₂ fertilization and seasonality. *Global Biogeochemical Cycles*, **23**, 1-16.
- Lathuilliere M., Menard N., Gautier-Hion A., Crouau-Roy B. (2001) Testing the reliability of noninvasive genetic sampling by comparing analyses of blood and fecal samples in Barbary macaques (*Macaca sylvanus*). *American Journal of Primatology*, **55**, 151-158.
- Laurance W. F., Delamonica P., Laurance S. G., Vasconcelos H. L., Lovejoy T. E. (2000) Conservation -Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, **404**, 836-836.
- Laurance W. F., Lovejoy T. E., Vasconcelos H. L., Bruna E. M., Didham R. K., Stouffer P. C., Gascon C., Bierregaard R. O., Laurance S. G., Sampaio E. (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, **16**, 605-618.
- Laurance W. F., Mesquita R., Luizão R., Pinto F. (2004) The Biological Dynamics of Forest Fragments Project: 25 years of research in the Brazilian Amazon. *Tropinet* **15**, 1-3.
- Laurance W. F., Vasconcelos H. L., Lovejoy T. E. (2000) Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx*, **34**, 39-45.
- Le Corre M. (2008) Cats, rats and seabirds. *Nature*, **451**, 134-135.
- Le Danff J.-P. (2002) La convention sur la diversité biologique : tentative de bilan depuis le sommet de Rio de Janeiro. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, **3**.
- 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 (ed.), Montreal, Canada, p. 1-132. Technical Series no. 50.
- Lerner H. R. L., Fleischer R. C. (2010) Prospects for the use of Next-Generation Sequencing Methods in Ornithology. *Auk*, **127**, 4-15.
- Lever C. (1994) Naturalized animals : The ecology of successfully introduced species. T. & A. D. Poyser (ed.), London, United Kingdom, p354.
- Levins R. (1968) Evolution in changing environments. Princeton University Press (ed.) Princeton, United States of America, p120.
- Li M., Gong J., Cottrill M., Yu H., de Lange C., Burton J., Topp E. (2003) Evaluation of QIAamp® DNA Stool Mini Kit for ecological studies of gut microbiota. *Journal of Microbiological Methods*, **54**, 13-20.
- Liberg O. (1984) Food Habits and Prey Impact by Feral and House-Based Domestic Cats in a Rural Area in Southern Sweden. *Journal of Mammalogy*, **65**, 424-432.
- Ligtvoet W., Witte F. (1991). Perturbation through Predator Introduction: Effects on the Food Web and Fish Yields in Lake Victoria (East Africa). In Terrestrial and Aquatic Ecosystems: Perturbation and Recovery, O. Ravera (ed.), New York, United states of America, 263-268.
- Lima S. L. (1998) Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *Bioscience*, **48**, 25-34.
- Litvaitis J. A., Tutus K., Anderson E. M. (1996) Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. In: Research and management techniques for wildlife and habitats. Wildlife Society. Bookhout, T. A., (ed.), Bethesda, United States of America p. 254-274.
- Lockwood J. L. (1999) Using Taxonomy to Predict Success among Introduced Avifauna: Relative Importance of Transport and Establishment. *Conservation Biology*, **13**, 560-567.
- Lockwood J. L., Cassey P., Blackburn T. (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, **20**, 223-228.
- Loehle C., Eschenbach W. (2012) Historical bird and terrestrial mammal extinction rates and causes. *Diversity and Distributions*, **18**, 84-91.
- Long J. L. (2003) Introduced mammals of the world: their history, distribution, and influence. CABI Publishing (ed.), Wallingford, United Kingdom.
- Lovejoy T. E. (2006) Protected areas: a prism for a changing world. *Trends in Ecology & Evolution*, **21**, 329-333.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. (2000) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of

- the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN) (ed.), p12.
- Macdonald D. W., Thom M. D. (2001) Alien carnivores: unwelcome experiments in ecological theory. *In Carnivore conservation*, 93-122. J. L. Gittleman, S. M. Funk, D. W. Macdonald & R. K. Wayne (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge. United Kingdom.
- 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.
- Malcolm, J. R. (1997) Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. in *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*, W. F. Laurance and R. O. Bierregaard Jr (ed.), University of Chicago Press, Chicago, United States of America. 207-221.
- Malo A. F., Lozano J., Huertas D L, Virgos E. (2004) A change of diet from rodents to rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Is the wildcat (*Felis silvestris*) a specialist predator? *Journal of Zoology*, **263**, 401-407.
- Marie J. (2006) Biodiversité, Biologie de la Conservation et Recherches en Entomologie Médicale: prospection entomologique sur l'atoll de Niau. Institut Louis Malardé, Papeete, French Polynesia, p19.
- Marks J. S., Redmond R. L. (1994) Conservation problems and research needs for Bristle-thighed Curlews *Numenius tahitiensis* on their wintering grounds. *Bird Conservation International*, **4**, 329-341.
- Marrero P., Fregel R., Cabrera V. M., Nogales M. (2009) Extraction of high-quality host DNA from feces and regurgitated seeds: a useful tool for vertebrate ecological studies. *Biological Research*, **42**, 147-151.
- Martin J. L., Thibault J. C., Bretagnolle V. (2000) Black rats, island characteristics, and colonial nesting birds in the Mediterranean: consequences of an ancient introduction. *Conservation Biology*, **14**, 1452-1466.
- Martinez-Gomez J. E., Jacobsen J. K. (2004) The conservation status of townsend's shearwater *puffinus auricularis auricularis* . *Biological Conservation*, **116**, 35-47.
- Marvier M., Kareiva P., Neubert M. G. (2004) Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis*, **24**, 869-878.
- Matias R., Catry P. (2008) The diet of feral cats at New Island, Falkland Islands, and impact on breeding seabirds. *Polar Biological*, **31**, 609-616.
- Matisoo-Smith E., Hingston M., Summerhayes G., Robins J., Ross, H. A.,Hendy M. (2009) On the rat trail in near Oceania: applying the commensal model to the question of the Lapita colonization. *Pacific Science*, **63**, 465-475.
- Matisoo-Smith E., Roberts R. M., Irwin G. J., Allen J. S., Penny D., Lambert, D. M. (1998) Patterns of prehistoric human mobility in Polynesia indicated by mtDNA from the Pacific rat. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **95**, 15145-15150.
- Matisoo-Smith E., Robins H. A. (2004) Origins and dispersals of Pacific peoples: Evidence from mtDNA phylogenies of the Pacific rat. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **101**, 9167-9172.
- McCallum J. (1986) Evidence of predation by kiore upon lizards from the Mokohinau Islands. *New Zealand Journal of Ecology*, **9**, 83-88.
- McClelland P, Tyree P (2002) Eradication: the clearance of Campbell Island. *New Zealand Geographical Society*, **58**, 86-94.
- McCormack G., Künzle J. (1996) The 'Ura or Rimatarā Lorikeet *Vini kuhlii*: its former range, present status, and conservation priorities. *Bird Conservation International*, **6**, 325-334.
- McDonald R. A., Hutchings M. R., Keeling J. G. M. (1997) The status of ship rats *Rattus rattus* on the Shiant Islands, Outer Hebrides, Scotland. *Biological Conservation*, **82**, 113-117.
- McGeoch M. A., S. H. M Butchart., Spear D., Marais E., Kleynhans E. J., Symes A., Chanson J., Hoffmann M. (2010) Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity & Distributions*, **16**, 95-108.
- 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**, 450-453.
- McQueen S., Lawrence B. (2008) Diet of ship rats following a mast event in beech (*Nothofagus spp.*) forest. *New Zealand Journal of Ecology*, **32**, 214-218.
- Meckstroth A. M., Miles A. K., Chandra S. (2007) Diets of Introduced Predators Using Stable Isotopes and Stomach Contents. *The Journal of Wildlife Management*, **71**, 2387-2392.
- Medina F. M., Bonnaud E., Vidal E., Tershy B. R., Zavaleta E. S., Donlan C. J., Bradford S., Keitt

- B., Le Corre M., Horwath S. V., 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., Garcia R., Nogales M. (2006) Feeding ecology of feral cats on a heterogeneous subtropical oceanic island (La Palma, Canarian Archipelago). *Acta Theriologica*, **51**, 75-83.
- Medina F. M., López-Darias M., Nogales M., García R. (2008) Food habits of feral cats (*Felis silvestris catus* L.) in insular semiarid environments (Fuerteventura, Canary Islands). *Wildlife Research*, **35**, 162-169.
- Medina F. M., Nogales M. (1993) Dieta del gato cimarrón (*Felis catus* L.) en el piso basal del Macizode Teno (Noroeste de Tenerife). *Acta vertebrata*, **20**, 291-297.
- Medina F. M., Nogales M. (1996) A review of the diet of feral domestic cats (*Felis silvestris f. catus*) on the Canary Islands, with new data from the laurel forest of La Gomera. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, **61**, 1-6.
- Meyer J. Y., Loope L., Goarant A. C. (2011) Strategy to control the invasive alien tree *Miconia calvenscens* in Pacific islands: eradication, containment or something else?. In *Island Invasives: Eradication and Management* IUCN (International Union for Conservation of Nature), Veitch, C. R., Clout M. N., Towns D. R. (ed.), Gland, Switzerland, 118-123.
- Meyer J.-Y. (1994) Mécanismes d'invasion de *Miconia calvenscens* DC en Polynésie française. PhD. Université Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, France.
- Meyer J.-Y. (1996) Status of *Miconia calvenscens* (Melastomataceae), a dominant invasive tree in the Society Islands (French Polynesia). *Pacific Science* **50**, 66-76.
- Meyer J.-Y. (1997) Epidemiology of the invasion by *Miconia calvenscens* and reasons for a spectacular success. Pp. 4-26 in Meyer J.-Y. & Smith C. W. (ed.), Proceedings of the First Regional Conference on *Miconia* Control, Papeete. Délégation à la Recherche, University of Hawaii, Hawaii, United States of America, 26-29.
- Meyer J.-Y., Florence J. (1996) Tahiti's native flora endangered by the invasion of *Miconia Calvenscens* DC. (Melastomataceae). *Journal of Biogeography* **23**, 775-783.
- Meyer J.-Y., Florence J., Tchong V. (2003) Les Psychotria (Rubiaceae) endémiques de Tahiti (Polynésie Française) menacés par l'invasion de *Miconia calvenscens* (Mélastomataceae): Statut, répartition, écologie, phénologie et protection. *Revue d'écologie* **58**, 161-185.
- Milberg P., Tyrberg, T. (1993) Naive birds and noble savages - a review of man-caused prehistoric extinctions of island birds. *Ecography*, **16**, 229-250.
- Millan J. (2010) Feeding habits of feral cats *Felis silvestris catus* in the countryside of Majorca Island, Spain. *Wildlife Biology in Practice*, **6**, 32-38.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005) Ecosystems and human well-being: synthesis. Island Press (ed.) Washington, United States of America.
- Mittermeier R. A., Turner W., Larsen F., Brooks T., Gascon C. (2011). Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In *Biodiversity Hotspots*. F. E. Zachos & J. C. Habel (ed.), Berlin, Germany, 3-22.
- Moleon M., Gil-Sanchez J. M. (2003) Food habits of the wildcat (*Felis silvestris*) in a peculiar habitat: the Mediterranean high mountain. *Journal of Zoology*, **260**, 17-22.
- Molsher R., Newsome A., Dickman C. (1999) Feeding ecology and population dynamics of the feral cat (*Felis catus*) in relation to the availability of prey in central-eastern New South Wales. *Wildlife Research*, **26**, 593 - 607.
- Monteiro L., Bonnemaïson D., Vekris A., Petry K. G., Bonnet J., Vidal R., Cabrita J., Mégraud F. (1997) Complex polysaccharides as PCR inhibitors in feces: *Helicobacter pylori* model. *Journal of Clinical Microbiology*, **35**, 995-998.
- Mooney H. A., Mack R. N., McNeely J. A., Neville L. E., Schei P. J., Waage J. K. (2005) SCOPE 63: Invasive Alien Species - A New Synthesis. Island Press, (ed.) Washington, United States of America.
- Moore J. L., Rout T. M., Hauser C. E., Moro D., Jones M., Wilcox C., Possingham H. P. (2010) Protecting islands from pest invasion: optimal allocation of biosecurity resources between quarantine and surveillance *Biological Conservation*, **143**, 1068-1078.
- Moors P. J. (1985) Norway rats (*Rattus norvegicus*) on the Noises and Motukawao Islands, Hauraki Gulf, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, **8**, 37-54.
- Moors P. J., Atkinson I. A. E. (1984) Predation on seabirds by introduced animals, factors affecting its severity. *ICBP Technical Publication*, **2**, 667-690.
- Morin P. A., Chambers K. E., Boesch C., Vigilant L. (2001) Quantitative polymerase chain

- reaction analysis of DNA from noninvasive samples for accurate microsatellite genotyping of wild chimpanzees (*Pan troglodytes verus*). *Molecular Ecology*, **10**, 1835-1844.
- Morin P. A., Moore J. J., Chakraborty R., Jin L., Goodall J., Woodruff D. S. (1994) Kin selection, social structure, gene flow, and the evolution of chimpanzees, *Science*, **265**, 1193-1201.
- Mueller-Dombois, D., F. R. Forsberg. (1998) Vegetation of the tropical Pacific islands. Springer-Verlag (ed.), New York, United States of America, p733
- Murphy M. A., Waits L. P., Kendall K. C. (2003) The influence of diet on fecal DNA amplification and sex identification in brown bears (*Ursus arctos*). *Molecular Ecology*, **12**, 2261-2265.
- Murray D. C., Bunce M., Cannell B. L., Oliver R., Houston J., White N. E., Barrero R. A., Bellgard M. I., Haile J. (2011) DNA-based faecal dietary analysis: a comparison of qPCR and high throughput sequencing approaches. *PLoS One*, **6**, e25776.
- Myers J. H., Simberloff D., Kuris A. M., Carey J.R. (2000) Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Evolution*, **15**, 316-320.
- 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.
- Nakamaru M. (2003) Extinction risk to bird populations caused by DDT exposure. *Chemosphere*, **53**, 377-387.
- Newman D. G., McFadden I. (1990) Seasonal fluctuations of numbers, breeding, and food of kiore (*Rattus exulans*) on Lady Alice Island (Hen and Chickens group), with a consideration of Kiore: tuatara (*Sphenodon punctatus*) relationships in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, **17**, 55-63.
- Newton I. (1993) Sparrowhawk Pp. 111-119 in The new atlas of breeding birds in Britain and Ireland D. W. Gibbons, J. B. Reid, R. A. Chapman (ed.), T. & A.D. Poyser, London, United Kingdom, 1988-1991.
- Nogales M., Abdola M., Alonso C., Quilis V (1990) Premières données sur l'alimentation du chat haret (*Felis catus* L., 1758) du Parc National du Teide, Ténérife (Iles Canaries). *Mammalia*, **54**, 189-196.
- Nogales M., Martin A., Delgado G., Emmerson K. (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., Martin A., Tershy B. R., Donlan C. J., Veitch D., Puerta N., Wood B., Alonso J. (2004) A Review of Feral Cat Eradication on Island. *Conservation Biology*, **18**, 310-319.
- Nogales M., Medina F. M. (2009) Trophic ecology of feral cats (*Felis silvestris f. catus*) in the main environments of an oceanic archipelago (Canary Islands): An updated approach. *Mammalian biology*, **74**, 169-181.
- Nogales M., Rodríguez J. L., Delgado G., Quilis V., Trujillo O. (1992) The diet of feral cats (*Felis catus*) on Alegranza Island (North of Lanzarote, Canary Islands). *Folia Zoologica*, **41**, 209-212.
- Norman F. I. (1970) Food preferences of an insular population of *Rattus rattus*. *Journal of Zoology*, **162**, 493-503.
- O'Dowd D. J., Green P. T., Lake P. S. (2003) Invasional 'meltdown' on an oceanic island. *Ecology Letters*, **6**, 812-817.
- Occhipinti-Ambrogi A., Galil B. S. (2004) A uniform terminology on bioinvasions: a chimera or an operative tool? *Marine Pollution Bulletin*, **49**, 688-694.
- Oehm J., Juen A., Nagiller K., Neuhauser S., Traugott M. (2011) Molecular scatology: how to improve prey DNA detection success in avian faeces? *Molecular Ecology Resources*, **11**, 620-628.
- Ogden J., Gilbert J. (2009) Prospects for the eradication of rats from a large inhabited island: community based ecosystem studies on Great Barrier Island, New Zealand. *Biological Invasions*, **11**, 1705-1717.
- Ogden J., Gilbert J. (2011) Running the gauntlet: advocating rat and feral cat eradication on an inhabited island - Great Barrier Island, New Zealand. In: Veitch, C. R.; Clout, M. N. and Towns, D. R. (ed.). Island invasives: eradication and management, IUCN, Gland, Switzerland, 467-471.
- Ogutu-Ohwayo R. (1990) The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Environmental Biology of Fishes*, **27**, 81-96.
- Ogutu-Ohwayo R. (1994) Adjustments in Fish Stocks and in Life History Characteristics of the Nile Perch, *Lates niloticus* L., in Lakes Victoria, Kyoga, and Nabugabo. University of Manitoba (ed.), Winnipeg, Canada.

- Ogutu-Ohwayo R., Hecky R. E., Cohen A. S. and Kaufman, L. (1997) Human impacts on the African Great Lakes. *Environmental Biology of Fishes*, **50**, 117-131.
- Oppel S., Beaven B. M., Bolton M., Vickery J., Bodey T. W. (2011) Eradication of Invasive Mammals on Islands Inhabited by Humans and Domestic Animals. *Conservation Biology*, **25**, 232-240.
- Owen I. P. F., et Bennett P. M. (2000) Ecological basis of extinction risk in birds: Habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **97**, 12144-12148.
- Pafundo S., Gulli M., Marmiroli N. (2009) SYBR®Green-ERTM Real-Time PCR to detect almond in traces in processed food. *Food Chemistry*, **116**, 811-815.
- Paltridge R. (2002) The diets of cats, foxes and dingoes in relation to prey availability in the Tanami Desert, Northern Territory. *Wildlife Research*, **29**, 389-403.
- Paltridge R., David G., Glenn E. (1997) Diet of the Feral Cat (*Felis catus*) in Central Australia. *Wildlife Research*, **24**, 67 - 76.
- Parker E. D. Jr, Selander R. K., Hudson R. O., Lester L. J. (1977) Genetic Diversity in Colonizing Parthenogenetic Cockroaches. *Evolution*, **31**, 836-842.
- Parmesan C. (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Ecology & Evolution*, **37**, 637-669.
- Pascal M. (1980) Structure et dynamique de la population de chats haretts de l'Archipel des Kerguelen. *Mammalia*, **44**, 161-182.
- Pascal M., Le Guyader H., Simberloff D. (2010) Invasions biologiques et préservation de la biodiversité. *Revue Scientifique et Technique (International Office of Epizootics)*, **29**, 367-385.
- Pascal M., Lorvelec O., Bretagnolle V., Culioli J. M. (2008) Improving the breeding success of a colonial seabird : a cost-benefit comparison of the eradication and control of its rat predator. *Endangered Species Research*, **4**, 267-277.
- Pascal M., Lorvelec O., Vigne J.-D. (2006) Invasions biologiques et extinctions: 11 000 ans d'histoire des Vertébrés en France, Coédition Belin-Quæ (ed.), Paris, France.
- Patel S., Waugh J., Millar C. D., Lambert D. M. (2010) Conserved primers for DNA barcoding historical and modern samples from New Zealand and Antarctic birds. *Molecular Ecology Resources*, **10**, 431-438.
- 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. *Animal Conservation*, **11**, 65-74.
- Pegard A., Miquel C., Valentini A., Coissac E., Bouvier F., Francois D., Taberlet P., Engel E., Pompanon F. (2009) Universal DNAbased methods for assessing the diet of grazing livestock and wildlife from feces. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **57**, 5700-5706.
- Penloup A., Martin J. L., Gory G., Brunstein D., Bretagnolle V. (1997) Distribution and breeding success of pallid swifts, *Apus pallidus*, on Mediterranean islands: nest predation by the roof rat, *Rattus rattus*, and nest site quality. *Oikos*, **80**, 78-88.
- Pianka E. R., (1973) The structure of lizard communities. *Annual Review Ecology and Evolution Systematics*, **4**, 53-74.
- Pimentel D., Zuniga R., D. Morrison (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, **52**, 273-288.
- Pimm S. L., Raven P. (2000) Biodiversity - Extinction by numbers. *Nature*, **403**, 843-845.
- Pimm S. L., Russell G. J., Gittleman J. L. Brooks T. M. (1995) The future of biodiversity. *Science*, **269**, 347-350.
- Pires M. M., Widmer C. E., Silva C., Setz E. Z. F. (2011) Differential detectability of rodents and birds in scats of ocelots, *Leopardus pardalis* (Mammalia: Felidae). *Zoologia*, **28**, 280-283.
- Pisanu B., Caut S., Gutjahr S., Vernon P., Chapuis J.-L. (2011) Introduced black rats *Rattus rattus* on Ile de la Possession (Iles Crozet, Subantarctic): diet and trophic position in food webs *Polar Biology*, **34**, 169-180.
- Pitcher T. J., Hart P. J. B. (1995) The Impact of Species Changes in African Lakes. In Chapman and Hall Fish & Fisheries Series. Chapman and Hall (ed.), New York, United States of America.
- Poinar H. N., Hofreiter M., Spaulding W. G., Martin P. S., Stankiewicz B. A., Bland H., Evershaed R. P., Possnert G., Pääbo S. (1998) Molecular coproscopy: Dung and diet of the extinct ground sloth. *Nothrotheriops shastensis*. *Science*, **281**, 402-406.
- Poinar N. H., Kuch M., Sobolik K. D., Barnes I., Stankiewicz A. B., Kuder T., Spaulding W. G., Bryant V. M., Cooper A., Pääbo S. (2001) A molecular analysis of dietary diversity for three archaic Native Americans. *Proceedings of the*

- National Academy of Sciences USA*, **98**, 4317-4322.
- 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., 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.
- Priddel D., Carlile N., Wheeler R. (2000) Eradication of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) from CabbageTree Island, NSW, Australia, to protect the breeding habitat of Gould's petrel (*Pterodroma leucoptera leucoptera*). *Biological Conservation*, **94**, 115-125.
- Prugh L. R., Arthur S. M., Ritland C. E. (2008) Use of faecal genotyping to determine individual diet. *Wildlife Biology*, **14**, 318-330.
- Quillfeldt P., Schenk I., McGill R. A. R., Strange I. J., Masello J. F., Gladbach A., Roesch V., Furness R. W. (2008) Introduced mammals coexist with seabirds at New Island, Falkland Islands: abundance, habitat preferences, and stable isotope analysis of diet. *Polar Biology*, **31**, 333-349.
- R Development Core Team (2012) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Raffaelli D., Moller H. (2000) Manipulative field experiments in animal ecology: do they promise more than they can deliver? *Advances in Ecological Research* **30**, 289-337.
- Rafferty N. E., Ives A. R. (2010) Effects of experimental shifts in flowering phenology on plant-pollinator interactions. *Ecology Letters*, **14**, 69-74.
- Ratcliffe N., Bell M., Pelembe T., Boyle D., Benjamin R., White R., Godley B., Stevenson J., Sanders S. (2009) The eradication of feral cats from Ascension Island and its subsequent recolonization by seabirds. *Oryx*, **44**, 20-29.
- Ratcliffe N., Mithcell I., Varnham K., Verboven N., Higson P. (2009) How to prioritize rat management for the benefit of petrels: a case study of the UK, Channel Islands and Isle of Man. *Ibis*, **151**, 699-708.
- Ratnasingham S., Hebert P. D. N. (2007) Bold: The barcode of life data system (<http://www.barcodinglife.org>). *Molecular Ecology Notes*, **7**, 355-364.
- Rattus R., Norvegicus R., Exulans R. Catus F. S. (1766) Study on the eradication of endemic native species nearing extinction or extirpation (e.g. *Todiramphus gambieri*) in island ecosystems and recommendations to achieve a perfect biological invasion. (*J.P.R.E*). *Journal of perfect rodent expansionist*, **1**, 12-2012.
- Rayé G., Miquel C., Coissac E., Redjadj C., Loison A., Taberlet P. (2011) New insights on diet variability revealed by DNA barcoding and high-throughput pyrosequencing: chamois diet in autumn as a case study. *Ecological Research*, **26**, 265-276.
- Rayner M. J., Hauber M. E., Imber M. J., Stamp R. K., Clout M. N. (2007) Spatial heterogeneity of mesopredator release within an oceanic island system. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **104**, 20862-20865.
- Read J., Bowen Z. (2001) Population dynamics, diet and aspects of the biology of feral cats and foxes in arid South Australia. *Wildlife Research*, **28**, 195-203.
- Reynolds J. C., Aebischer N. J. (1991) Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the Fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review*, **21**, 97-122.
- Riaz T., Shehzad W., Viari A. Pompanon F., Taberlet P., Coissac E. (2011) ecoPrimers: inference of new DNA barcode markers from whole genome sequence analysis. *Nucleic Acids Research*, **39**, e145.
- Ricciardi A., Simberloff D. (2009) Assisted colonization: good intentions and dubious risk assessment. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**, 476 - 477.
- Richard C., Hilton G. (2004) Introduced house mice *Mus musculus*: a significant predator of threatened and endemic birds on Gough Island, South Atlantic Ocean? *Biological Conservation*, **117**, 483-489.
- Richardson D. M., Pysek P., Carlton J. T. (2011) A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. In: Richardson DM (ed.) Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton. 409-420.
- Richardson D. M., Pysek P., Rejmanek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, **6**, 93-107.
- Rickard C. G. (1996) Introduced small mammals and invertebrate conservation in a lowland

- podocarp forest, South Westland, New Zealand. Unpublished Master of Forestry Science, University of Canterbury, Christchurch, New Zealand, p328.
- Ricketts T. H., Dinerstein E., Boucher T., Brooks T. M., Butchart S. H. M., Hoffmann M., Lamoreux J. F., Morrison J., Parr M., Pilgrim J. D., Rodrigues A. S. L., Sechrest W., Wallace G. E., Berlin K., Bielby J., Burgess N. D., Church D. R., Cox N., Knox D., Loucks C., Luck G. W., Master L. L., Moore R., Naidoo R., Ridgely R., Schatz G. E., Shire G., Strand H., Wettengel, W., Wikramanayake E. (2005) Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **102**, 18497-501.
- Risbey D. A., Calver M. C., Short J. (1999) The impact of cats and foxes on the small vertebrate fauna of Heirisson Prong, western Australia: exploring potential impact using diet analysis. *Wildlife Research*, **26**, 621-630.
- Robinet O., Craig J. L., Chardonnet L. (1998) Impact of rat species in Ouvea and Lifou (Loyalty Islands) and their consequences for conserving the endangered Ouvea Parakeet. *Biological Conservation*, **86**, 223-232.
- Rodriguez M. A., Herrera L. G. (2013) Isotopic niche mirrors trophic niche in a vertebrate island invader. *Oecologia*, **171**, 537-44.
- Roff D. A. (1997) Evolutionary quantitative genetics. Chapman & Hall (ed.), London, United Kingdom.
- Roff D. A., Roff, R. J. (2003) Of rats and Maoris : a novel method for the analysis of patterns of extinction in the New Zealand avifauna before European contact. *Evolutionary Ecology Research*, **5**, 759-779.
- Rout T. M., Moore J. L., Possingham H.P., McCarthy M. A. (2011) Allocating biosecurity resources between preventing, detecting, and eradicating island invasions. *Ecological Economics*, **71**, 54-62.
- Ruffino L., Bourgeois K., Vidal E., Duhem C., Paracuellos M., Escribano F., Sposimo P., Baccetti N., Pascal M., Oro D. (2009) Invasive rats and seabirds after 2,000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean islands. *Biological Invasions*, **11**, 1631-1651.
- Ruffino L., Russell J. C., Pisanu B., Caut S., Vidal E. (2011) Low individual-level dietary plasticity in an island-invasive generalist forager. *Population Ecology*, **53**, 535-548.
- Ruffino L., Vidal E. (2010) Early colonization of Mediterranean islands by *Rattus rattus*: a review of zooarcheological data. *Biological Invasions*, **12**, 2389-2394.
- Russell C. A. (1980) Food habits of the roof rat (*Rattus rattus*) in two areas of Hawaii Volcanoes National Park. In Proceedings of the Third Conference in Natural Sciences Hawaii Volcanoes National Park, University of Hawaii at Manoa, Department of Botany, Smith C. W. (ed.), Honolulu, United States of America, 269-272.
- Russell J. C. Ringler D, Trombini A, Le Corre M. (2011) The island syndrome and population dynamics of introduced rats. *Oecologia*, **167**, 667-76.
- Russell J. C., Clout M. N. (2004) Modelling the distribution and interaction of introduced rodents on New Zealand offshore islands. *Global Ecology and Biogeography*, **13**, 497-507.
- Russell J. C., Faulquier, L., Tonione M. A. (2011) Rat invasion of Tetiaroa atoll, French Polynesia. In Island invasives: eradication and management, IUCN (International Union for Conservation of Nature), Veitch, C. R., Clout M. N., Towns D. R. (ed.), Gland, Switzerland, 118-123.
- 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., Mackay J. W. B., Abdelkrim J. (2009) Insular pest control within a metapopulation context. *Biological Conservation*, **142**, 1404-1410.
- Saccheri I., Kuussaari M., Kankare M., Vikma P., Fortelius W., Hanski, I. (1998) Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature*, **392**, 491-494.
- Saitou N., Nei M. (1987) The neighbor-joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees. *Molecular Biology and Evolution*, **4**, 406-425.
- Sakai A. K., Allendorf F. W., Holt J. S., Lodge D. M., Molofsky J., With K. A., Baughman S., Cabin R. J., Cohen J. E., Ellstrand N. C., McCauley D. E., O'Neil P., Parker I. M., Thompson J. N., Weller S. G. (2001) The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **32**, 305-332.
- Sanders M. D., Maloney R .F. (2002) Causes of mortality at nests of ground-nesting birds in the Upper Waitaki Basin, South Island, New Zealand: a 5-year video study. *Biological Conservation*, **106**, 225-236.

- Santana F., Martin A., Nogales M. (1986) Datos sobre la alimentacion del gato comarron (*Felis catus* Linnaeus, 1758) en los montes de Pajonales, Ojeda e Inagua (Gran Canaria). *Vieraea*, **16**, 113-117.
- Savidge J. A. (1987) Extinction of an Island Forest Avifauna by an Introduced Snake. *Ecology*, **68**, 660-668.
- Sax D. F., Gaines S. D. (2008) Species invasions and extinction: The future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **105**, 11490-11497.
- Sax D. F., Stachowicz J. J., Brown J. F., Dawson M. N., Gaines S. D., Grosberg R. K., Hastings A., Holt R. D., Mayfield M. M., O'Connor M. I., Rice W. R. (2007) Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, **22**, 465-471.
- Say L., Devillard S., Natoli E., Pontier D. (2002) The mating system of feral cats (*Felis catus* L.) in a sub-Antarctic environment. *Polar Biology*, **25**, 838-842.
- Scheffers B. R., Joppa L. N., Pimm S. L. et Laurance W. F. What we know and don't know about Earth's missing biodiversity. *Tree*, **1553**, in press. DOI: 10.1016/j.tree.2012.05.008.
- Schlaepfer M. A., Sax D. F., Olden J. D. (2011) The Potential Conservation Value of Non-Native Species *Conservation Biology* **25**, 428-437.
- Schlaepfer M. A., Helenbrook W. D., Searing K. B., Shoemaker K. T. (2009) Assisted colonization: evaluating contrasting management actions (and values) in the face of uncertainty. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**, 471-2.
- Schlaepfer M. A., Sax D. F., Olden J. D. (2012) Toward a More Balanced View of Non-Native Species. *Conservation Biology*, **26**, 1156-1158.
- Schoener T. W., Spiller D. A., Losos J. B. (2001) Predators increase the risk of catastrophic extinction of prey populations. *Nature*, **412**, 183-186.
- Schoener, T. W. (1983) Field experiments on interspecific competition. *American Naturalist*, **122**, 240.
- Schuster S. C. (2008) Next-generation sequencing transforms today's biology. *Nature Methods*, **5**, 16-18.
- Scott D. M., Brown D., Mahood S., Denton B., Silburn A., Rakotondraparany F. (2006) The impacts of forest clearance on lizard, small mammal and bird communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. *Biological Conservation*, **127**, 72-87.
- Seddon P. J., Armstrong D. P., Maloney R. F. (2007) Developing the science of reintroduction biology. *Conservation Biology*, **21**, 303-312.
- Seto N. W. H., Conant S. (1996) The Effects of Rat (*Rattus rattus*) Predation on the Reproductive Success of the Bonin Petrel (*Pterodroma hypoleuca*) on Midway Atoll. *Colonial Waterbirds*, **19**, 171-185.
- Shehzad W., McCarthy T. M., Pompanon F., Purejav L., Coissac E., Riaz T., Taberlet P. (2012) Prey preference of snow leopard (*Panthera uncia*) in South Gobi, Mongolia. *PLoS One*, **7**, e32104.
- Shehzad W., Riaz T., Nawaz M. A., C Miquel., Poillot C., Shah S. A., Pompanon F., Coissac E., Taberlet P. (2012) A universal approach for carnivore diet analysis based next generation sequencing: application to the leopard cat (*Prionailurus bengalensis*) in Pakistan. *Molecular Ecology*, **21**, 1951-1965.
- Sheppard S. K., Bell J., Sunderland K. D., Fenlon J., Skervin D., Symondson W. O. C. (2005) Detection of secondary predation by PCR analyses of the gut contents of invertebrate generalist predators. *Molecular Ecology*, **14**, 4461-4468.
- Sheppard S. K., Harwood J. D. (2005) Advances in molecular ecology: tracking trophic links through predator-prey food-webs. *Functional Ecology*, **19**, 751-762.
- Shiels A. B., Flores C. A., Khamsing A., Krushelnycky P. D., Mosher S. M., Drake D. R. (2013) Dietary niche differentiation among three species of invasive rodents (*Rattus rattus*, *R. exulans*, *Mus musculus*). *Biological Invasions*, in press. DOI : 10.1007/s10530-012-0348-0
- Simberloff D., Martin J.-L., Genovesi P., Maris V., Wardle D. A., Aronson J., Courchamp F., Galil B., Garcia-Berthou E., Pascal M., Pysek P., Sousa R., Tabacchini E., Vilà M. (2012) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, **28**, 58-66.
- Simberloff D. (2001) Eradication of island invasives: practical actions and results achieved. *TRENDS in Ecology & Evolution*, **16**, 273-274.
- Simberloff D. (2009) The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, **40**, 81-102.
- Simberloff, D. 2002. Today Tiritiri Matangi, tomorrow the world! Are we aiming too low in

- invasives control? Pages 4-12 in C. R. Veitch and M. N. Clout, editors. Turning the tide: the eradication of invasive species. International Union for Conservation of Nature, Invasive Species Specialist Group, Gland, Switzerland, and Cambridge, United Kingdom.
- Simon C., Frati F., Beckenbach A., Crespi B., Liu H., Flook P. (1994) Evolution, weighting and phylogenetic utility of mitochondrial gene-sequences and a compilation of conserved polymerase chain-reaction primers. *Annals of the Entomological Society of America*, **87**, 651-701.
- Singh J. S. (2002) The biodiversity crisis : A multifaceted review. *Current*, **82**, 638-647.
- Smucker T. D. Lindsey G. D., Mosher S. N. (2000) Home range and diet of feral cats in Hawaii forests. *Pacific Conservation Biology*, **6**, 229-237.
- Snetsinger T. J., Fancy S. G., Simon J. C., Jacobi J. D. (1994) Diets of Owls and Feral Cats in Hawaii. *Elepaio*, **54**, 47-50.
- Soininen E. M., Valentini A., Coissac E., Miquel C., Gielly L., Brochmann C., Brysting A. K., Sønsteby 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.
- Spennemann D. H. R. (1997) Distribution of rat species (*Rattus* spp.) on the atolls of the Marshall Islands: past and present dispersal. *Atoll Research Bulletin*, **446**, 1-18.
- St Clair J. J. H. (2011) The impacts of invasive rodents on island invertebrates. *Biological Conservation*, **144**, 68-81.
- Stake M. M., Cimprich D. A. (2003) Using video to monitor predation at black-capped vireo nests. *The Condor*, **105**, 348-357.
- Stapp P. (2002) Stable isotopes reveal evidence of predation by ship rats on seabirds on the Shiant Islands, Scotland. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 831-840.
- Stattersfield A. J., Capper D. R. (2000) Threatened birds of the world. Lynx Edicions and BirdLife International (ed.), Barcelona, Spain.
- Steadman D. W. (1995) Prehistoric extinctions of Pacific island birds: biodiversity meets zooarchaeology. *Science*, **267**, 1123-31.
- Steadman D. W. (2006) Extinction and Biogeography of Tropical Pacific Birds. University of Chicago Press. (ed.) Chicago, United States of America, p480.
- Storer T. I. (1962) Pacific island rat ecology: report of a study made on Ponape and adjacent islands 1955-1958. Bulletin 225, Bernice P. Bishop Museum (ed.), Honolulu. French Polynesia, p274.
- Sturmer A. T. (1988) Diet and coexistence of *Rattus Rattus rattus* (Linnaeus), *Rattus exulans* (Peale) and *Rattus norvegicus* (Berkenhout) on Stewart Island, New Zealand. Unpublished Master of Science thesis, Massey University, Palmerston North, New Zealand.
- Sugihara R. T. (1997) Abundance and diets of rats in two native Hawaiian forests. *Pacific Science*, **51**, 189-198.
- Svengren H., Björklund M. (2010) An Assessment of the Density of a Large Carnivore using a Non-Invasive Method Adapted for Pilot Studies. *South African Journal of Wildlife Research*, **40**, 121-129.
- Sweetapple PJ, Nugent G (2007) Ship rat demography and diet following possum control in a mixed podocarp-hardwood forest. *New Zealand Journal of Ecology*, **31**, 186-201.
- Symondson W. O. C. (2002) Molecular identification of prey in predator diets. *Molecular Ecology*, **11**, 627-641.
- Taberlet P., Camarra J. J., Griffin S., Uhrès E., Hanotte O., Waits L. P., Dubois-Paganon C., Burke T., Bouvet J. (1997) Non-invasive genetic tracking of the endangered Pyrenean brown bear population, *Molecular Ecology*, **6**, 869-876.
- Taberlet P., Coissac E., Pompanon F., Gielly L., Miquel C., Valentini A., Vermet T., Corthier G., Brochmann C., Willerslev E. (2007) Power and limitations of the chloroplast trnL (UAA) intron for plant DNA barcoding. *Nucleic Acids Research*, **35**, e14.
- Taberlet P., Waits L. P., Luikart G. (1999) Noninvasive genetic sampling: look before you leap. *Trends in Ecology and Evolution*, **14**, 323-327.
- Tabor R. (1983) The Wildlife of the Domestic Cat. Arrow Books (ed.), London, United Kingdom. p223
- Tamura K., Peterson D., Peterson N., Stecher G., Nei M., and Kumar S. (2011) Mega5: Molecular Evolutionary Genetics Analysis using Maximum Likelihood, Evolutionary Distance, and Maximum Parsimony Methods. *Molecular Biology and Evolution*, **28**, 2731-2739.
- Taylor R. H., Kaiser G. W., Drever M. C. (2000) Eradication of Norway rats for recovery of seabird habitat on Langara Island, British Columbia. *Restoration Ecology*, **8**, 151-160.

- Taylor R. H., Thomas B. W. (1993) Rats eradicated from rugged Breaksea Island (170 ha), Fiordland, New Zealand. *Biological Conservation*, **65**, 191-198.
- Tchernov E. (1986) Commensal animals and human sedentism in the Middle East. *Archaeological Reports, International Series*, **202**, 91-115.
- Thibault J.-C., Martin J.-L., Penloup A., Meyer J.-Y. (2002) Understanding the decline and extinction of monarchs (Aves) in Polynesian Islands. *Biological Conservation*, **108**, 161-174.
- Tidemann C. R., Yorkston H. D., Russack A. J. (1994) The diet of cats, *Felis catus*, on Christmas Island. *Indian Ocean Wildlife Research*, **21**, 274-286.
- Tobin M. E., Koehler A. E., Sugihara R. T. (1994) Seasonal patterns of fecundity and diet of roof rats in a Hawaiian macadamia orchard. *Wildlife Research*, **21**, 519 - 525.
- Todd L. (1977) Cat and commerce. *Scientific American*, **237**, 100-107.
- Tollit D. J., Steward M. J., Thompson P. M., Plerce G. J., Santos M. B., Hughes S. (1997) Species and size differences in the digestion of otoliths and beaks: Implications for estimates of pinniped diet composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 105-119.
- Tollit D. J., Wong M., Winship A. J., Rosen D. A. S., Trites A. W. (2003) Quantifying errors associated with using prey skeletal structures from fecal samples to determine the diet of Steller's sea lion (*Eumetopias jubatus*). *Marine Mammal Science*, **19**, 724-744.
- Towns D. R. (2002) Interaction between geckos, honeydew scale insects and host plants revealed on islands in northern New Zealand, following eradication of introduced rats and rabbits. UICN SSC Invasive Species Specialist Group. In Veitch C. R., Clout M. N. (ed.), *Turning the tide : the eradication of invasive species*. Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom, 329-335.
- Towns D. R., Atkinson I. A. E., Daugherty C. H. (2006) Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological Invasions*, **8**, 863-891.
- Towns D. R., Parrish G. R., Tyrrell C. L., Ussher G. T., Cree A., Newman D. G., Whitaker A. H., Westbrooked I. (2007) Responses of Tuatara (*Sphenodon punctatus*) to Removal of Introduced Pacific Rats from Islands. *Conservation Biology*, **21**, 1021-1031.
- Towns D. R., Parrish G. R., Westbrooke I. (2003) Inferring vulnerability to introduced predators without experimental demonstration: case study of Suter's skink in New Zealand. *Conservation Biology*, **17**, 1361-1371.
- Towns D. R., Wardle D. A., Mulder C. P. H., Yeates G. W., Fitzgerald B. M., Parrish G. R., Bellingham P. J., Bonner K. I. (2009) Predation of seabirds by invasive rats: multiple indirect consequences for invertebrate communities. *Oikos*, **118**, 420-430.
- Tranchant Y., Vidal E., Kayser Y. (2003) Premières données sur le régime alimentaire du Chat haret *Felis catus* en situation micro-insulaire méditerranéenne. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, **58**, 411-418.
- Travis J. M. J. (2003) Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. *Proceedings of the Royal Society of London*, **270**, 467-473.
- Troedsson C., Simonelli P., Nagele V., Nejtgaard J. C., Frischer M. E. (2009) Quantification of copepod gut content by differential length amplification quantitative PCR (dlaqPCR). *Marine Biology*, **156**, 253-259.
- Tryjanowski P., Antczak M., Hromada M., Kuczyński L., Skoracki M. (2002) Winter feeding ecology of male and female European wildcats *Felis silvestris* in Slovakia. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, **48**, 49-54.
- Turner, D. C. & Bateson, P. (2000). *The domestic cat: the biology of its behaviour*. 2nd edition. Cambridge University Press (ed.) Cambridge, United Kingdom, p256.
- Twibell J. (1973) The ecology of rodents in the Tonga Islands. *Pacific Science*, **27**, 92-98.
- Valentini A., Miquel C., Nawaz M. A., Bellemain E., Coissac E., Pompanon F., Gielly L., Cruaud C., Nascetti G., Wincker P., Swenson J. E., Taberlet P. (2009a) New perspectives in diet analysis based on DNA barcoding and parallel pyrosequencing: the trn L approach. *Molecular Ecology Resources*, **9**, 51-60.
- Valentini A., Pompanon F., Taberlet P. (2009b) DNA barcoding for ecologists. *Trends in Ecology and Evolution*, **24**, 110-117.
- Valery L., Fritz H., Lefeuvre J. C., Simberloff D. (2008) In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, **10**, 1345-1351.
- Van Aard R. J. (1986) A case study of an alien predator (*Felis catus*) introduced on Marion Island : Selective advantages. *South African Journal Antarctic Research*, **16**, 113-114.
- Van Aarde R. J. (1980) The diet and feeding behaviour of feral cats, *Felis catus* at Marion

- Island. *South African Journal of Wildlife Research*, **10**, 123-128.
- Veitch C. R., Clout M. N., Towns D. R. (2011) Island invasives: Eradication and management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives. Veitch CR, Clout MN, Towns DR. IUCN (International Union for Conservation of Nature) (ed.), Gland, Switzerland and Auckland, New Zealand, CBB, p542.
- Vigne J.-D., Guilaine J., Debue K., Haye L., Gérard P. (2004) Early Taming of the Cat in Cyprus. *Science*, **304**, 259.
- Vitousek P. M., Mooney H. A., Lubchenco J., Melillo J. M. (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, **277**, 494-499.
- Von Bubnoff A. (2008) Next-Generation Sequencing: The Race Is On. *Cell*, **132**, 721-723.
- Vucicevic M., Stevanov-Pavlovic M., Stevanovic J., Bosnjak J., Gajic B., Aleksic N., Stanimirovic Z. (2012) Sex Determination in 58 Bird Species and Evaluation of CHD Gene as a Universal Molecular Marker in Bird Sexing. *Zoo Biology*, *in press*. DOI:10.1002/zoo.21010.
- Wallace R. K. (1981) An assessment of diet-overlap indexes. *American Fisheries Society*, **110**, 72-76.
- Walther G-R, Roques A., Hulme P. E., Sykes M. T., Pyšek P., Kuhn I., Zobel M., Bacher S., Botta-Dukát Z., Bugmann H., Czucz B., Dauber J., Hickler T., Jarosik V., Kenis M., Klotz S., Minchin D., Moora M., Nentwig W., Ott J., Panov V. E., Reineking B., Robinet C., Semchenko V., Solarz W., Thuiller W., Vilà M., Vohland K., Settele J. (2009) Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, **24**, 686-693.
- Wanless R. M., Angel A., Cuthbert R. J., Hilton G. M., Ryan P. G. (2007) Can predation by invasive mice drive seabird extinctions? *Biology Letters*, **3**, 241-244.
- Wanless R. M., Ryan P. G., Altwegg R., Angel A., Cooper J., Cuthbert R., Hilton G. M. (2009) From both sides: Dire demographic consequences of carnivorous mice and longlining for the Critically Endangered Tristan albatrosses on Gough Island, *Biological Conservation*, **142**, 1710-1718.
- Watts C. H. S., Braithwaite R. W. (1978) The diet of *Rattus lutreolus* and five other rodents in Southern Victoria. *Australian Wildlife Research*, **5**, 47-57.
- Watts C., Stringer I., Sherley G., Gibbs G., Green C. (2008). History of weta (Orthoptera: Anostomatidae) translocation in New Zealand: lessons learned, islands as sanctuaries and the future. *Journal of Insect Conservation*, **12**, 359-370.
- Weaver J. L. (1993) Refining the equation for interpreting prey occurrence in gray wolf scats. *The Journal of Wildlife Management*, **57**, 534-538.
- Weber J. M., Dailly L. (1998) Food habits and ranging behaviour of a group of farm cats (*Felis catus*) in a Swiss mountainous area. *Journal of Zoology*, **245**, 234-237
- Weimerskirch H., Zotier R., Jouventin P. (1989) The avifauna of the Kerguelen Islands. *Emu*, **89**, 15-29.
- Werth E. (1911) Die Vegetation der subantarktischen Inseln Kerguelen, Possession und Heard Island. *Deutsche Südpolar Expedition 1901-1903*, **8**, 223-371.
- Wetzer R. (2001) Hierarchical analysis of mtDNA variation and the use of mtDNA for isopod (Crustacea: Peracarida: Isopoda) systematic. *Contributions to Zoology*, **70**, 23-39.
- Whitaker A. H. (1978) The effects of rodents on reptiles and amphibians. in *The Ecology and Control of Rodents in New Zealand Nature Reserves* Dingwall P.R., I. A. E. Atkinson, and C. Hay, Department of Lands and Survey Information Series 4 (ed.), Wellington, New Zealand, 75-86.
- White P. J, Wallen R. L. (2012) Yellowstone bison genetics: let us move forward. *Journal Heredity*, **103**, 754-755.
- Whittaker R. J., Fernández-Palacios J. M. (2007). *Island biogeography: ecology, evolution and conservation*. Oxford University Press (ed.), Oxford, United Kingdom, p416.
- Whittier C. A., Dhar A. K., Stem C., Goodall J., Alcivar-Warren A. (1999) Comparison of DNA extraction methods for PCR amplification of mitochondrial cytochrome oxidase subunit II (COII) DNA from primate fecal samples. *Biotechnology Techniques*, **13**, 771-779.
- Wiles G. J., Bart J., Beck R. E. Jr, Aguon F. C. (2003) Impacts of the Brown Tree Snake: Patterns of Decline and Species Persistence in Guam's Avifauna. *Conservation Biology*, **17**, 1350-1360.
- Williams J. M. (1972) Rat damage, ecology and control research. Unpublished report Department of Agriculture, Fiji.
- Williams J. M. (1975) Rat Damage to Coconuts in Fiji. Part II Efficiency and Economics of

- Damage Reduction Methods. *Tropical Pest Management*, **21**, 19-26.
- Williamson M. (1996) Biological invasions: population and community. Biology Series 15, Chapman et Hall (Ed.), London, United Kingdom, p256.
- With K. A. (2002) The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology*, **16**, 1192-1203.
- Witmer G., Burke P., Jojola S., Dunlevy P. (2006) The biology of introduced norway rats on Kiska Island, Alaska, and an evaluation of an eradication approach. Wildlife Damage Management, Staff Publications (ed.), University of Nebraska, Lincoln, United States of America.
- Wittaker R. J. (1998) Island biogeography: Ecology, Evolution and Conservation, Oxford University Press (ed.), Oxford, United Kingdom, 285pp.
- Witte F., Densen W. L. T. (1995) Fish Stocks and Fisheries of Lake Victoria. Smara Publishing (ed.), Dyfed, United Kingdom, p404.
- Woods J. G., McLellan B. N., Paetkau D., Proctor M., Lewis D., Strobeck C. (1999) Genetic tagging free-ranging black and brown bears, *Wildlife Society Bulletin*, **27**, 616-627.
- Woolaver L. G., Nichols R. K., Morton E. S., Stutchbury B. J. M. (2013) Population genetics and relatedness in a critically endangered island raptor, Ridgway's Hawk Buteo Ridgway. *Conservation Genetics*, in press DOI: 10.1007/s10592-013-0444-4
- Wright L. I., Tregenza T., Hosken D. J. (2008) Inbreeding, inbreeding depression and extinction. *Conservation Genetics*, **9**, 833-843.
- Yabe T., Hashimoto T., Takiguchi M., Aoki M., Kawakami K. (2009) seabirds in the stomach contents of black rats *Rattus rattus* on Higashijima, the Ogasawara (Bonin) Islands, Japan. *Marine Ornithology*, **37**, 293-295.
- Yang D. Y., Eng B., Wayne J. S., Dudar J. C., Saunders S. R. (1998) Improved DNA extraction from ancient bones using silica-based spin columns. *American Journal of Physical Anthropology*, **105**, 539-543.
- Yoccoz N. G. (2012) the future of environmental DNA in ecology. *Molecular Ecology*, **21**, 2031-2038.
- Young A. M., Larson B. M. H. (2011) Clarifying debates in invasion biology: A survey of invasion biologists. *Environmental Research*, **111**, 893-898.
- Zabala J., Zuberogoitia I. (2003) Badger, *Meles meles* (Mustelidae, Carnivora), diet assessed through scat-analysis: a comparison and critique of different methods. *Folia Zoologica*, **52**, 23-30.
- 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.
- Zanette L. Y., White A. F., Allen M. C., Clinchy M (2011) Perceived predation risk reduces the number of offspring songbirds produce per year. *Science*, **334**, 1398-1401.
- Zarzoso-Lacoste D., Bonnaud E., Vidal E. Do we need better data than morphological diet analysis to assess predator impact? A review of literature and call for the alternative approaches. *In prep.*
- Zarzoso-Lacoste D., Corse E, 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**, 117-127.
- Zarzoso-Lacoste D., Ruffino L., Vidal E. (2011) Limited predatory capacity of introduced black rats on bird eggs: an experimental approach. *Journal of Zoology*, **285**, 188-193.
- Zavaleta E., Hobbs R., Mooney, H. (2001) Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution*, **16**, 454-459.
- Zeale M. R. K., Butlin R. K., Barker G. L A., Lees D. C., Jones G. (2011) Taxon-specific PCR for DNA barcoding arthropod prey in bat faeces. *Molecular Ecology Resources*, **11**, 236-244.
- Zhang B-W., Li M., Ma L-C., Wei F-W. (2006) A widely applicable protocol for DNA isolation from fecal samples. *Biochemical Genetics*, **44**, 503-512.

TABLE DES ANNEXES :

Annexe 1 : Complete list of the literature reviewed and data used to performed analysis and calculate IR index.....	II
Annexe 2 : List of Plant and Animal samples collected on Niau Island to Constitute the DNA template of our prey bank.....	X
Annexe 3 : List and source of tested primers.....	XIII
Annexe 4 : Extraction protocol details.....	XIV
Annexe 5 : Results of cross-amplification tests and selection criteria of group-specific primer pairs. Monoband migration pattern results are provided in binary code, 1=presence of a single band on agarose gel and 0=more than one band. Stars (*) Signalize a high band intensity.....	XV
Annexe 5 : (suite).....	XVI
Annexe 6 : Plant <i>rbcL</i> sequences amplified from rat diet samples.....	XVII
Annexe 7 : Additional File 6: Results of the morphological analysis of rats' stomach and fecal samples. Re 1 to 7: <i>Rattus exulans</i> n°1 to 7 and Rr 1 to 5: <i>Rattus rattus</i> n°1 to 5. The Presence (P) of a prey category in each sample is recorded as 1 when present and as 0 when absent. In stomach samples (Table a), the volume of each prey category is expressed in five classes of percentage; 0: 0%, 1: <5%, 2: 5-25%, 3: 25-50%, 4: 50-75%, 5: >75%. %TPV: percentage of Total Plant Volume and %TAV: percentage of Total Animal Volume. In fecal samples (Table b), the number of identifiable fragments for each prey category is reported as the number of occurrence (NO).....	XVIII
Annexe 8 : Values of both DNA concentration (ng/ml) and A260/A280 measured in both stomach (ST) and fecal (F) samples for all the tested Extraction Protocols; EP1: QIAamp DNA stool mini kit, EP2: DNeasy <i>mericon</i> food, EP3: CTAB, EP4: CTAB + QIAquick purification. Re 1 to 7: <i>Rattus exulans</i> n°1 to 7 and Rr 1 to 5: <i>Rattus rattus</i> n°1 to 5.....	XX
Annexe 9 : Sequence alignment of PP3 (OSXF-OSXR2) primer regions for target and non target taxa.....	XXI
Annexe 10 : Liste of reference sequences obtained from Genbank database and used in our phylogenetic reconstruction. These sequences include birds (target taxon) and mammalian predators (non target taxon). Sequences highlighted with a star correspond to the bird species sequenced in this study.....	XXII
Annexe 11 : Results of bird detection and identification in rat and cat diet samples obtained using the morphological and the molecular methods.....	XXIV
Annexe 12 : Sequence alignment for the Lizard-specific primer pair designed in this study.....	XXV
Annexe 13 : Accession numbers and Genbank best match (BLASTn) of the randomly sequenced amplicons amplified using the Lizard- and Invertebete-specific primer pairs.....	XXVI
Annexe 14: Domaines de compétences et productions du doctorant.....	XXIX

Annexe 1 : Complete list of the literature reviewed and data used to performed analysis and calculate IR index.

Literature reviewed Author(s)	year	Predator	Number of samples analyzed	Sample type	methodology (descriptor)				Resolution and number of bird identification					Value of IR Index			
					Occ	FO%	NP	NP%	Volume%	Biomass %	Other	Class	Order		Family	Genus	Species
Berry	1970	<i>Mus musculus</i>	44	Stomach	1							6					1,00
Bettesworth	1972	<i>Rattus exulans</i>	25	Stomach	1											6	5,00
Catry et al.	2007	<i>Rattus rattus</i>	15	Stomach	1												1,00
Caut et al.	2008	<i>Rattus rattus</i>	22	Feces	1												1,00
Caut et al.	2008	<i>Rattus rattus</i>	22	Stomach	1												1,00
Clark	1982	<i>Rattus rattus</i>	199	Stomach	1												1,00
Clout	1980	<i>Rattus rattus</i>	17	Stomach	1												1,00
Copson	1986	<i>Mus musculus</i>	103	Stomach	1												1,00
Copson	1986	<i>Rattus rattus</i>	93	Stomach	1												1,00
Daniel	1973	<i>Rattus rattus</i>	173	Stomach	1	1											1,00
Dick	1985	<i>Rattus norvegicus</i>	280	Stomach	1				1				8				2,00
Drever & Harestad	1998	<i>Rattus norvegicus</i>	80	Stomach	1				1							15	4,53
Drummond	1960	<i>Rattus norvegicus</i>	372	Feces	1												1,00
Eggleston	2010	<i>Rattus norvegicus</i>	27	Stomach	1				1							26	5,00
Gales	1982	<i>Rattus rattus</i>	100	Stomach	1				1								1,00
Harper	2007	<i>Rattus rattus</i>	60	Stomach	1				1								1,00
Innes	1979	<i>Rattus rattus</i>	280	Stomach	1												1,00
Jones et al.	2003	<i>Mus musculus</i>	114	Stomach	1												1,00
McDonald et al.	1997	<i>Rattus rattus</i>	500	Feces	1												1,00
McQueen & Lawrence	2008	<i>Rattus rattus</i>	194	Stomach	1												1,00
Moors	1985	<i>rattus norvegicus</i>	36	Stomach	1				1							2	2,33
Newman & McFadden	1990	<i>Rattus exulans</i>	134	Stomach	1				1					21			3,00
Norman	1970	<i>Rattus rattus</i>	254	Stomach	1	1			1				14				3,00
Norman	1970	<i>Rattus rattus</i>	1400	Feces	1	1			1				10				3,00

Annexe 1 : (suite)

Literature reviewed		Predator	Number of samples analyzed	Sample type	methodology (descriptor)					Resolution and number of bird identification					Value of IR Index
Author(s)	year				Occ	FO%	NP	NP%	Volume%	Biomass %	Other	Class	Order	Family	
Pisanu et al.	2011	<i>Rattus rattus</i>	47	stomach				1		16					1,00
Pisanu et al.	2011	<i>Rattus rattus</i>	47	Feces			1			18					1,00
Quillfeldt et al.	2008	<i>Rattus rattus</i>	212	Stomach	1					45					1,00
Rickard	1996	<i>Rattus rattus</i>	28	Stomach	1						1				2,00
Robinet et al.	1998	<i>Rattus exulans</i>	25	Stomach	1					1					1,00
Ruffino et al.	2011	<i>Rattus rattus</i>	87	Feces		1				36					1,00
Russell	1980	<i>Rattus rattus</i>	99	Stomach	1					1					1,00
Russell et al.	2009	<i>Rattus rattus</i>	26	Stomach	1	1				1					1,00
Russell et al.	2011	<i>Rattus rattus</i>	220	Stomach	1	1							17		5,00
Stapp	2002	<i>Rattus rattus</i>	46	Gut	1					16					1,00
Sturmer	1988	<i>Rattus rattus</i>	183	Stomach	1					6					1,00
Sturmer	1988	<i>Rattus norvegicus</i>	61	Stomach	1					3			1		2,00
Sugihara	1997	<i>Rattus rattus</i>	252	Stomach	1				1						1,00
Sugihara	1997	<i>Rattus exulans</i>	150	Stomach	1					1					1,00
Sweetapple & Nugent	2007	<i>Rattus rattus</i>	218	Stomach	1			1		2					1,00
Taylor & Thomas	1993	<i>Rattus norvegicus</i>	20	Stomach	1					3					1,00
Taylor et al.	2000	<i>Rattus norvegicus</i>	80	Stomach	1								19		5,00
Tobin et al.	1994	<i>Rattus rattus</i>	199	Stomach	1					4					1,00
Watts & Braithwaite	1978	<i>Rattus rattus</i>	55	Feces	1			1		1					1,00
Witmer et al.	2006	<i>Rattus norvegicus</i>	14	Stomach	1					4			7		3,55
Yabe et al.	2009	<i>Rattus rattus</i>	44	Stomach	1	1					11		5		3,63
Rodriguez & Herrera	2013	<i>Rattus rattus</i>	48	Stomach	1					42					1,00

Annexe 1 : (suite)

Author(s)	Literature reviewed year	Predator	Number of samples analyzed	Sample type	Occ	FO%	NP	NP%	Volume%	Biomass %	IRI	Other	Resolution and number of bird identification				Value of IR Index		
													Class	Order	Family	Genus	Species		
Alterio	1996	<i>F. s. catus</i>	83	Scat	1	1							22					1,00	
Alterio & Moller	1997	<i>F. s. catus</i>	43	Gut	1	1							14					1,00	
Biro et al.	2005	<i>F. s. catus</i>	264	Mixed samples	1	1	1						25	16				2,26	
Biro et al.	2005	<i>F. s. catus</i>	22	Mixed samples	1	1	1						1	5				2,89	
Biro et al.	2005	<i>F. s. catus</i>	30	Mixed samples	1	1	1						2	6				3,14	
Bloomer & Bester	1990	<i>F. s. catus</i>	587	Stomach	1	1	1						85	41	559	97	307	3,74	
Bonnaud et al.	2007	<i>F. s. catus</i>	1907	Scat	1	1							90		11	15	138	3,28	
Bonnaud et al.	2011	<i>F. s. catus</i>	889	Scat	1	1						1	15				127	3,34	
Bonnaud et al.	2012	<i>F. s. catus</i>	200	Scat	1	1	1		1			1	5			2	87	4,41	
Brickner-Braun et al.	2007	<i>F. s. catus</i>	126	Stomach	1	1	1		1				4	1			1	2,25	
Catling	1988	<i>F. s. catus</i>	103	Stomach	1	1	1						2				20	4,24	
Carvalho & Gomes	2001	<i>F. s. catus</i>	56	Scat	1	1	1		1				2					1,00	
Clevenger	1995	<i>F. s. catus</i>	290	Scat	1	1	1		1				211					1,00	
Coman & Brunner	1972	<i>F. s. catus</i>	80	Stomach	1	1	1		1				6					1,00	
Corbett	1978	<i>F. s. catus</i>	30	Mixed samples	1	1	1		1				2	1	8		2	3,40	
Dilks	1979	<i>F. s. catus</i>	20	Scat	1	1							2	1	1		3	3,14	
Faulquier et al.	2009	<i>F. s. catus</i>	217	Scat	1	1	1					1	60	28			118	4,42	
Fitzgerald & Karl	1986	<i>F. s. catus</i>	677	Scat	1	1	1						12			9	19	2,17	
Fitzgerald et al.	1991	<i>F. s. catus</i>	57	Gut	1	1	1						11			1	13	3,12	
Fitzgerald et al.	1991	<i>F. s. catus</i>	pooled samples of cat scats (n=1)	Scat	1	1	1						11		1	8	11	3,26	
Fitzgerald et al.	1991	<i>F. s. catus</i>	38	Scat	1	1	1							11		3	11	3,56	
Germain et al.	2009	<i>F. s. catus</i>	40	Stomach	1	1	1							4				2,00	
Germain et al.	2009	<i>F. s. catus</i>	36	Stomach	1	1	1							1				2,00	
Germain et al.	2009	<i>F. s. catus</i>	25	Stomach	1	1	1							2				2,00	
Harper	2004	<i>F. s. catus</i>	219	Scat	1	1	1						59					1,00	
Hutchings	2003	<i>F. s. catus</i>	159	Scat	1	1	1						16					1,00	
Jones	1977	<i>F. s. catus</i>	756	Scat	1	1	1							36		220		3,60	
Jones	1977	<i>F. s. catus</i>	41	Mixed samples	1	1	1							1		10		4,12	
Jones	1980	<i>F. s. catus</i>	756	Mixed samples	1	1	1					1	2				360	5,00	
Kirkpatrick & Rauzon	1986	<i>F. s. catus</i>	78	Stomach	1	1	1		1				48			1	76	4,90	
Krauze-Gryz et al.	2012	<i>F. s. catus</i>	363	Scat	1	1	1						5				8	1,61	
Krauze-Gryz et al.	2012	<i>F. s. catus</i>	46	Stomach	1	1	1											1,00	

Additional file 1 : (suite)

Literature reviewed Author(s)	year	Predator	Number of samples analyzed	Sample type	methodology (descriptor)					Resolution and number of bird identification					Value of IR Index		
					Occ	FO%	NP	NP%	Volume%	Biomass %	IRI	Other	Class	Order		Family	Genus
Kutt	2011	<i>F. s. catus</i>	169	Stomach	1	1	1	1	1	1	1	59				24	2,16
Langham	1990	<i>F. s. catus</i>	361	Scat	1	1						111					1,00
Liberg	1984	<i>F. s. catus</i>	1437	Scat	1	1						59				74	3,23
Liberg	1984	<i>F. s. catus</i>	238	Scat	1	1						15					1,00
Malo et al.	2004	<i>F. s. catus</i>	239	Scat	1	1	1	1	1			21					1,00
Martinez-Gomez & Jacobsen	2004	<i>F. s. catus</i>	37	Scat	1	1	1	1				4				23	4,41
Martinez-Gomez & Jacobsen	2004	<i>F. s. catus</i>	46	Stomach	1	1	1	1				29	16	6		7	5,00
Matias & Catry	2008	<i>F. s. catus</i>	373	Scat	1	1	1	1				6	22	6		99	3,83
Medina et al.	2006	<i>F. s. catus</i>	500	Scat	1	1	1	1	1			1	4	4		17	3,08
Medina & Nogales	1993	<i>F. s. catus</i>	200	Scat	1	1	1	1				1	4				1,80
Medina & Nogales	1996	<i>F. s. catus</i>	135	Scat	1	1	1	1	1			4	16				1,80
Medina et al.	2008	<i>F. s. catus</i>	209	Scat	1	1	1	1	1			8	16				1,67
Meckstroth et al.	2007	<i>F. s. catus</i>	41	Stomach	1	1	1	1	1			1	4	2			2,33
Millan	2010	<i>F. s. catus</i>	75	Scat	1	1	1	1	1			1	5	3			2,22
Moleon & Gil-Sanchez	2003	<i>F. s. catus</i>	101	Scat	1	1	1	1	1			1	9		1	12	3,73
Molsher et al.	1999	<i>F. s. catus</i>	499	Scat	1	1			1			21					1,00
Nogales et al.	1988	<i>F. s. catus</i>	248	Scat	1	1	1	1	1			6	7	2		16	3,42
Nogales et al.	1990	<i>F. s. catus</i>	221	Scat	1	1	1	1	1			6	2			2	3,50
Nogales et al.	1992	<i>F. s. catus</i>	101	Scat	1	1	1	1	1			6					1,00
Paltridge	2002	<i>F. s. catus</i>	146	Scat	1	1	1	1	1			46			16	29	2,80
Peck et al.	2008	<i>F. s. catus</i>	104	Scat	1	1	1	1	1			7				32	4,28
Peck et al.	2008	<i>F. s. catus</i>	26	Stomach	1	1	1	1	1							8	5,00
Pontier et al.	2002	<i>F. s. catus</i>	149	Scat	1	1			1				10			94	4,71
Risbey et al.	1999	<i>F. s. catus</i>	109	Mixed samples	1	1	1	1	1			22					1,00
Risbey et al.	1999	<i>F. s. catus</i>	62	Mixed samples	1	1	1	1	1			6					1,00
Read & Bowen	2001	<i>F. s. catus</i>	316	Stomach	1	1	1	1	1			28			9	30	3,19
Santana et al.	1986	<i>F. s. catus</i>	133	Scat	1	1	1	1	1			3	11			2	2,19
Smucker et al.	2000	<i>F. s. catus</i>	101	Scat	1	1	1	1	1			42		4		7	1,68
Snetsinger et al.	1994	<i>F. s. catus</i>	87	Scat	1	1	1	1	1			25	23			10	2,09
Tiedemann et al.	1994	<i>F. s. catus</i>	93	Gut	1	1			1							28	5,00
Tranchant et al.	2003	<i>F. s. catus</i>	308	Scat	1	1	1	1	1			15	2	1	8	9	2,83
Tryjanowski et al.	2002	<i>F. s. catus</i>	38	Stomach	1	1	1	1	1			2	2		1	1	2,67
Van Aarde	1980	<i>F. s. catus</i>	116	Stomach	1	1	1	1	1				70		1	61	3,40
Weber & Dailly	1998	<i>F. s. catus</i>	148	Scat	1	1	1	1	1			2					2,00

List of references:

- Alterio N. (1996) Secondary poisoning of stoats (*Mustela erminea*), feral ferrets (*Mustela furo*), and feral house cats (*Felis catus*) by the anticoagulant poison, brodifacoum. *New Zealand Journal of Ecology*, **23**, 331-338.
- Alterio N., Moller H. (1997) Diet of feral house cats *Felis catus*, ferrets *Mustela furo* and stoats *M. erminea* in grassland surrounding yellow-eyed penguin *Megadyptes antipodes* breeding areas, South Island, New Zealand. *Journal of Zoology*, **243**, 869-877.
- Berry R. J. (1970) The natural history of the house mouse, *Field Studies*, **3**, 219-262.
- Bettesworth D. J. (1972) *Rattus exulans* on red mercury island. *Tane*, **18**, 117-118.
- Biro Z., Lanszki J., Szemethy L., Heltai M., Randi E. (2005) Feeding habits of feral domestic cats (*Felis catus*), wild cats (*Felis silvestris*) and their hybrids: trophic niche overlap among cat groups in Hungary. *Journal of Zoology*, **266**, 187-196.
- Bloomer J. P., Bester M. N. (1990) Diet of a declining feral cat *Felis catus* population on Marion Island. *South African Journal of Wildlife Research*, **20**, 1-4.
- 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. *Journal of mammalogy*, **88**, 1074-1081.
- Bonnaud E., Medina F. M., Vidal E., Nogales M., Tershy B., Zavaleta E., Donlan C. J., Keitt B., Le Corre M., Horwath S. V. (2011) The diet of feral cats on islands: a review and a call for more studies. *Biological Invasions*, **13**, 581-603.
- 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.
- Brickner-Braun I., Geffen E., Yom-Tov Y. (2007) The domestic cat as a predator of Israeli wildlife. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, **53**, 129-142.
- Carvalho J. C., Gomes P. (2001). Food habits and trophic niche overlap of the red fox, european wild cat and common genet in the Peneda-Gerês National Park. *Galemys*, **13**, 39-48.
- Catling P.C. (1988) Similarities and Contrasts in the Diets of Foxes, *Vulpes vulpes*, and Cats, *Felis catus*, Relative to Fluctuating Prey Populations and Drought. *Australian Wildlife Research*, **15**, 307-17.
- Catry P., Silva M. C., MacKay S., Campos A., Masello J., Quillfeldt P., Strange I. J. (2007) Can thin-billed prions *Pachyptila belcheri* breed successfully on an island with introduced rats, mice and cats? The case of New Island, *Falkland Islands Polar Biology*, **30**, 391-394
- Caut S., Angulo E., Courchamp F. (2008) Dietary shift of an invasive predator: rats, seabirds and sea turtles. *Journal of Applied Ecology*. **45**, 428-437.
- Clark D. A. (1982) Foraging patterns of black rats across a desert-montane forest gradient in the Galapagos. *Biotropica*, **13**, 182-194.
- Clevenger A. P. (1995) Seasonality and relationships of food resource use of *Martes martes*, *Genetta genetta* and *Felis catus* in the balearic islands. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, **50**, 109-131.
- Clout M. N. (1980) Ship rats (*Rattus rattus* L.) in a *Pinus radiata* plantation. *New Zealand Journal of Ecology*, **3**, 141-145.
- Coman B. J., Brunner H. (1972) Food Habits of the Feral House Cat in Victoria. *The Journal of Wildlife Management*, **36**, 848-853.
- Copson G. R. (1986) The Diet of the Introduced Rodents *Mus musculus* L. and *Rattus rattus* L. on Subantarctic Macquarie Island. *Australian Wildlife Research*, **13**, 441 - 445.
- Corbett L. K. (1978) A comparison of the social organization and feeding ecology. *Carnivore Genetics Newsletter*, **34**, 269-274.
- Daniel M. J. (1973) Seasonal diet of the ship rat (*Rattus rattus*) in lowland forest of New Zealand. *Proceedings of the New Zealand Ecological Society*, **20**, 21-30.
- Dick A. M. P. (1985) Rats on Kapiti Island, New Zealand: coexistence and diet of *Rattus norvegicus* (Berkenhout) and *Rattus exulans* (Peale). Unpublished M.Sc. thesis, Massey University, Palmerston, North New Zealand.
- Dilks P. J. (1979) Observations on the food of feral cats on Campbell Island. *New Zealand Journal of Ecology*, **2**, 64-66.
- Drever M. C., Harestad A. S. (1998) Diets of Norway rats (*Rattus norvegicus*) on Langara Island, Queen Charlotte Islands, British Columbia: Implications for conservation of breeding seabirds. *Canadian Field-Naturalist*, **112**, 676-683.
- Drummond D. C. (1960) The food of *Rattus norvegicus* Berk. In an area of sea wall,

- Saltmarsh and Mudflat. *Journal of Animal Ecology*, **29**, 341-347.
- Eggleston C. (2010) Ecology of norway rats (*Rattus norvegicus*) in relation to conservation and management of seabirds on Kiska Island, Aleutian Islands, Alaska 2005-2006. Master of science, Memorial University of Newfoundland St. John's, Newfoundland and Labrador, Canada, p198.
- Faulquier L., Fontaine R., Vidal E., Salamolard M., Le Corre M. (2009) Feral Cats (*Felis catus*) Threaten the Endangered Endemic Barau's Petrel (*Pterodroma barau*) at Reunion Island (Western Indian Ocean). *Waterbirds*, **32**, 330-336.
- Fitzgerald B. M., Karl B. J. (1986) Foods of feral house cats (*Felis catus* L.) in forest of the Orongorongo Valley, Wellington, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, **9**, 71-81.
- Fitzgerald B. M., Karl, Veith (1991) The diet of feral cats (*Felis catus*) on Raoul Island, Kermadec Group. *New Zealand Journal of Ecology*, **15**, 123-129.
- Gales R. P. (1982) Age- and sex-related differences in diet selection by *Rattus rattus* on Stewart Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, **9**, 463-466.
- Germain E, Ruelle S., Pouille M. L. (2009) Likeness between the food habits of European wildcats, domestic cats and their hybrids in France *Mammalian Biology*, **74**, 412-417.
- Harper G. A. (2004) Feral cats on Stewart Island/Rakiura, Population regulation, home range size and habitat use. *DOC Science Internal Series n°174*, New Zealand Government- Department of Conservation (ed.), Wellington, New Zealand, 35p.
- Harper G. A. (2007) Detecting predation of a burrow-nesting seabird by two introduced predators, using stable isotopes, dietary analysis and experimental removals. *Wildlife Research*, **34**, 443-453.
- Hutchings S. (2003) The diet of feral house cats (*Felis catus*) at a regional rubbish type, Victoria. *Wildlife Research*, **30**, 103-110.
- Innes J. G. (1979) Diet and reproduction of ship rats in the northern Tararuas. *New Zealand Journal of Ecology*, **2**, 85-86.
- Jones A. G., Chown S. L., Gaston K. J. (2003) Introduced house mice as a conservation concern on Gough Island. *Biodiversity and Conservation*, **12**, 2107-2119.
- Jones E. (1977) Ecology of the Feral Cat, *Felis catus* (L.), (Carnivora: Felidae) on Macquarie Island. *Australian Wildlife Research*, **4**, 249-62.
- Jones E. (1980) A survey of burrow nesting petrels at Macquarie Island based upon remains left by predators. *Notornis*, **27**, 11-20.
- Kirkpatrick R. D , Rauzon M. J. (1986) Foods of Feral Cats *Felis catus* on Jarvis and Howland Islands, Central Pacific Ocean. *Biotropica*, **18**, 72-75.
- Krauze-Gryz D., J. Gryz, J. Goszczynski (2012) Predation by domestic cats in rural areas of central Poland: an assessment based on two methods. *Journal of Zoology*, **288**, 260-266.
- Kutt A. S. (2011) The diet of the feral cat (*Felis catus*) in the north-eastern Australia. *Acta Theriologica*, **56**, 157-169.
- Langham N. P. E. (1990) The diet of feral cat (*Felis catus* L.) on Hawke's farmland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* , **17**, 243-255.
- Liberg O. (1984) Food Habits and Prey Impact by Feral and House-Based Domestic Cats in a Rural Area in Southern Sweden. *Journal of Mammalogy*, **65**, 424-432.
- Malo A. F., Lozano J., Huertas D L , Virgos E. (2004) A change of diet from rodents to rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Is the wildcat (*Felis silvestris*) a specialist predator? *Journal of Zoology*, **263**, 401-407.
- Martinez-Gomez J. E., Jacobsen J. K. (2004) The conservation status of townsend's shearwater *puffinus auricularis auricularis* . *Biological Conservation*, **116**, 35-47.
- Matias R., Catty P. (2008) The diet of feral cats at New Island, Falkland Islands, and impact on breeding seabirds. *Polar Biological*, **31**, 609-616.
- McDonald R. A., Hutchings M. R., Keeling J. G. M. (1997) The status of ship rats *Rattus rattus* on the Shiant Islands, Outer Hebrides, Scotland. *Biological Conservation*, **82**, 113-117.
- McQueen S., Lawrence B. (2008) Diet of ship rats following a mast event in beech (*Nothofagus* spp.) forest. *New Zealand Journal of Ecology*, **32**, 214-218.
- Meckstroth A. M., Miles A. K., Chandra S. (2007) Diets of Introduced Predators Using Stable Isotopes and Stomach Contents. *The Journal of Wildlife Management*, **71**, 2387-2392.
- Medina F. M., Garcia R., Nogales M. (2006) Feeding ecology of feral cats on a heterogeneous subtropical oceanic island (La Palma, Canarian Archipelago). *Acta Theriologica*, **51**, 75-83.

- Medina F. M., Nogales M. (1993) Dieta del gato cimarrón (*Felis catus* L.) en el piso basal del Macizode Teno (Noroeste deTenerife). *Acta vertebrata*, **20**, 291-297.
- Medina F. M., Nogales M. (1996) A review of the diet of feral domestic cats (*Felis silvestris f. catus*) on the Canary Islands, with new data from the laurel forest of La Gomera. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, **61**, 1-6.
- Medina F. M., López-Darias M., Nogales M., García R. (2008) Food habits of feral cats (*Felis silvestris catus* L.) in insular semiarid environments (Fuerteventura, Canary Islands). *Wildlife Research*, **35**, 162-169.
- Millan J. (2010) Feeding habits of feral cats *Felis silvestris catus* in the countryside of Majorca Island, Spain. *Wildlife Biology in Practice*, **6**, 32-38.
- Moleon M., Gil-Sanchez J. M. (2003) Food habits of the wildcat (*Felis silvestris*) in a peculiar habitat: the Mediterranean high mountain. *Journal of Zoology*, **260**, 17–22.
- Molsher R., Newsome A., Dickman C. (1999) Feeding ecology and population dynamics of the feral cat (*Felis catus*) in relation to the availability of prey in central-eastern New South Wales. *Wildlife Research*, **26**, 593 – 607.
- Moors P. J. (1985) Norway rats (*Rattus norvegicus*) on the Noises and Motukawao Islands, Hauraki Gulf, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, **8**, 37-54.
- Newman D. G., McFadden I. (1990) Seasonal fluctuations of numbers, breeding, and food of kiore (*Rattus exulans*) on Lady Alice Island (Hen and Chickens group), with a consideration of Kiore: tuatara (*Sphenodon punctatus*) relationships in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, **17**, 55-63.
- Nogales M, Abdola M, Alonso C , Quilis V (1990) Premières données sur l'alimentation du chat haret (*Felis catus* L., 1758) du Parc National du Teide, Ténérife (Iles Canaries). *Mammalia*, **54**, 189-196.
- Nogales M., Martin A., Delgado G., Emmerson K. (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., Rodríguez J. L., Delgado G., Quilis V., Trujillo O. (1992) The diet of feral cats (*Felis catus*) on Alegranza Island (North of Lanzarote, Canary Islands). *Folia Zoologica*, **41**, 209-212.
- Norman F. I. (1970) Food preferences of an insular population of *Rattus rattus*. *Journal of Zoology*, **162**, 493–503.
- Paltridge R. (2002) The diets of cats, foxes and dingoes in relation to prey availability in the Tanami Desert, Northern Territory. *Wildlife Research*, **29**, 389-403.
- 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 . *Animal Conservation*, **11**, 65–74.
- Pisanu B., Caut S., Gutjahr S., Vernon P., Chapuis J.-L. (2011) Introduced black rats *Rattus rattus* on Ile de la Possession (Iles Crozet, Subantarctic): diet and trophic position in food webs *Polar Biology*, **34**, 169-180.
- Pontier D., Say L., Debias F., Bried J., Thioulouse J., Micol T., 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.
- Quillfeldt P., Schenk I., McGill R. A. R., Strange I. J., Masello J. F., Gladbach A., Roesch V., Furness R. W (2008) Introduced mammals coexist with seabirds at New Island, Falkland Islands: abundance, habitat preferences, and stable isotope analysis of diet. *Polar Biology*, **31**, 333–349.
- Read J., Bowen Z. (2001) Population dynamics, diet and aspects of the biology of feral cats and foxes in arid South Australia. *Wildlife Research*, **28**, 195-203.
- Rickard C. G. (1996) Introduced small mammals and invertebrate conservation in a lowland podocarp forest, South Westland, New Zealand. Unpublished Master of Forestry Science, University of Canterbury, Christchurch, New Zealand, p328
- Risbey D. A., Calver M. C. , Short J. (1999) The impact of cats and foxes on the small vertebrate fauna of Heirisson Prong, western Australia: exploring potential impact using diet analysis. *Wildlife Research*, **26**, 621-630.
- Robinet O., Craig J. L., Chardonnet L. (1998) Impact of rat species in Ouvéa and Lifou (Loyalty Islands) and their consequences for conserving the endangered Ouvéa Parakeet. *Biological Conservation*, **86**, 223-232.
- Rodríguez M. A., Herrera L. G. (2013) Isotopic niche mirrors trophic niche in a vertebrate island invader. *Oecologia*, **171**, 537-44.
- Ruffino L., Russell J. C., Pisanu B., Caut S., Vidal E. (2011) Low individual-level dietary plasticity in an island-invasive generalist forager. *Population Ecology*, **53**, 535–548.
- Russell C. A. (1980) Food habits of the roof rat (*Rattus rattus*) in two areas of Hawaii

- Volcanoes National Park. In Proceedings of the Third Conference in Natural Sciences Hawaii Volcanoes National Park, University of Hawaii at Manoa, Department of Botany, Smith C. W. (ed.), Honolulu, United States of America, 269-272.
- Russell J. C., Ringler D., Trombini A., Le Corre M. (2011) The island syndrome and population dynamics of introduced rats. *Oecologia*, **167**, 667-76.
- Russell J. C., Mackay J. W. B., Abdelkrim J. (2009) Insular pest control within a metapopulation context. *Biological Conservation*, **142**, 1404-1410.
- Santana F., Martin A., Nogales M. (1986) Datos sobre la alimentacion del gato comarron (*Felis catus* Linnaeus, 1758) en los montes de Pajonales, Ojeda e Inagua (Gran Canaria). *Vieraea*, **16**, 113-117.
- Smucker T. D., Lindsey G. D., Mosher S. N. (2000) Home range and diet of feral cats in Hawaii forests. *Pacific Conservation Biology*, **6**, 229-237.
- Snetsinger T. J., Fancy S. G., Simon J. C., Jacobi J. D. (1994) Diets of Owls and Feral Cats in Hawaii. *Elepaio*, **54**, 47-50.
- Stapp P. (2002) Stable isotopes reveal evidence of predation by ship rats on seabirds on the Shiant Islands, Scotland. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 831-840.
- Sturmer A. T. (1988) Diet and coexistence of *Rattus Rattus rattus* (Linnaeus), *Rattus exulans* (Peale) and *Rattus norvegicus* (Berkenhout) on Stewart Island, New Zealand. Unpublished Master of Science thesis, Massey University, Palmerston North, New Zealand.
- Sugihara R. T. (1997) Abundance and diets of rats in two native Hawaiian forests. *Pacific Science*, **51**, 189-198.
- Sweetapple PJ, Nugent G (2007) Ship rat demography and diet following possum control in a mixed podocarp-hardwood forest. *New Zealand Journal of Ecology*, **31**, 186-201.
- Taylor R. H., Kaiser G. W., Drever M. C. (2000) Eradication of Norway rats for recovery of seabird habitat on Langara Island, British Columbia. *Restoration Ecology*, **8**, 151-160.
- Taylor R. H., Thomas B. W. (1993) Rats eradicated from rugged Breaksea Island (170 ha), Fiordland, New Zealand. *Biological Conservation*, **65**, 191-198.
- Tidemann C. R., Yorkston H. D., Russack A. J. (1994) The diet of cats, *Felis catus*, on Christmas Island. *Indian ocean Wildlife Research*, **21**, 274-286.
- Tobin M. E., Koehler A. E., Sugihara R. T. (1994) Seasonal patterns of fecundity and diet of roof rats in a Hawaiian macadamia orchard. *Wildlife Research*, **21**, 519 - 525.
- Tranchant Y., Vidal E., Kayser Y. (2003) Premières données sur le régime alimentaire du Chat haret *Felis catus* en situation micro-insulaire méditerranéenne. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, **58**, 411-418.
- Tryjanowski P., Antczak M., Hromada M., Kuczyński L., Skoracki M. (2002) Winter feeding ecology of male and female European wildcats *Felis silvestris* in Slovakia. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, **48**, 49-54.
- Van Aarde R. J. (1980) The diet and feeding behaviour of feral cats, *Felis catus* at Marion Island. *South African Journal of Wildlife Research*, **10**, 123 -128.
- Watts C. H. S., Braithwaite R. W. (1978) The diet of *Rattus lutreolus* and five other rodents in Southern Victoria. *Australian Wildlife Research* **5**, 47 - 57.
- Weber J. M., Dailly L. (1998) Food habits and ranging behaviour of a group of farm cats (*Felis catus*) in a Swiss mountainous area. *Journal of Zoology*, **245**, 234-237
- Witmer G., Burke P., Jojola S., Dunlevy P. (2006) The biology of introduced norway rats on Kiska Island, Alaska, and an evaluation of an eradication approach. *Wildlife Damage Management, Staff Publications* (ed.), University of Nebraska, Lincoln, United States of America.
- Yabe T., Hashimoto T., Takiguchi M., Aoki M., Kawakami K. (2009) seabirds in the stomach contents of black rats *Rattus rattus* on Higashijima, the Ogasawara (Bonin) Islands, Japan. *Marine Ornithology*, **37**, 293-295.

Annexe 2 : List of Plant and Animal samples collected on Niau Island to Constitute the DNA template of our prey bank.

Target taxon	Class	Order	Sub order	Family	Species	Number of specimen	Organism part
Invertebrates (n=44):	Arachnida	Aranea				2	Head + legs
		Scorpiones				1	Head + legs
	Chilopoda	Scolopendromorpha				3	Head + legs
	Diplopoda					4	Head + legs
	Gastropoda					3	Head
	Insecta	Coleoptera		Cerambycidae	<i>Ceresium unicolor</i>	3	Head + legs
				Curculionidae			2
		Dermoptera				2	Head + legs
		Blattaria		Blattidae		3	Head + legs
		Diptera	Brachycera			1	Head + legs
			Nematocera	Culicidae		1	Head + legs
		Hemiptera	Auchenorrhyncha	Cicadellidae		2	Head + legs
			Heteroptera			2	Head + legs
		Hymenoptera		Formicidae	<i>Anoplolepis gracilipes</i>	2	Head + legs
				Formicidae	<i>monomorium floricola</i>	2	Head + legs
				Vespidae		1	Head + legs
		Lepidoptera				2	Head + legs
		Odonata				2	Head + legs
		Orthoptera	Caelifera			2	Head + legs
	Malacostraca	Amphipoda				2	Head + legs
		Isopoda				2	Head + legs

Annexe 2 : (suite)

Target taxon	Class	Order	Sub order	Family	Species	Number of specimen	Organism part		
Plants (n=20):	Magnoliopsida	Asterales		Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i>	1	Leaf, stem		
					<i>Emilia fosbergii</i>	1	Leaf, fruit/seed, stem		
				Caryophyllales	Goodeniaceae	<i>Scaevola tacada</i>	1	Leaf, fruit/seed, stem	
					Aizoaceae	<i>Sesuvium portulacastrum</i>	1	Leaf, fruit/seed, stem	
				Gentianales	Portulacaceae	<i>Portulaca lutea</i>	1	Leaf, fruit/seed, stem	
					Rubiaceae	<i>Morinda citrifolia</i>	1	Leaf, fruit/seed, stem	
				Lamiales	Lamiaceae	<i>Premna serratifolia</i>	1	Leaf, fruit/seed, stem	
					Verbenaceae	<i>stachytarpheta urticifolia</i>	1	Leaf, stem	
				Laurales	Lauraceae	<i>Cassytha filiformis</i>	1	Fruit/seed, stem	
				Malpighiales	Euphorbiaceae	<i>Chamaesyce fosbergii</i>	1	Leaf, fruit/seed	
				Solanales	Convolvulaceae	<i>Ipomea maracrantha</i>	1	Leaf, fruit/seed, stem	
				Arecales	Areaceae	<i>Cocos nucifera</i>	3	Leaf, fruit/seed, stem	
					Cyperales	Cyperaceae	<i>Fimbristylis cymosa</i>	1	Fruit/seed, stem
				Dioscoreales	Dioscoreaceae	<i>Tacca leontopetaloides</i>	1	Leaf, fruit/seed, stem	
				Poales	Pandanaceae	<i>Pandanus sp.</i>	2	Leaf, fruit/seed, stem	
					Poaceae	<i>sporobolus diander</i>	1	Fruit/seed, stem	
				Polypodiopsida	Polypodiales	Polyodiaceae	<i>Microsorium grossum</i>	1	Leaf,stem

Annexe 2 : (suite)

Target taxon	Class	Order	Sub order	Family	Species	Number of specimen	Organism part					
Birds (n=24):	Aves	Charadriiformes		Laridae	<i>Anous minutus</i>	2	Muscle from frozen specimen					
					<i>Anous stolidus</i>	2	Muscle from frozen specimen					
					<i>Gygis alba</i>	2	Muscle from frozen specimen					
					<i>Sterna bergii</i>	2	Muscle from frozen specimen					
					<i>Sterna fuscata</i>	2	Muscle from frozen specimen					
					<i>Sterna lunata</i>	2	Muscle from frozen specimen					
					<i>Pluvialis fulva</i>	2	Muscle from frozen specimen					
					<i>Ptilonopus purpuratus</i>	2	Muscle from frozen specimen					
					<i>Pseudobulweria rostrata</i>	2	Muscle from frozen specimen					
					<i>Fregata minor</i>	2	Muscle from frozen specimen					
					<i>Sula leucogaster</i>	2	Muscle from frozen specimen					
					<i>Sula sula</i>	2	Muscle from frozen specimen					
					Other taxa (n=28):	Mammalia	Carnivora	Feliformia	Felidae	<i>Felis catus</i>	3	Muscle from frozen specimen
										<i>Rattus exulans</i>	5	Muscle
Rodentia	Myomorpha		Muridae	<i>Rattus rattus</i>		5	Muscle					
				<i>Cryptoblepharus poecilopleurus</i>		3	Muscle					
Reptilia	Squamata	Scleroglossa		<i>Emoia cyanura</i>		3	Muscle					
				<i>Lipinia noctua</i>		3	Muscle					
				<i>Gehyra oceanica</i>		3	Muscle					
				<i>Lepidodactylus lugubris</i>		3	Muscle					

Annexe 3 : List and source of tested primers.

Target taxon	Source	Primer name		
Bird	Kerr <i>et al.</i> 2007	BIRDF1		
		BIRDR1		
	Patel <i>et al.</i> 2010	AvMiF1		
		AvMiR1		
		AWCF1		
		AWCR6		
		AWCintF2		
		AWCintR2		
		AWCintR4		
Plant	Poinar <i>et al.</i> 1998	rbcLh1aF		
		rbcLh2aR		
	Duminil <i>et al.</i> 2002	COX2 /1		
		COX2/2R		
		NAD4/3c		
		NAD4/4R		
		NAD5/4		
		NAD5/5R		
		NAD7/1		
		NAD7/2R		
		Invertebrate	Simon <i>et al.</i> 1994	JERRY C1J2183
				CO1 RLR C1J2195
				NANCY C1N2191
C1J1718				
RON C1J1751				
PAT L2N3014				
Zeale <i>et al.</i> 2011	ZBJ-ArtF1c			
	ZBJ-ArtR2c			
Wetzer 2001	12SCRF			
	12SCRR			

Annexe 4 : Extraction protocol details.

- (i) The QIAamp DNA stool mini kit (Qiagen) was used following manufacturer's recommendations and DNA was successfully eluted in 50µl of TE.
- (ii) Some minor modifications were made to the "small fragment protocol" of DNeasy mericon food kit (Qiagen); AW2 wash in step 11 was repeated three times, DNA was incubated in 50µl of buffer EB for 10' at room temperature and centrifuged for elution for 5'.
- (iii) In our cetyltrimethylammonium bromide (CTAB) DNA isolation protocol, samples were ground in 700µL of preheated (65°C) 2% CTAB grinding buffer (Doyle & Doyle 1987) and incubated for 1 hour at 65°C; 700µl of chloroform-isoamyl alcohol (24:1) solution was added, vortexed for 30'' and centrifuged for 10' at 12,000 x g. The aqueous phase was transferred to another tube and 500µl of ice-cold sodium acetate solution was added to precipitate the DNA (four volumes of 95% ethanol for one volume of 3M NaAc, pH 5.2) and mixed by inversion. After 3 hours at -20°C, tubes were centrifuged for 15' at 12,000 x g. Pellets were washed with 70% ethanol, dried, and suspended again in 50µl TE buffer (10mM Tris-HCl plus 1mM EDTA, pH8.0) containing RNase (0.1 mg/ml).
- (iv) Finally, in our CTAB + purification protocol, a supplementary step of DNA purification using QIAquick spin columns was applied following the previous CTAB extraction protocol. 30µl of CTAB extracted DNA were collected and diluted in 60µl of pure water in a 2ml microcentrifuge tube. 10µl of sodium acetate (NaAc 3M, pH 4.75) were added to this solution to obtain a final volume of 100µl. 500µl of buffer PB was pipetted into the former solution and mixed thoroughly by vortexing. The entire 600µl of this mixture was transferred into the QIAquick spin column placed in a 2ml collection tube and centrifuged at 17,900 x g for 1'. Three column washes were performed using 500µl of AW2 (centrifuged at 17,900 x g for 1') before drying the membrane by centrifugation. Finally, DNA was incubated in 50µl of buffer EB for 10' at room temperature and centrifuged at 17,900 x g for 5' for elution.

Annexe 5 : Results of cross-amplification tests and selection criteria of group-specific primer pairs. Monoband migration pattern results are provided in binary code, 1=presence of a single band on agarose gel and 0=more than one band. Stars (*) Signalize a high band intensity.

Target taxon	Forward	Reverse	Amplifications within target taxon	Amplifications of non-target Taxa	Monoband migration pattern
Bird	BIRDF1	BIRDR1	20/24	0/16 other vertebrates, 0/22 invertebrates, 0/15 plants	1*
	BIRDF1	AvMiR1	déc-24	16/16 other vertebrates, 2/22 invertebrates, 0/15 plants	0
	BIRDF1	AWCR6	16/24	6/16 other vertebrates, 0/22 invertebrates, 0/15 plants	1
	BIRDF1	AWCintR2	24/24	0/16 other vertebrates, 0/22 invertebrates, 0/15 plants	1*
	BIRDF1	AWCintR4	16/24	8/16 other vertebrates, 0/22 invertebrates, 0/15 plants	1
	AvMIF1	AvMiR1	24/24	16/16 other vertebrates, 0/22 invertebrates, 0/15 plants	0
	AWCF1	AWCR6	22/24	12/16 other vertebrates, 0/22 invertebrates, 0/15 plants	0
	AWCF1	AWCintR2	24/24	12/16 other vertebrates, 0/22 invertebrates, 0/15 plants	1
	AWCintF2	AWCintR4	20/24	10/16 other vertebrates, 0/22 invertebrates, 0/15 plants	0
	AvMIF1	AWCintR4	22/24	10/16 other vertebrates, 0/22 invertebrates, 0/15 plants	0
	AvMIF1	BIRDR1	24/24	16/16 other vertebrates, 10/22 invertebrates, 0/15 plants	0
	AWCF1	BIRDR1	22/24	12/16 other vertebrates, 12/22 invertebrates, 0/15 plants	0
	AWCintF2	BIRDR1	24/24	16/16 other vertebrates, 16/22 invertebrates, 0/15 plants	1*
	Invertebrate	JERRY C1J2183	PAT L2N3014	17/44	0/20 Vertebrates, 0/15 plants
CO1 RLR					
C1J2195		PAT L2N3014	17/44	0/20 Vertebrates, 0/15 plants	1*
NANCY					
C1N2191		PAT L2N3014	15/44	0/20 Vertebrates, 0/15 plants	1
C1J1718		PAT L2N3014	févr-44	0/20 Vertebrates, 0/15 plants	1
RON C1J1751		PAT L2N3014	mai-44	2/20 Vertebrates, 0/15 plants	1
C1J1718		NANCY			
C1N2191		C1N2191	40/44	0/20 Vertebrates, 0/15 plants	1*
RON C1J1751		NANCY			
C1N2191		C1N2191	0/44	0/20 Vertebrates, 0/15 plants	-
CO1 RLR		CO1 RLR			
C1J1718		C1J2195	0/44	0/20 Vertebrates, 0/15 plants	-
RON C1J1751		CO1 RLR			
C1J2195	C1J2195	0/44	0/20 Vertebrates, 0/15 plants	-	
C1J1718	JERRY C1J2183	0/44	0/20 Vertebrates, 0/15 plants	-	

Annexe 5 : (suite)

Target taxon	Forward	Reverse	Amplifications within target taxon			Amplifications of non-target Taxa	Monoband migration pattern
			Leaf	Stem	Fruit/Seed		
Invertebrate	RON C1J1751	JERRY C1J2183	nov-44			0/20 Vertebrates, 0/15 plants	1
	ZBJ-ArtF1c	ZBJ-ArtR2c	26/44			0/20 Vertebrates, 0/15 plants	0
	12SCRF	12SCRR	32/44			16/20 Vertebrates, 0/15 plants	0
Target taxon	Amplifications within target taxon			Amplifications of non-target Taxa			Monoband migration pattern
	Forward	Reverse	Leaf	Stem	Fruit/Seed		
Plant	rbcLh1aF	rbcLh2aR	15/15	16/16	12/13	0/20 Vertebrates, 0/20 Invertebrates	1*
	COX2/1	COX2/2R	15/15	15/16	3/13	0/20 Vertebrates, 0/20 Invertebrates	1*
	NAD4/3c	NAD4/4R	13/15	8/16	1/13	2/20 Vertebrates, 0/20 Invertebrates	1
	NAD5/4	NAD5/5R	11/15	10/16	2/13	12/20 Vertebrates, 8/20 Invertebrates	1
	NAD7/1	NAD7/2R	8/15	6/16	0/13	0/20 Vertebrates, 0/20 Invertebrates	1

Annexe 6 : Plant *rbcL* sequences amplified from rat diet samples.

Sequence 1:

CAGCGGTAGCTGCCGAATCTTCTACTGGTACATGGACAACCTGTGTGGACTGATGGACTTACCAGTC
TTGATCGTTACAAAGGACGA

Sequence 2:

AGCTGCAGGAGCTGCCGAATCTTCTACTGGTACATGGACAACCTGTATGGACCGATGGACTTACCAG
TCTTGATCGTTACAAAGGACGA

Sequence 3:

TAGCTGCCGAATCTTCTACTGGTACCTGGACAACCTGTTTGGACCGATGGACTTACCAGCCTTGATCG
TTACAAAGGACGA

Sequence 4:

CTGCAGGTAGCTGCCTGAATCTTCTACTGGTACATGGACAACCTGTGTGGACCGATGGACTTACCAG
CCTTGATCGTTACAAAGGACGA

Sequence 5:

CAGCGGTAGCTGCCGAATCTTCTACTGGTACATGGACAACCTGTATGGACTGATGGACTTACCAGTC
TTGATCGTTACAAAGGACGA

Annexe 7 : Additional File 6: Results of the morphological analysis of rats' stomach and fecal samples. Re 1 to 7: *Rattus exulans* n°1 to 7 and Rr 1 to 5: *Rattus rattus* n°1 to 5. The Presence (P) of a prey category in each sample is recorded as 1 when present and as 0 when absent. In stomach samples (Table a), the volume of each prey category is expressed in five classes of percentage; 0: 0%, 1: <5%, 2: 5-25%, 3: 25-50%, 4: 50-75%, 5: >75%. %TPV: percentage of Total Plant Volume and %TAV: percentage of Total Animal Volume. In fecal samples (Table b), the number of identifiable fragments for each prey category is reported as the number of occurrence (NO).

a)

Rat ID	% of Animal volume in each stomach content		Bird		Invertebrate		Other Animals		% of Plant volume in each stomach content		Coconut pulp		Other Plants	
	P	% TAV	P	% TAV	P	% TAV	P	% TAV	P	% TPV	P	% TPV	P	% TPV
Re 1	5	0	0	0	1	2	1	3	2	1	3	1	3	
Re 2	5	0	0	0	1	5	1	1	1	1	5	1	1	
Re 3	3	0	0	0	1	3	1	2	3	1	5	1	2	
Re 4	3	0	0	0	1	5	1	1	4	1	5	1	1	
Re 5	5	0	0	0	1	4	1	3	1	1	4	1	2	
Re 6	1	0	0	0	1	5	1	1	5	1	5	1	1	
Re 7	1	0	0	0	0	0	1	5	4	1	2	1	4	
Rr 1	2	0	0	0	1	5	1	2	4	1	4	1	3	
Rr 2	4	0	0	0	1	2	1	2	3	1	2	1	4	
Rr 3	3	0	0	0	1	4	1	2	3	1	2	1	4	
Rr 4	5	0	0	0	1	2	1	2	1	1	4	1	2	
Rr 5	5	1	5	5	1	1	1	2	1	1	4	1	2	

Annexe 7 : (suite)

b)

Rat ID	Total of Animal fragments		Bird		Invertebrate		Other Animals		Total of Plant fragments		Coconut pulp		Other Plants		Total identifiable fragments
	P	NO	P	NO	P	NO	P	NO	P	NO	P	NO	P	NO	
Re 1	1	211	0	0	1	98	1	113	1	99	1	29	1	70	310
Re 2	1	281	0	0	1	73	1	208	1	20	1	19	1	1	301
Re 3	1	125	1	1	1	99	1	25	1	175	1	113	1	62	300
Re 4	1	234	1	1	1	149	1	84	1	75	1	61	1	14	309
Re 5	1	115	0	0	1	77	1	38	1	187	1	121	1	66	302
Re 6	1	126	1	0	0	0	1	125	1	175	1	163	1	12	301
Re 7	1	103	0	0	1	51	1	52	1	203	1	154	1	49	306
Rr 1	1	263	0	0	1	95	1	168	1	40	1	33	1	7	303
Rr 2	1	165	0	0	1	145	1	20	1	140	1	98	1	42	305
Rr 3	1	54	0	0	1	29	1	25	1	246	1	201	1	45	300
Rr 4	1	8	0	0	0	0	1	8	1	307	1	224	1	83	315
Rr 5	1	65	1	51	1	5	1	9	1	285	1	273	1	12	350

Annexe 8 : Values of both DNA concentration (ng/ml) and A260/A280 measured in both stomach (ST) and fecal (F) samples for all the tested Extraction Protocols;
 EP1: QIAamp DNA stool mini kit, EP2: DNeasy mericon food, EP3: CTAB, EP4: CTAB + QIAquick purification. Re 1 to 7: *Rattus exulans* n°1 to 7 and Rr 1 to 5:
Rattus rattus n°1 to 5.

Rat ID	Food compartment	EP1		EP2		EP3		EP4	
		[ADN]	A ₂₆₀ /A ₂₈₀ ratio	[ADN]	A ₂₆₀ /A ₂₈₀ ratio	[ADN]	A ₂₆₀ /A ₂₈₀ ratio	[ADN]	A ₂₆₀ /A ₂₈₀ ratio
Re 1	ST	6.0	1.19	4.2	1.61	248.1	1.52	13.3	1.73
	F	2.0	1.14	13.7	1.61	300.0	1.84	97.3	1.86
Re 2	ST	3.7	1.43	11.4	1.75	70.9	1.43	7.9	1.80
	F	22.1	1.64	94.9	1.83	160.8	1.76	85.0	1.91
Re 3	ST	4.3	1.38	1.0	1.98	145.7	1.62	13.9	2.01
	F	39.8	1.92	83.9	1.91	95.6	1.83	42.0	1.91
Re 4	ST	4.7	1.40	1.8	1.71	153.4	1.45	10.0	1.90
	F	101.2	1.99	94.0	1.89	206.3	1.82	60.6	1.93
Re 5	ST	2.3	1.53	7.4	2.22	94.3	1.62	12.0	1.93
	F	3.9	1.98	155.9	1.89	300.0	1.73	206.0	1.87
Re 6	ST	2.1	1.44	4.7	1.98	63.9	1.58	14.8	1.89
	F	21.5	1.8	263.3	1.84	300.0	1.82	174.8	1.87
Re 7	ST	2.4	1.35	6.5	2.28	300.0	1.74	23.2	1.90
	F	74.4	1.98	300.0	2.03	300.0	1.81	111.9	1.86
Rr 1	ST	1.5	0.97	10.0	1.68	300.0	1.33	10.5	1.83
	F	9.0	1.36	54.4	1.77	59.4	1.48	16.3	1.81
Rr 2	ST	3.6	1.48	5.6	1.88	408.0	1.45	15.1	1.73
	F	8.6	1.35	104.0	1.84	300.0	1.82	67.1	1.90
Rr 3	ST	1.1	1.07	0.8	1.12	225.1	1.36	8.2	1.86
	F	3.6	1.28	1.7	1.15	19.4	1.27	4.0	1.71
Rr 4	ST	3.8	1.40	4.2	2.65	260.3	1.72	15.8	1.85
	F	6.6	1.65	139.1	1.87	300.0	1.80	62.0	1.91
Rr 5	ST	3.7	1.67	17.9	1.53	300.0	1.79	71.3	1.90
	F	11.0	1.67	157.9	1.87	300.0	1.80	39.3	1.87
Average		14.29	1.50	64.10	1.83	217.13	1.64	49.26	1.86
SD		24.60	0.29	85.69	0.32	106.15	0.18	53.87	0.07

Annexe 9 : Sequence alignment of PP3 (OSXF-OSXR2) primer regions for target and non target taxa.

Target/non target taxa	Species (GenBank accession number)	Forward		Reverse	
		Downstream 10pb	Upstream 10 pb	Downstream 10pb	Upstream 10 pb
	<i>Pterodroma alba</i> (JQ176021.2)	CTTAGCCTAC	TTATCCGTGCAGAACTTGG	* AATCGGGGGA	TTGGAAACTGACTAGTC
	<i>Thalassarche melanophris</i> (NC007172.2)	CTCAGCCTAC	TTATCCGTGCAGAACTTGG	* GATTGGAGGA	TTGGAAACTGACTAGTA
	<i>Todiramphus gambieri*</i> (JX297488)	CTCAGCCTGC	TTATCCGTGCAGAACTTGG	* CCAACCCGGC	TTCGGCAATTGACTTGC
	<i>Ptilinopus purpuratus*</i> (JX297483)	CACAGCCTAC	TTATCCGCGCAGAACTTGG	* AACACCTGGA	TTCGGAAACTGACTAGTC
	<i>Ptilinopus regina</i> (JQ176046.1)	CTCAGCCTAC	TTATCCGCGCAGAACTTGG	* ACAACCTGGC	TTCGGAAACTGACTAGTC
	<i>Sturnus tristis</i> (JF498823.1)	CTAAGCCTCC	TTATCCGAGCAGAACTAGG	* CCAACCCAGGC	TTCGGAAACTGACTAGTC
	<i>Ptilinopus pulchellus</i> (EF373389.1)	CTCAGCCTGC	TTATCCGCGCAGAACTCGG	* ACAACCCGGC	TTCGGAAACTGACTAGTC
Target taxa (Bird)	<i>Calidris alba</i> (GU571296.1)	CTTAGCCTGC	TTATTGAGCAGAACTAGG	* TCAACCCGGG	TTCGGAAACTGACTAGTC
	<i>Nesofregatta fuliginosa</i> (JQ175552.1)	CTCAGCCTTAC	TTATTGCGTGCAGAACTTGG	* CCAACCCAGGC	TTCGGAAACTGACTAGTC
	<i>Tryngites subruficollis</i> (AY666178.1)	CTTAGCCTGC	TCATTGCGTGCAGAACTAGG	* TCAACCCGGA	TTCGGAAACTGACTAGTC
	<i>Pseudobulweria rostratarostrata</i> (JF522189.1)	CTAAGCCTAC	TCATTGCGCAGAACTTGG	* CCAACCCAGGA	TTCGGAAACTGACTAGTC
	<i>Pycnonotus cafer</i> (JF498897.1)	CTAAGTCTCC	TCATCCGAGCAGAACTAGG	* ACAACCCAGGC	TTCGGAAACTGACTAGTC
	<i>Hirundo tahitica</i> (JF957008.1)	CTCAGTCTCC	TAATCCGAGCAGAACTGGG	* CCAACCTGGT	TTCGGAAACTGACTAGTC
	<i>Bubulcus ibis</i> (FJ027233.1)	CTAAGCCTAC	TCATCCGAGCCGAGCTTGG	* CCAACCCAGGA	TTCGGAAACTGACTAGTC
	<i>Gallus gallus</i> (JF700165.1)	CTTAGCCTTC	TAATCCGCGCAGAACTAGG	* ACAGCCCGGA	TTCGGAAACTGACTAGTC
	<i>homo sapiens</i> (NC 012920.1)	CTAAGCCTCC	TTATTGAGCCGAGCTGGG	* CCAGCCAGGC	TTGGCAACTGACTAGTT
	<i>Canis lupus familiaris</i> (GQ336883.1)	TTGAGCCTCC	TCATCCGAGCCGAACTAGG	* TCAGCCCGGT	TTGGAAACTGACTAGTG
Non target taxa	<i>Felis catus</i> (FJ958339.1)	CTTAGTCTTC	TAATCCGGGGCCGAACTGGG	* CCAACCTGGT	TTCGGAAACTGATTGGTC
	<i>Rattus rattus</i> (JQ668025.1)	TTAAGTATTC	TCATTGAGCTGAACTAGG	* ACAACCCAGGA	TTCGGAAACTGGCTTGTG
	<i>Rattus exulans</i> (FR775843.1)	TTGAGTATTT	TAATTGAGCTGAAATTAGG	* ACAACCCAGGC	TTTGGAAACTGACTTGTG

Annexe 10 : Liste of reference sequences obtained from Genbank database and used in our phylogenetic reconstruction. These sequences include birds (target taxon) and mammalian predators (non target taxon). Sequences highlighted with a star correspond to the bird species sequenced in this study.

Species name	Accession number	Species name	Accession number
<i>Acrocephalus aedon</i>	JQ173900.1	<i>Estrilda astrild</i>	JF498848.1
<i>Acrocephalus orientalis</i>	GQ481269.1	<i>Eudynamys taitensis</i>	NC_011709.1
<i>Anas acuta</i>	DQ434264.1	<i>Felis catus</i>	FJ958339.1
<i>Anas superciliosa</i>	JN801396.1	<i>Fregata minor</i>	JF498856.1
<i>Anous Minutus</i>	JN801262.1	<i>Fregatta grallaria</i>	JQ174876.1
<i>Anous stolidus</i>	JQ174028.1	<i>Gallus gallus</i>	JF700165.1
<i>Anous stolidus *</i>	JX297481	<i>Geopelia striata</i>	JF957006.1
<i>Ardea alba</i>	FJ027161.1	<i>Gygis alba</i>	JQ174972.1
<i>Ardea herodias</i>	DQ434302.1	<i>Hirundo rustica</i>	DQ434603.1
<i>Arenaria interpres</i>	GU571267.1	<i>Hirundo tahitica</i>	JF957008.1
<i>Bubo virginianus</i>	EU525335.1	<i>Homo sapiens</i>	NC_012920.1
<i>Bubulcus ibis</i>	FJ027233.1	<i>Macronectes giganteus</i>	FJ027768.1
<i>Bulweria bulwerii</i>	JQ174201.1	<i>Motacilla alba</i>	GU571487.1
<i>Butorides striata</i>	GQ481409.1	<i>Nesofregatta fuliginosa</i>	JQ175552.1
<i>Calidris alba</i>	GU571296.1	<i>Numenius tahitiensis</i>	EU525457.1
<i>Calidris melanotos</i>	FJ027271.1	<i>Oceanodroma castro</i>	AY666400.1
<i>Canis lupus familiaris</i>	GQ336883.1	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	GU571507.1
<i>Charadrius semipalmatus</i>	DQ433495.1	<i>Oenanthe oenanthe</i>	GU571511.1
<i>Columba livia</i>	JN850758.1	<i>Pelagodroma marina</i>	JQ175704.1
<i>Diomedea epomophora</i>	AY369061.1	<i>Phaethon aethereus</i>	AY369054.1
<i>Diomedea exulans</i>	DQ137168.2	<i>Phaethon lepturus</i>	JN801349.1
<i>Egretta garzetta</i>	JF499122.1	<i>Phaethon rubricauda</i>	JQ175750.1
<i>Egretta thula</i>	FJ027525.1	<i>Phasianus colchicus</i>	JF498885.1

Annexe 10 : (suite)

Species name	Accession number
<i>Philomachus pugnax</i>	JQ251275.1
<i>Pluvialis fulva</i>	JF498888.1
<i>Pluvialis fulva</i> *	JX297482
<i>Pluvialis squatarola</i>	GQ482511.1
<i>Porphyrio porphyrio</i>	JQ175971.1
<i>Pseudobulweria rostrata</i> *	<i>deposite in progress</i>
<i>Pseudobulweria rostrata</i>	JF522189.1
<i>Pterodroma alba</i>	JQ176021.2
<i>Pterodroma cookii</i>	GQ387273.1
<i>Pterodroma externa</i>	JQ176023.1
<i>Pterodroma ultima</i>	JF522137.1
<i>Ptilinopus leclancheri</i>	JQ176044.1
<i>Ptilinopus pulchellus</i>	EF373389.1
<i>Ptilinopus regina</i>	JQ176046.1
<i>Ptilinopus purpuratus</i> *	JX297483
<i>Puffinus creatopus</i>	DQ434013.1
<i>Puffinus griseus</i>	JN801370.1
<i>Puffinus lherminieri</i>	JQ176049.1
<i>Puffinus lherminieri</i> *	JX297489
<i>Puffinus pacificus</i>	DQ434021.1
<i>Puffinus tenuirostris</i>	DQ434025.1
<i>Pycnonotus cafer</i>	JF498897.1
<i>Rattus exulans</i>	FR775843.1

Species name	Accession number
<i>Rattus rattus</i>	JQ668025.1
<i>Riparia riparia</i>	GU571205.1
<i>Stercorarius parasiticus</i>	GU571623.1
<i>Stercorarius pomarinus</i>	GU571625.1
<i>Sterna bergii</i> *	JX297484
<i>Sterna fuscata</i> *	JX297485
<i>Sterna lunata</i> *	JX297486
<i>Sturnus tristis</i>	JF498823.1
<i>Sula dactylatra</i>	JQ176311.1
<i>Sula leucogaster</i>	JF498903.1
<i>Sula leucogaster</i> *	JX297487
<i>Sula sula</i>	JF498904.1
<i>Thalassarche melanophris</i>	NC_007172.2
<i>Todiramphus gambieri</i> *	JX297488
<i>Todiramphus macleayi</i>	JQ176504.1
<i>Todiramphus sanctus</i>	JQ176506.1
<i>Tringa brevipes</i>	GQ482778.1
<i>Tringa flavipes</i>	EU525556.1
<i>Tringa incanusa</i>	EU525563.1
<i>Tryngites subruficollis</i>	AY666178.1
<i>Zosterops nigrorum</i>	JQ176684.1
<i>Zosterops palpebrosus</i>	EU447060.1

Annexe 11 : Results of bird detection and identification in rat and cat diet samples obtained using the morphological and the molecular methods.

Predator	Sample	Morphological approach		Molecular approach	
		Bird detection	Bird identification	Bird detection	Bird identification
R.e	Re1	1	1 white feather without quill	1	<i>Gygis alba</i>
	Re2	0	-	1	<i>Ptilinopus (coralensis)</i>
	Re3	0	-	1	<i>Ptilinopus (coralensis)</i>
	Re4	0	-	1	Unknown
	R5	1	1 small dark feather fragment	1	Unknown
R.r	Rr1	0	Meat, feathers (fragmented and entire)	1	<i>Anous stolidus</i>
	Rr2	1	-	1	<i>Puffinus lherminieri</i>
	Rr3	0	-	1	<i>Pluvalis fulva</i>
F.s.c	Fsc1	1	<i>Ptilinopus (coralensis)</i> feathers	1	<i>Ptilinopus (coralensis)</i>
	Fsc2	1	<i>Ptilinopus (coralensis)</i> feathers	1	<i>Ptilinopus (coralensis)</i>
	Fsc3	1	Unidentifiable grey feathers and meat	1	<i>Ptilinopus (coralensis)</i>
	Fsc4	1	<i>Ptilinopus (coralensis)</i> feathers	1	<i>Ptilinopus (coralensis)</i>
	Fsc5	1	<i>Gallus gallus</i> feathers	1	<i>Gallus gallus</i>
	Fsc6	1	<i>Gallus gallus</i> feathers	1	<i>Gallus gallus</i>
	Fsc7	1	Unidentifiable white and grey feathers	1	<i>Sterna (bergii)</i>
	Fsc8	1	1 bone fragment	1	<i>Gallus gallus</i>
	Fsc9	1	unidentifiable white and grey feathers	1	<i>Sterna (bergii)</i>
	Fsc10	1	<i>Ptilinopus (coralensis)</i> feathers	1	<i>Ptilinopus (coralensis)</i>
	Fsc11	1	Unidentifiable feathers	1	<i>Gallus gallus</i>
	Fsc12	1	unidentifiable feathers	1	<i>Ptilinopus (coralensis)</i>
	Fsc13	1	1 small dark feather fragment	1	<i>Puffinus lherminieri</i>
	Fsc14	1	Unidentifiable feathers	1	<i>Sterna (bergii)</i>
	Fsc15	1	Unidentifiable feathers	1	<i>Acrocephalus (atyphus)</i>
	Fsc16	1	White, grey and black feathers (Sterna?)	1	<i>Sterna (bergii)</i>
	Fsc17	1	unidentifiable feathers	1	<i>Acrocephalus (atyphus)</i>
	Fsc18	1	unidentifiable white and grey feathers	1	<i>Gallus gallus</i>
	Fsc19	1	2 quills	0	-
	Fsc20	1	1quill	0	-
Total		23	6	26	24

Annexe 12 : Sequence alignment for the Lizard-specific primer pair designed in this study.

Target/non target taxa	Species (GenBank accession number)	Downstream 10pb	Forward	Upstream 10 pb	*	Downstream 10pb	Reverse	Upstream 10 pb
Target taxon (Lizard)	<i>Eumia cyanura</i> (AY218018.1)	ACAAGCATAAA	AACTCAAAAACCTCCAAGGACTTGG	CGGTGCTCCA	*	---AGCCTCT	CGCTCCAGGGCTAATTTAAG	CGCACACACC
	<i>Eumia impar</i> (AY818740.1)	ACAAGCAAAA	A-ACTCAAAAACCTCCAAGGACTTGG	CGGTGCTCCA	*	---AGCCTGT	CTTAAATTAGCCCTGGAGCG	CGCACAC...
	<i>lepidodactylus lugubris</i> (DQ852704.1)	ACAGGCACAAA	A-GCGCAAAAACCTCAAAGGACTTGA	CGGTGTCCCA	*	---TGCCCGC	TTGAAAGCCCGTCTCTGGGACG	CGTACACACC
Non target taxa	<i>Homo sapiens</i> (HQ667351.1)	ACGAGCC--AC	CAGCTTAAAAACTCAAAGGACCTGG	CGGTGCTTCA	*	--GTGCTTAG	TTGAACAGGGCCCTGAAGCG	CGTACACACC
	<i>Felis catus</i> (NC 001700.1)	ACTAGCA--AT	TAGCTTAAAAACTCAAAGGACTTGG	CGGTGCTTTA	*	-AGAGCTCAA	TTGAATCGGGCCATGAAGCA	CGCACACACC
	<i>Rattus rattus</i> (EU273707.1)	ACTAGCT--AC	CAGCTTAAAAACTCAAAGGACTTGG	CGGTACTTTA	*	--GAGCTTAA	TTGAATAGAGCAATGAAGTA	CGCACACACC
	<i>Todiramphus sanctus</i> (EU410489.1)	ACGAGCACAAA	ACGCTTGAAACTCTAAGGACTTGG	CGGTACCCCA	*	--GAGCCCA	TTTAAGATGGCCCTGGGGTA	CGTACATACC
	<i>Gallus gallus</i> (EU851897.1)	ACGAGCACAAA	ACGCTTAAAACTCTAAGGACTTGG	CGGTGCCCCA	*	CTAAGCTCAC	TTTAAGACGGCTCTGAGGCA	CGTACACACC
	<i>Drosophila stalkeri</i> (DQ202008.1)	GATGTGTACAT	TATTTTAGAGCTAAAATCAAATTA	TTAATCTTTA	*	---CGGCCAA	ATTTTTTAAGTTTCAAGAAC	ATAAC.....
	<i>Eriauchenius tsingyensis</i> (DQ914608.1)	AGTAGGTACTT	TACACCCAAACTTTTATATTTTGG	CGGCATTTTC	*	---AATTAAT	ATTGAAACAGATTATTAATG	TGC.....
<i>Monolista spinosa</i> (FJ842006.1)	A-----	-AGCTTCAAACCCAAAGGATTTGG	CGGT-CTTTA	*	---ATACTGT	TGTAATAAGCTCTTAAAGA	TGTACATATC	

Annexe 13 : Accession numbers and Genbank best match (BLASTn) of the randomly sequenced amplicons amplified using the Lizard- and Invertebrate-specific primer pairs.

Target taxon	Predator	Sequenced amplicons		Genbank best match (blastn)	
		Sample Number	Genbank accession number	Species name	Accession number
Lizard	<i>Todiramphus gambieri</i>	1	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
		2	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		3	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
		4	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
		5	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
		6	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
		7	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		8	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		9	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
		10	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
	<i>Felis silvestris catus</i>	1	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
		2	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
		3	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
		4	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
		5	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		6	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
		7	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		8	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
	<i>Rattus rattus</i>	1	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		2	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		3	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		4	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		5	<i>deposite in progress</i>	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1

Annexe 13 : (suite)

Target taxon	Predator	Sequenced amplicons		Genbank best match (blastn)	
		Sample Number	Genbank accession number	Species name	Accession number
Lizard	<i>Rattus rattus</i>	6	deposité in progress	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		7	deposité in progress	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
	<i>Rattus exulans</i>	1	deposité in progress	<i>Emoia cyanura</i>	AY218018.1
		2	deposité in progress	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		3	deposité in progress	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		4	deposité in progress	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
		5	deposité in progress	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1
6	deposité in progress	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1		
7	deposité in progress	<i>Emoia impar</i>	AY818740.1		
Invertebrate	<i>Todiramphus gambieri</i>	1	deposité in progress	<i>Tegenaria atrica</i>	JN018133.1
		2	deposité in progress	<i>Tegenaria atrica</i>	JN018133.1
		3	deposité in progress	<i>Tegenaria atrica</i>	JN018133.1
		4	deposité in progress	<i>Tegenaria atrica</i>	JN018133.1
		5	deposité in progress	<i>Blattella germanica</i>	HM996892.1
		6	deposité in progress	<i>Anelosimus nr. sallee</i>	EF050304.1
		7	deposité in progress	<i>Sparassidae sp.</i>	JN018132.1
		8	deposité in progress	<i>Blattella germanica</i>	HM996892.1
		8	deposité in progress	<i>Bulinus natalensis</i>	AM921835.1
<i>Felis silvestris catus</i>	1	deposité in progress	<i>Adelium sp.</i>	FJ613422.1	
	2	deposité in progress	<i>Epicephala sp</i>	AY525732.1	
	3	deposité in progress	<i>Tetragnatha punua</i>	EU796919.1	
	4	deposité in progress	<i>Blattella germanica</i>	HM996892.1	
	5	deposité in progress	<i>Blattella germanica</i>	HM996892.1	
	6	deposité in progress	<i>Epicephala sp</i>	AY525732.1	
	7	deposité in progress	<i>Dardanus</i>	AF044003.1	
	8	deposité in progress	<i>Epicephala sp</i>	AY525732.1	
	9	deposité in progress	<i>Epicephala sp</i>	AY525732.1	

Annexe 13 : (suite)

Target taxon	Predator	Sequenced amplicons		Genbank best match (blastn)	
		Sample Number	Genbank accession number	Species name	Accession number
Invertebrate	<i>Rattus rattus</i>	1	<i>deposite in progress</i>	<i>Periplaneta fuliginosa</i>	JQ350729.1
		2	<i>deposite in progress</i>	<i>Stenommatinae sp</i>	JN304837.1
		3	<i>deposite in progress</i>	<i>Scolopendra subspinipes</i>	HQ402554.1
		4	<i>deposite in progress</i>	<i>Scolopendra subspinipes</i>	HQ402554.1
		5	<i>deposite in progress</i>	<i>Blattella germanica</i>	HM996892.1
		6	<i>deposite in progress</i>	<i>Olepa schleini</i>	AM050270.1
		7	<i>deposite in progress</i>	<i>Periplaneta japonica</i>	AM114929.1
		8	<i>deposite in progress</i>	<i>Olepa schleini</i>	AM050270.1
		9	<i>deposite in progress</i>	<i>Adelium sp.</i>	FJ613422.1
		10	<i>deposite in progress</i>	<i>Adelium sp.</i>	FJ613422.1
<i>Rattus exulans</i>		1	<i>deposite in progress</i>	<i>Neotricula aperta</i>	AF188226.1
		2	<i>deposite in progress</i>	<i>Neotricula aperta</i>	AF188226.1
		3	<i>deposite in progress</i>	<i>Blattella germanica</i>	HM996892.1
		4	<i>deposite in progress</i>	<i>Blattella germanica</i>	HM996892.1
		5	<i>deposite in progress</i>	<i>Purpuricenus temminckii</i>	FJ559014.1
		6	<i>deposite in progress</i>	<i>Blattella germanica</i>	HM996892.1
		7	<i>deposite in progress</i>	<i>Blattella germanica</i>	HM996892.1
		8	<i>deposite in progress</i>	<i>Apterostigma sp.</i>	AY398301.1
		9	<i>deposite in progress</i>	<i>Thyrocopa brevipalpis</i>	FJ845525.1

Annexe 14: Domaines de compétences et productions du doctorant.

DOMAINES DE RECHERCHE/COMPETENCES:

Biologie de la conservation, Ecosystèmes insulaires, Interactions Biotiques, Invasions biologiques, Comportement alimentaire, Ecologie trophique, Analyse morphologique et moléculaire de régime alimentaire, Ecologie moléculaire, Relations phylogénétiques, Inventaire de l'entomofaune, Etude de l'herpétofaune, Etude de déplacements, Dynamique de population.

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES INDEXEES:

Zarzos-Lacoste Diane, Corse Emmanuel, Vidal Eric (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: 117-127.

Zarzos-Lacoste Diane, Ruffino Lise, Vidal Eric. Limited predatory capacity of introduced black rats on bird eggs: an experimental approach (2011). *Journal of Zoology*, 285: 188-193.

Bonnaud Elsa, **Zarzos-Lacoste Diane**, Bourgeois Karen, Ruffino Lise, Legrand Jerome, Vidal Eric (2010). Top predator control on islands boosts endemic prey but not mesopredator. *Animal Conservation*, 13: 556–567.

Bonnaud Elsa, Vidal Eric, **Zarzos-Lacoste Diane**, Torre Franck (2008). Measuring rodent incisors from scats can increase accuracy of predator diet studies. An illustration based on island cats and rats. *Comptes Rendus Biologies*, 331, 686-691.

PUBLICATIONS NON INDEXEES:

Bonnaud Elsa, Bourgeois Karen, **Zarzos-Lacoste Diane**, Vidal Eric (2010). Cat impact and management on two Mediterranean sister Islands: “the French conservation touch”. In the proceedings of Island Invasive Conference, Auckland, New Zealand. Turning the Tide II.

PARTICIPATION AUX CONFERENCES INTERNATIONALES:

Student Conference on Conservation Science (21-31 janvier 2013, Brisbane, Australie)

Poster: **D. ZARZOSO-LACOSTE**, E. CORSE, A. GILLES, C. COSTEDOAT, A.GOUNI, E. VIDAL. "Conservation starts in microtubes: Improving detection and identification of birds in rat and cat diet samples, an application for bird conservation on a Pacific Island."

4th International Conference on Rodent Biology and Management (12-16 avril 2010, Bloemfontain, Afrique du Sud).

Présentation orale: **D. ZARZOSO-LACOSTE***. "Limited predation capacities on bird eggs by invasive rats: an experimental approach"

Island Invasives: Eradication and Management Conference (8-12 février 2010, Auckland, Nouvelle Zélande).

Présentation orale: E. BONNAUD*, **D. ZARZOSO-LACOSTE** , K. BOURGEOIS, E.VIDAL. "Cat impact and management on two Mediterranean sister Islands: "the French conservation touch"

7th European Vertebrate Pest Management Conference (8-12 septembre 2009, Lyon, France)

Présentation orale: E. BONNAUD*, **D. ZARZOSO-LACOSTE** , K. BOURGEOIS, L. RUFFINO, E.VIDAL, J.LEGRAND. "Top predator removal on islands boosts endemic prey but not mesopredator"

2nd European Congress of Conservation Biology (1-5 septembre 2009, Prague, Rep. Tcheque)

Présentation orale: E. BONNAUD*, **D. ZARZOSO-LACOSTE** , K. BOURGEOIS, L. RUFFINO, E.VIDAL, J.LEGRAND. "First feral cat eradication on a small Mediterranean island: trends of rat and shearwater populations and their interaction without cat presence"

Réveil du Dodo III. Journées francophones des Sciences de la Conservation de la Biodiversité: (17-19 mars 2009, Montpellier, France)

Présentation orale: E. BONNAUD*, K. BOURGEOIS, **D. ZARZOSO-LACOSTE**, L. RUFFINO, E.VIDAL, J.LEGRAND, M. LE CORRE. " Impact d'un prédateur introduit sur la dynamique de populations d'un oiseau marin endémique de Méditerranée "

PARTICIPATION AUX PROGRAMMES DE RECHERCHE:

ALIENS "Assessment and Limitation of the Impacts of Exotic species in Nationwide insular Systems" [2006-2009].

Coordination: Franck COURCHAMP (ESE CNRS Orsay).

Financements: ANR et IFB

Partenariat scientifique : IMEP, ESE Orsay, ECOMAR Réunion, MNHN, INRA

« Sustainable Conservation of shearwaters from Hyères islands archipelago » [2003-2007].

Life Nature LIFE03NAT/F000105 of the European Union.

Financement : Union Européenne, Parc National de Port-Cros, DIREN PACA, Conseil Régional PACA.

Partenariat scientifique: IMEP CNRS, MNHN, ESE CNRS, NAMC-Orsay, Université de Barcelone.

ENSEIGNEMENT/MONITORAT:

Novembre 2009 à Mai 2012 (218h) :

- Licence 2 BPE: - Ecologie générale (36h)
- Licence 3 BPE: - Systématique animale (6h)
- Successions écologiques en milieu terrestre (30h)
- Ecole trans-disciplinaire de terrain (33h)
- Découverte de la Faune Méditerranéenne (33h)
- Mémoire Bibliographique (80h)

Vers une meilleure compréhension des interactions trophiques directes et indirectes entre prédateurs invasifs et espèces natives au sein des écosystèmes insulaires.

Les prédateurs introduits, tels que les chats (*Felis silvestris catus*) et les rats (*Rattus* spp), constituent la principale cause de raréfaction et d'extinction d'oiseaux insulaires. L'impact de la prédation sur les populations d'oiseaux est généralement quantifié grâce à l'identification morphologique des restes d'oiseaux dans les échantillons alimentaires de prédateurs. Une synthèse bibliographique réalisée dans cette thèse soulève les biais qualitatifs et quantitatifs liés à la difficulté d'identification des restes d'oiseaux. Les méthodes moléculaires permettent aujourd'hui de détecter et d'identifier avec précision l'ADN de proies cibles dans le régime alimentaire des prédateurs. Une part importante de cette thèse a consisté à optimiser le protocole moléculaire et en particulier les étapes de sélection des amorces taxon-spécifiques et de l'extraction de l'ADN des proies. La comparaison des performances des méthodes morphologique et moléculaire a mis en évidence la puissance de cette dernière dans la détection et l'identification des espèces d'oiseaux consommées par les chats et rats de l'île de Niau (Polynésie Française). L'étude des interactions trophiques directes (prédation) et indirectes (compétition alimentaire) entre trois prédateurs invasifs (*R. exulans*, *R. rattus* et *F. s. catus*) et un oiseau menacé d'extinction, le Martin-chasseur des Gambier (*Todiramphus gambieiri*) a montré un très faible impact sur cet oiseau par prédation, mais un fort potentiel de compétition alimentaire avec les 2 *Rattus* sp., en particulier pour les lézards Scincidae et certains arthropodes terrestres. Des perspectives de conservation du Martin-chasseur sont proposées et discutées.

Mots clés : Invasions biologiques, Biologie de la conservation, Ecologie trophique, Ecologie moléculaire, Compétition alimentaire, Prédation, *Felis silvestris catus*, *Rattus rattus*, *Rattus exulans*, *Todiramphus gambieri*.

Toward a better understanding of direct and indirect trophic interactions between invasive predators and native species on islands.

Introduced predators, particularly cats (*Felis silvestris catus*) and rats (*Rattus* spp) are recognized as a major factor of rarefaction and extinction of island bird species. The impact of predation on bird populations is usually assessed through the morphological identification of bird remains in predator diet samples. A review conducted in this thesis highlighted the qualitative and quantitative biases related to the difficulty of detecting and identifying the consumed bird species in predator diet samples. Molecular methods allow the accurate detection and identification of targeted prey DNA in the diet of predators. A large part of the work entailed here has been to optimize the molecular protocol and particularly the key steps of the selection of taxon-specific primer pairs and the extraction of prey DNA. A comparative study of the performances of both morphological and molecular methods highlighted the strength of the latter in the detection and identification of the bird species preyed by cats and rats on Niau island (French Polynesia). The study of the direct (predation) and indirect (competition for food) trophic interactions between three invasive predators (*R. exulans*, *R. rattus* and *F. s. catus*) and a critically endangered bird, the Tuamotu Kingfisher (*Todiramphus gambieiri*), demonstrated a very low impact of cats and rats on the population of Tuamotu Kingfisher through predation, but a high potential for food competition between this bird and the two species of rats, particularly for lizards (Scincidae) and some terrestrial arthropods. Finally, management perspectives regarding the conservation of Kingfisher Gambier are proposed and discussed.

Keywords : Biological invasions, Conservation biology, Trophic ecology, Molecular ecology, Competition for food, Predation, *Felis silvestris catus*, *Rattus rattus*, *Rattus exulans*, *Todiramphus gambieri*.