HAL open science

Programme Rmines. Impact des espèces invasives sur les communautés de reptiles des massifs miniers. Rapport scientifique final

Herve Jourdan, Fabrice Brescia, Eric Vidal

To cite this version:

Herve Jourdan, Fabrice Brescia, Eric Vidal. Programme Rmines. Impact des espèces invasives sur les communautés de reptiles des massifs miniers. Rapport scientifique final. [Rapport de recherche] Programme Rmines. Tome Nickel et Environnement, CNRT Nickel et son environnement. 2015, 124 p. ird-01938873

HAL Id: ird-01938873

https://ird.hal.science/ird-01938873

Submitted on 29 Nov 2018

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

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

Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

CNRT "Nickel et son environnement"

Rapport scientifique

Edition 2015

RMINES
"Impact des espèces invasives sur les reptiles des massifs miniers"

Tome Nickel et Environnement

Rapport Scientifique

Année 2015

Rapport final
Août 2015

Étude réalisée dans le cadre des opérations
de recherche financées par le CNRT
Volet Faune Terrestre

Programme R-Mines
Impacts des espèces invasives sur les communautés de reptiles des massifs miniers.

- Rapport final
- Août 2015

- Jourdan, Hervé, Brescia, Fabrice, Vidal, Eric

Liste des participants à l'étude (alphabétique) : Edouard Bourguet (IMBE-IRD), Fabrice Brescia (IAC), Maureen Cateine (IMBE-IRD), Léo Debar (IMBE-IRD), Camille Geimer (IMBE-IRD), Hervé Jourdan (IMBE-IRD), Sue Lindsay (Australian Museum, Sydney), Hélène de Méringo (IMBE-CNRS), Marc Manceau (IMBE-IRD), John Martin (Australian Museum, Sydney), Elsa Muret (IMBE-IRD), Ross Sadlier (Australian Museum, Sydney), Noémie Saint-Germès (IMBE-IRD), Frédéric Rigault (IMBE-IRD), Martin Thibault (IAC, puis IMBE-IRD), Eric Vidal (IMBE-IRD)

Mots clés :invasions biologiques; écologie de la conservation; interactions biotiques; chat haret; rongeurs introduits; fourmis invasives; Scincidae; Gekkonidae; espèces menacées; espèces emblématiques

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :
Jourdan, H., Brescia, F., Vidal, E. (2014) – Programme R_Mines. Impacts des espèces invasives sur les communautés de reptiles des massifs miniers. Programme CNRT, Rapport final, 91 pp + annexes

PROGRAMME R-MINES

Impacts des espèces invasives sur les communautés de reptiles des massifs miniers.

PROGRAMME CNRT – Volet « Faune terrestre »

RÉVISION DU DOCUMENT

Version	Date	Rédacteur(s)	Qualité du rédacteur(s)	Contrôle	Modifications
2	15 Juillet 2015				

SYNTHESE NON TECHNIQUE DU PROJET

Contexte et Objectifs du projet R-mines

A l'échelle mondiale, les invasions biologiques sont reconnues comme un des facteurs majeurs impliqués dans la raréfaction ou l'extinction d'espèces, particulièrement au sein des écosystèmes insulaires. L'introduction par l'homme d'espèces prédatrices ou compétitrices en particulier (fourmis, rongeurs, carnivores) a eu des effets dévastateurs sur les faunes en place. En Nouvelle-Calédonie, hotspot mondial de biodiversité, un isolement et une histoire géologique atypique, ont favorisé l'apparition de faunes et de flores indigènes qui présentent un caractère exceptionnel en termes de richesse et d'endémisme, mais qui souffrent également d'impacts anthropiques particulièrement forts et anciens. En particulier, les effets directs ou indirects des espèces animales invasives comptent parmi les principaux facteurs à l'origine de l'extinction ou de la raréfaction inquiétante de nombreuses espèces animales menacées, sans que des investigations d'envergure n'aient encore pu être réalisées pour préciser l'ampleur du phénomène, détailler les processus à l'œuvre ou hiérarchiser les taxons ou les situations les plus à risques. Par ailleurs, les activités industrielles (ici, en l'occurrence les activités minières), qui se déroulent dans des massifs et des secteurs isolés contribuent, selon différents mécanismes, à la favorisation des espèces invasives et de leur diffusion, et donc à l'intensification de leurs impacts. Les mécanismes associés qui favorisent les espèces invasives correspondent notamment, à la création de voies de circulation (routes, pistes, sentiers..), au transport de matériaux, au remaniement et déplacement des sols, à l'augmentation des effets lisières et au développement d'implantations humaines permanentes. Ce processus d'invasion accélérée intervient en synergie avec les effets résultant de la destruction et de la fragmentation des milieux par l'activité minière.

Dans ce contexte, les communautés de reptiles terrestres (herpétofaune) représentent l'un des plus remarquables éléments patrimoniaux de la biodiversité animale terrestre de Nouvelle-Calédonie. Ainsi, l'herpétofaune terrestre de Nouvelle-Calédonie, compte actuellement 108 espèces décrites, dont 63 espèces de Scincidae (scinques), avec 61 endémiques, réparties en 16 genres dont 13 endémiques, 42 espèces de Diplodactylidae et Gekkonidae (geckos), avec 36 endémiques, réparties en 13 genres dont 8 endémiques. On compte également 1 Boidae autochtone (boa du Pacifique) et 2 Typhlopidae (serpents aveugles) dont une espèce endémique et l'autre introduite. Cette faune se caractérise par un taux d'endémisme exceptionnel (90,7%) avec de nombreuses espèces à distribution restreinte (fort micro-endémisme). En l'absence de mammifères terrestre autochtones (à l'exception de chiroptères) et en présence d'une avifaune terrestre peu originale (une vingtaine de taxons endémiques), les reptiles constituent le groupe dominant de prédateurs supérieurs dans les écosystèmes natifs, et de ce fait, ils peuvent être considérés comme marqueurs de la biodiversité. Ce compartiment de la faune représente donc un fort enjeu de conservation, tel qu'illustré par la récente évaluation de leur risque d'extinction selon les critères UICN. Ainsi, 66 espèces sont actuellement considérées comme en danger d'extinction, respectivement 22 en danger critique d'extinction (CR), 25 en danger d'extinction (EN) et 19 vulnérables (VU), soit un pourcentage record (>60 %). De nombreuses espèces ne se rencontrent que dans des zones géographiques très limitées et isolées, en particulier sur les sols issus de roches ultramafiques, là où se développe l'activité minière. Pour les scinques, on compte 33 espèces menacées sur les substrats ultramafiques, dont 27 qui y sont strictement inféodées. Pour les geckos Diplodactylidae, on compte 18 espèces menacées sur ces substrats dont 15 qui y sont strictement inféodées.

Parmi les groupes d'espèces animales invasives que les activités et déplacements humains ont largement diffusés à la surface du globe, il convient particulièrement de citer, certaines espèces de rongeurs (en particulier les rats du genre Rattus), le chat sous sa forme haret ou des fourmis invasives, dont certaines présentent un caractère quasi cosmopolite, qui toutes connues pour avoir des effets particulièrement délétères sur la biodiversité insulaire y compris sur les espèces vertébrées (reptiles, oiseaux).

L'objet de notre étude n'est pas de faire la part entre les effets de la destruction ou de l'altération des milieux et celui des espèces invasives dans les impacts subis par les populations de reptiles résidentes. Par contre, il s'agit bien de préciser la nature, l'importance et les effets d'un processus (impacts directs et indirects par les invasives) qui n'a à ce jour fait l'objet que de très peu d'investigations. L'obtention de ces données nouvelles est pourtant essentielle pour déterminer si

les habitats forestiers ou para-forestiers relictuels sur mines offrent des conditions de vie favorables aux populations de reptiles, ou si la pression exercée par les invasives est trop forte pour espérer un maintien durable des populations de reptiles et des processus écologiques associés, offrant ainsi des éléments tangibles en matière de stratégies de conservation des espèces menacées et de hiérarchisation des priorités de lutte contre les espèces invasives

Notre projet repose donc sur l'évaluation conjointe et coordonnée de l'impact de trois groupes majeurs d'invasives (rongeurs, chats et fourmis), tant sur le plan fonctionnel (prédateurs supérieurs, prédateurs intermédiaires et compétiteurs) que taxonomique (mammifères, fourmis) ou des types d'interaction (directes par prédation ou indirectes par compétition), sur les populations de reptiles. Deux questions cruciales en termes de gestion et de conservation de la biodiversité sur mines ont été explorées :

(i) A quelles pressions d'origine anthropique (invasives), les populations de reptiles sont-elles soumises lorsqu'elles sont présentes dans des habitats sujets à une forte fragmentation et dans lesquels il existe une pression d'invasives accrue indirectement et involontairement par les activités minières ? ;

(ii) Parmi la gamme d'espèces invasives présentes, lesquelles exercent les impacts les plus délétères, et sur quelles catégories d'espèces, dans quel type d'habitat et selon quels mécanismes d'interaction ?

Par logique scientifique, et par soucis d'efficacité et de faisabilité, le projet a été divisé en 4 tâches scientifiques dont les résultats sont présentés dans ce document. Trois de ces tâches concernent l'évaluation des impacts d'un groupe d'espèces animales invasives (T1 : Chats harets ; T2 : Rongeurs invasifs ; T3 : fourmis invasives). La tâche T4 concerne une tâche transversale, essentielle au projet, avec le développement d'une collection de référence de macro- et micro-restes de proies permettant leur identification, avec un effort tout particulier dédié à une collection de fragments (écailles notamment) de l'ensemble des différentes espèces de reptiles scincidés présentes dans les zones d'étude et plus largement en Nouvelle-Calédonie, avec développement d'une clé d'identification basée sur les écailles.

Pour mener à bien notre étude, nous avons sélectionné deux sites contrastés, respectivement en Province Sud, dans la région du plateau de Goro, en périphérie de la plaine des lacs, et en Province Nord, avec le massif minier de Tiébaghi. Ces deux régions offrent une diversité d'habitats caractéristiques des milieux naturels rencontrés sur substrats miniers avec des formations végétales de basse et moyenne altitude (jusqu'à 400-500m d'altitude), en outre, on se trouve en périphérie d'emprises d'exploitations minières. Ces 2 régions ont fait l'objet de caractérisations botaniques précises et abritent des communautés de reptiles intéressantes : 14 espèces de scinques (dont 13 endémiques) et 9 espèces de geckos (dont 6 endémiques) inventoriés à Tiebaghi, 16 scinques (15 endémiques) et 14 geckos (11 endémiques) identifiés dans le grand sud.

Dans chacune des deux régions, nous avons sélectionné des sites-ateliers représentatifs des formations de plus grande valeur d'un point de vue biodiversité sur sols issus de roches ultramafiques, à savoir des formations forestières et pré/para-forestières. Compte tenu des spécificités écologiques et comportementales de chacun des trois groupes d'espèces envahissantes considérés (chats, rats, fourmis), les sites-atelier choisis permettent d'envisager l'évaluation des interférences et des capacités de maintien des communautés de reptiles à des échelles spatiales différentes, et selon des conditions d'habitats structurellement différentes. Le détail des méthodologies d'échantillonnage sont présentées spécifiquement dans chacune des tâches ci-après.

Tâche 1 – Evaluation de l'impact des chats harets sur les communautés de reptiles

Le chat Felis silvestris catus *constitue l'une des espèces les plus largement dispersées par l'homme à la surface du globe, en particulier sur de très nombreuses îles de la Planète et dans des contextes biogéographiques et bioclimatiques très variés. Malgré l'ancienneté de sa domestication, cette espèce a conservé une forte capacité à établir des populations férales capable de vivre indépendamment de l'homme; on parle alors de chats « harets ». La réussite des chats comme espèce invasive en situation insulaire semble avoir été largement facilitée par leur capacité à survivre sans source d'eau douce, une fécondité élevée ainsi qu'une forte plasticité comportementale et alimentaire, leur permettant de s'alimenter sur une large gamme de proies, en priorité les proies les plus abondantes et les accessibles. De ce fait, les chats harets sont impliqués dans de nombreuses extinctions et raréfaction d'espèces insulaires au travers d'une gamme variée de proies (oiseaux, mammifères, reptiles voire macro-insectes). Présent depuis les années 1860,*

l'impact du chat haret n'a jamais été quantifié en Nouvelle-Calédonie. Compte tenu de sa discrétion y compris lorsqu'il constitue des populations pérennes et denses, la méthodologie d'investigation proposée repose sur l'étude de l'écologie alimentaire de l'espèce (récolte de fèces sur le terrain puis analyse du contenu en laboratoire). La récolte de fèces a été réalisée sur des itinéraires-échantillons (pistes et sentiers, régulièrement empruntés par les chats pour leurs déplacements) dans secteurs géographiques représentatifs des conditions d'habitats des deux sites sélectionnés et à différentes périodes contrastées de l'année. Ces itinéraires échantillons sont fixes et géoréférencés sous SIG. Les fèces de chats récoltées sur les itinéraires échantillons sont géo-référencées lors de leur collecte puis conservées au congélateur avant d'être analysées au laboratoire. L'analyse non-invasive du régime alimentaire du chat haret, consiste à déliter individuellement les fèces sous un courant d'eau pour en extraire via un tamis à mailles fines, l'ensemble des macro- restes non-digérés susceptibles de permettre une identification des proies consommées (os, plumes, ongles, poils, dents, becs, griffes, écailles, cuticule d'insectes, etc...). Ces différents éléments diagnostiques ont été comparés à la collection de référence développée dans le cadre de ce projet (tâche T4), afin de permettre l'identification des espèces consommées par les chats. Dans les deux régions sélectionnées (massif de Tiebaghi et Plateau de Goro), ces itinéraires-échantillons ont été prospectés régulièrement parcourus par l'équipe (visite trimestrielle pendant 1 an, soit 4 campagnes de récolte). Ce volet d'étude consacré aux chats harets a confirmé la prédation exercée par les populations de ce super-prédateur sur les communautés de reptiles en Nouvelle-Calédonie. Sur le site de Goro, 78 fèces de chats harets ont été récoltées et analysées et sur le site de Tiebaghi, 228 fèces de chats ont été collectées et analysées.

Dans les 2 régions, ce sont principalement des scinques qui sont prédatés, la prédation à l'encontre des geckos apparaît beaucoup moins fréquente, voire rare. Tous les reptiles prédatés sont endémiques à la Nouvelle-Calédonie avec des fréquences de prédation importantes, respectivement de 38,96% et 23,45% sur le plateau de Goro et à Tiébaghi. Au total sur les 2 sites, au moins 14 espèces différentes de scinques ont été retrouvées dans les fèces. Ainsi, au moins 7 espèces de scinques parmi les 14 espèces recensées à Tiebaghi sont régulièrement consommées par les chats harets, alors que dans la région du plateau de Goro, ce sont au moins 5 espèces de scinques parmi les 16 recensées qui sont consommées. L'incertitude provient d'un défaut de diagnostique spécifique pour le genre Caledoniscincus. Pour les geckos, au moins 3 espèces sont prédatées, mais avec une fréquence d'occurrence faible (respectivement 5% pour le plateau de Goro et < 0,5% pour Tiébaghi).

Parmi les taxa prédatés, certains sont rares et/ou très localisés, avec donc de forts enjeux de conservation associés. C'est le cas sur le site de Tiébaghi, pour Marmorosphax taom, espèce actuellement classée en danger critique d'extinction (CR) selon l'UICN, mais également pour l'espèce Kanakysaurus viviparus, une autre espèce en danger d'extinction (EN selon l'UICN). Par ailleurs, pour le genre Caledoniscincus, deux espèces présentes à Tiébaghi sont également classées à risque d'extinction (respectivement C. auratus, classé EN, et C. pelletieri, classé CR, selon critères UICN) et pourraient faire l'objet de menaces par les chats harets (nous avons pu identifier des évènements de prédation vis à vis de Caledoniscincus sans pouvoir déterminer l'espèce). Au niveau du plateau de Goro, les espèces identifiées ne font pas partie des espèces les plus menacées. Cependant, nous avons détecté de la prédation à l'encontre d'espèces du genre Caledoniscincus dont l'une est restreinte au sud de la Nouvelle-Calédonie (C. notialis) et est considérée Vu du point de vue du risque d'extinction selon les critères UICN. Par ailleurs, nous avons également détecté des évènements de prédation à l'encontre d'individus appartenant au genre Bavayia. Dans le sud de la Grande terre, au moins 6 espèces de Bavayia sont représentées, dont deux sont à risque d'extinction (B. goroensis, classé EN, B. geitana, classé Vu). Malheureusement, nous n'avons pu réaliser d'identification spécifique, faute d'éléments diagnostiques et en l'absence d'un outil d'identification adapté aux restes de geckos.

Tâche 2 – Impact des rongeurs invasifs sur les communautés de reptiles.

Les rongeurs du genre Rattus sont aujourd'hui présents dans plus de 80% des îles au niveau mondial. Ainsi, 4 espèces de rongeurs ont été introduites et sont aujourd'hui largement présents en Nouvelle Calédonie: le rat polynésien (Rattus exulans), certainement introduit à l'époque mélanésienne, le rat noir (Rattus rattus), le rat surmulot (Rattus norvegicus) et la souris domestique (Mus musculus) dont les introductions dateraient plutôt du milieu du 19eme siècle. Des études ont déjà montré des impacts négatifs de ces introductions sur des espèces animales et végétales variées ailleurs dans le Pacifique.

Afin d'observer et de quantifier ce phénomène dans des milieux déjà perturbés par les activités

industrielles, ce volet « rongeurs » du projet R-Mines s'organise autour de trois objectifs principaux. Le premier est la récolte de données originales sur les populations de rongeurs présentes en milieux miniers et dans deux contextes environnementaux distincts : les forêts et maquis para-forestiers. Le second objectif de cette étude est de quantifier la pression de prédation exercée par les rongeurs introduits sur les populations de reptiles résidentes sur les sites miniers, notamment par une analyse du régime alimentaire des individus capturés a été conduite. Enfin, le troisième objectif de ce travail est de déterminer les espèces de reptiles principalement impactées par la présence de rongeurs introduits dans ces milieux.

Sur chacun des 2 sites d'étude retenus, des captures de rats ont été effectuées par du piégeage létal (type « tapettes à rats »), selon une fréquence d'échantillonnage biannuelle, soit 2 campagnes de terrain par an et par site. Pour chacun des sites et pour chacune des formations végétales retenues (para-forestière et forestière), 25 stations de piégeage (un piège à rats et un piège à souris de type "Trapper" (Pest Management Services, NZ)) ont été mis en place, distantes entre elles de 25 m, soit des transects de 625 m, et appâtés avec du fromage et du beurre de cacahuète, soient 100 pièges par site/an. Les pièges sont restés en place durant 3 nuits consécutives et ont été relevés et ré-appâtés chaque matin. Les espèces de rongeurs ont été identifiées par différentes mesures morphométriques (longueur du corps, longueur de la queue, etc…) pour leur discrimination, et des caractéristiques individuelles (sexe, maturité..) ont été relevées.

Les tractus digestifs de tous les rongeurs capturés ont été prélevés et conservés en alcool (70%) pour analyse ultérieure des contenus digestifs au laboratoire. Les contenus ont été rincés sur un tamis de 0.5 mm de maille et analysés à la binoculaire la part relative en scinques au sein des contenus, en s'appuyant sur la collection de référence d'éléments anatomiques diagnostiques (écailles) disponible pour la détermination des taxons (tâche T4). Les analyses trophiques ont été conduites sur l'estomac et le caecum. Du point de vue méthodologique, notre travail a également permis d'illustrer l'intérêt à utiliser le caecum pour les études d'écologie trophique, puisque l'analyse du contenu du caecum permet de doubler la capacité de détection des proies reptiliennes. L'utilisation de la collection de référence et d'une clé de détermination (cf. Tâche 4) a permis d'identifier 90.9% des écailles de scinques consommées par les rats au niveau de l'espèce.

Les quatre sessions de piégeage ont permis de capturer 98 rats sur le site de Tiebaghi avec majoritairement de rats noirs (près de 65%) et 185 rats sur le site du Sud avec plus de 70% de rats polynésien. Aucune souris domestique (M. musculus) et aucun rat surmulot (R. norvegicus) n'ont donc été capturés sur les sites échantillonnés. Concernant l'habitat de ces deux espèces de rongeurs, les données de piégeage montrent qu'à Tiebaghi 52.4% des rats noirs et 71.4% des rats polynésiens ont été capturés en maquis para-forestier. En revanche, dans le sud, les deux espèces ont été majoritairement prélevées en forêt (76% des R. rattus et 60.2% des R. exulans). A Tiebaghi, les rats noirs sont majoritaires dans les deux types de milieux. L'inverse est observé dans le sud où les rats polynésiens sont les plus abondants en forêt et en maquis para-forestier.

Ce volet d'étude consacré aux rongeurs introduits a confirmé l'existence d'une prédation importante exercée par les populations de rongeurs sur les communautés de reptiles en Nouvelle-Calédonie. Ainsi, si R. rattus apparaît plus phytophage et moins prédateur que R. exulans, les 2 rats consomment bien des reptiles. L'analyse des contenus stomacaux et des caecums a révélé des fréquences d'occurrences de restes de scinques équivalentes à Tiébaghi et dans la région du plateau de Goro, soit respectivement 16.3% (n=98) et 15.7% (n=185) pour les deux espèces de rongeurs cumulées. Les rats consomment principalement des scinques dans les deux sites. La fréquence d'occurrence est plus importante chez le rat polynésien (22.9% ; n=35 dans le Nord, 17.8% ; n=135 dans le sud) que chez le rat noir (12.7% ; n=63 dans le nord et 10% ; n=50 dans le sud). Nos analyses laissent également supposer que les rats polynésiens adultes consomment d'avantages de scinques que les juvéniles, ce qui pourrait s'expliquer par le rapport de taille entre le rongeur et ses proies potentielles et par l'activité exploratoire plus importante chez les adultes. Il existe aussi une prédation sur les geckos mais plus marginale (autour de 5% d'occurrence dans les tractus digestifs dans les 2 sites). Les espèces de geckos prédatées n'ont pu être identifiées. Au moins 12 espèces différentes de scinques ont pu être identifiées dans les contenus digestifs des rats (5 espèces sur les 14 connues à Tiebaghi et 7 espèces parmi les 16 connues de la région du plateau de Goro).

Parmi les 12 espèces prédatées, 6 présentent des statuts de conservation alarmants d'après la liste rouge de l'UICN. Sur le massif de Tiébaghi, deux espèces menacées sont l'objet de prédation par les rats : Kanakysaurus viviparus, considérée comme "en danger d'extinction" selon l'UICN, qui est l'espèce la plus fréquemment prédatée, mais aussi Marmorosphax taom, en « danger critique

d'extinction ». Une attention particulière pourra donc être portée sur l'évolution des effectifs de ces espèces, ce qui pourra éventuellement justifier la mise en place d'opérations de restauration de ces espèces à haute valeur patrimoniale. Ces opérations pourront par exemple prendre la forme d'une régulation des rongeurs sur ce site. Dans la région du plateau de Goro, quatre espèces, considérées comme « vulnérables » d'après la liste rouge de l'UICN (Caledoniscincus notialis, Graciliscincus shonae, Nanoscincus mariei et Simiscincus auriantiacus) sont également consommées à des fréquences non négligeables (de 1.0% à 5%), et pourront faire l'objet de suivis à moyen terme pour anticiper un potentiel déclin de leurs populations.

Nos résultats révèlent des fréquences d'occurrence bien supérieures aux données de la littérature. Ces résultats particuliers peuvent s'expliquer par la richesse spécifique et l'abondance importantes des communautés de reptiles sur le territoire. Toutefois, l'exploitation des caecums nous a permis de doubler notre capacité de détection des restes de scinques par rapport à l'approche « classique » (estomac). Ceci pourrait contribuer à expliquer ces fréquences d'occurrences élevées. Enfin, nos deux sites d'études étant localisés sur des terrains miniers, les perturbations anthropiques sur ces milieux favorisent probablement le développement des populations de rongeurs introduits, ce qui indirectement pourrait augmenter la prédation exercée sur les scinques via une augmentation de la compétition inter et intra spécifique pour l'accès aux ressources. Dans ces milieux perturbés par l'activité minière, les scinques pourraient constituer une des dernières ressources trophiques disponibles.

Tâche 3 – Fourmis invasives et impacts directs et indirects sur les communautés de reptiles

Parmi les insectes, les fourmis constituent l'un des groupes d'espèces envahissantes les plus dévastateurs et les plus largement introduits à travers la planète. Plus de 200 espèces sont connues pour s'être établies en dehors de leur aire de distribution naturelle. Parmi elles, 19 sont inscrites dans la base de données des espèces les plus envahissantes et 5 sont classées parmi les « pires » invasives d'après l'UICN. Ces fourmis se caractérisent par des impacts écologiques majeurs (directs et indirects) au sein des communautés qu'elles envahissent, sur de nombreux groupes taxonomiques : les oiseaux, les mammifères, les invertébrés, les plantes, mais aussi sur les amphibiens et les reptiles.

Des hypothèses d'exclusions compétitives sont classiquement envisagées pour expliquer le déclin des populations dominantes de reptiles en présence de fourmis invasives selon 3 mécanismes : prédation directe (sur les jeunes, notamment à l'éclosion pour les espèces ovipares, moins sensibles pour les espèces ovo-vivipares), compétition pour les ressources trophiques et compétition pour les sites de repos et de nidification (exclusion des sites de repos et stress occasionnant un moindre succès reproducteur). Toutefois, pour certains scinques et geckos, des populations abondantes de fourmis invasives pourraient constituer une ressource alimentaire alternative. Cependant, nous disposons de peu information précise sur l'écologie trophique des reptiles néo-calédoniens, avec une dominance d'insectivores (même si certaines grandes espèces de scinques sont capable de prédater d'autres reptiles de taille plus modestes).

Aussi, le premier objectif de l'étude a été d'évaluer l'impact direct des fourmis envahissantes sur les communautés de reptile. Pour cela un inventaire de la communauté de reptiles de litières a été effectué dans les 2 régions et à deux saisons (saison chaude/humide et saison fraiche/sèche). Le second objectif de l'étude a été d'évaluer l'impact indirect des fourmis sur les communautés de reptiles via l'évaluation des communautés d'arthropodes, principales ressources alimentaires des reptiles. Aussi, dans le contexte du projet R-mines, nous nous sommes intéressés aux interactions trophiques et à la compétition pour les ressources alimentaires entre reptiles dominants et fourmis envahissantes dans les reliques forestières et celles de maquis paraforestiers. Il s'agit selon nous d'un élément clé dans la compréhension des conditions de maintien à long terme des communautés de reptiles présents dans les habitats naturels. Il s'agit d'évaluer l'effet de la présence de populations pullulantes de deux fourmis invasives (Wasmannia auropunctata et Anoplolepis gracilipes), déjà établies dans les milieux ultramafiques, sur la disponibilité en ressources alimentaires (invertébrés de la litière) pour des espèces de scinques représentatives des espèces dominantes des écosystèmes rencontrés. Notre étude s'appuie sur une comparaison standardisée entre habitats envahis et non envahis, mais également entre les zones monopolisées par les deux espèces de fourmis invasives (comparaison sur la base d'efforts standards d'échantillonnage). Les situations sur les 2 massifs miniers étudiés (Tiébaghi et plateau de Goro) ont été comparées en termes de composition et de structure des communautés de reptiles et d'arthropodes. Des analyses d'écologie trophique complémentaires ont été réalisées sur une des espèces de reptiles les plus

représentatives, Marmorosphax taom en danger critique d'extinction et myrmécophage, via l'analyse de fèces, afin de mieux évaluer les interactions trophiques entretenues avec les deux espèces de fourmis invasives. Les résultats ont été comparés à ceux obtenus à M. tricolor (à plus large répartition en Nouvelle-Calédonie).

Dans les 2 régions étudiées, nous avons sélectionné 10 stations représentatives des formations forestières et des formations para-forestières permettant ainsi de définir des répliquats d'habitats. Il nous a été impossible de trouver à Tiébaghi de stations non concernées par l'invasion de W. auropunctata et/ou d'A. gracilipes. Aussi, nous avons choisi de bâtir notre comparaison entre les habitats forestiers et paraforestiers du massif de Tiébaghi et ceux de la région du plateau de Goro du point de vue de l'invasion par ces 2 fourmis exotiques. Par ailleurs, la situation observée à Tiébaghi, nous a permis d'investiguer un contexte original de double invasion. Nous avons exploré les conséquences de la présence d'une part d'une seule espèce invasive (W. auropunctata), et d'autre part, une situation de double invasion par W. auropunctata et A. gracilipes. Les habitats sélectionnés représentent des communautés écologiques équivalentes (maquis paraforestiers et reliques forestières) dans les 2 régions, même si il existe des variations de composition spécifique.

Sur chacun des sites d'étude retenus, au niveau de la litière, nous avons réalisé un échantillonnage standardisé et synchrone de la communauté de reptiles et de la communauté de macro-arthropodes, en particulier de fourmis, selon 2 campagnes saisonnières couvrant la période d'activité la plus favorable pour les reptiles (d'octobre à mai). Dans chacune de nos 20 stations, nous avons défini des parcelles homogènes du point de vue des conditions d'habitats, constituant des réplicats d'habitats homogènes, d'une surface d'au moins 20 m x 20 m, soit 400 m^2. Chaque parcelle a fait l'objet d'un effort standardisé d'échantillonnage, avec 20 pitfall trap, 8 prélèvement de litières (1m^2 tamisé avant extraction par sac de winkler au laboratoire) et 16 pièges collants (piège à glue, Victor glue trap ©). Les pièges à glue et pitfalls sont laissés en place pendant trois nuits consécutives et relevés chaque matin pour les pièges collants. Chaque reptile capturé est identifié selon son espèce, son état de maturité (adule/juvénile) et si cela est possible son sexe (mâle/femelle), puis placé individuellement dans des sacs en toile afin de les conserver vivants jusqu'au 3ème jour, pour éviter les recaptures. Cette étape, nous a permis de récolter des fèces pour l'espèce cible Marmorosphax taom pour l'étude d'écologie trophique. A l'issue de la campagne d'échantillonnage, ces animaux sont relâchés dans leurs parcelles d'origine. L'extraction de la faune de litière a été réalisée au laboratoire avec un temps de 72h pour une extraction convenable. Au total, notre effort d'échantillonnage consiste en 220 pitfalls, 80 winklers et 160 pièges à glue par site et par saison d'échantillonnage. Les échantillons prélevés ont ensuite été triés, identifiés à la loupe binoculaire à l'aide de la littérature disponible et des collections présentes au laboratoire. Au-delà de la description de la structure et de la composition des communautés, nous avons également adopté une analyse fonctionnelle des communautés de fourmis et d'arthropodes en affectant les taxons dans des guildes trophiques. En ce qui concerne l'étude d'écologie trophique de M. taom, nous avons pu exploiter 49 fèces, ce qui représente une information unique et originale pour une espèce classée en danger critique d'extinction. Au laboratoire, les fèces ont été analysés sous loupe binoculaire et les fragments identifiés au taxon prédaté afin d'établir des fréquences d'occurrence de proies Nous avons comparé aux résultats obtenus lors d'une étude trophique précédente concernant M. tricolor, plus largement répartie.

Respectivement, 8 et 6 espèces de reptiles ont été capturées à Tiébaghi et dans la région du plateau de Goro. Les reptiles capturés sont majoritairement des scinques. Dans les 2 régions, des geckos ont été capturé accidentellement (1 et 2 espèces respectivement à Tiébaghi et à Goro). Quoi qu'il en soit nous observons deux communautés de reptiles distinctes, avec une plus grande richesse et d'abondance à Tiébaghi malgré la double invasion en cours par W. auropunctata et A. gracilipes. Par contre, le genre Marmorosphax apparaît comme un des genres dominants dans les 2 contextes. A Tiébaghi, les communautés sont dominées par Caledoniscincus aquilonius et M. taom, dans une moindre mesure par Kanakysaurus viviparus et C. auratus. Dans la région du plateau de Goro, les communautés sont dominées par M. tricolor et dans une moindre mesure Sigaloseps deplanchei et Caledoniscincus notialis (au moins en saison humide).

Du point de vue de l'impact des deux fourmis invasives sur les reptiles, il y a globalement, moins de capture par nuit piège dans les milieux simplement envahis SE (W. auropunctata) par rapport aux milieux doublement envahis DE (W. auropunctata & A. gracilipes). Il y a également significativement moins de juvéniles en situation DE par rapport à la situation SE. Au niveau spécifique, Caledoniscincus aquilonius est l'espèce la plus affectée avec M. taom. Cependant, la différence d'effectif est significative uniquement pour C. aquilonius.

En ce qui concerne les communautés de fourmis, nous avons recensé 2 communautés

myrmécologiques d'une richesse comparable, avec 37 espèces réparties en 29 genres, appartenant à 6 sous-familles à Tiébaghi contre 39 espèces, réparties dans 25 genres, appartenant à 8 sous-familles au plateau de Goro. La communauté rencontrée dans la région de Goro apparait plus diversifiée. Globalement, il y a plus d'espèces endémiques dans la région du plateau de Goro (30 contre 23) appartenant à un plus grand nombre de sous familles, en particulier de groupes originaux (Ectatominae et Cerapachyinae). Les communautés rencontrées à Tiébaghi apparaissent altérées et déséquilibrées avec une domination des 2 fourmis invasives (A. gracilipes et W . auropunctata), qui représentent plus de 80 % de l'effectif des fourmis échantillonnées.

En ce qui concerne les conséquences sur la composition et la structure de la myrmécofaune d'une invasion par W. auropunctata ou d'une double invasion par W. auropunctata et A. gracilipes, nous notons qu'il y a une plus forte abondance et richesse spécifique en milieu DE par rapport au milieu SE, tant au niveau de la surface de la litière que dans la litière. Par ailleurs, le recouvrement faunistique entre les 2 modalités d'invasion est faible, l'indice de similarité de Jaccard indique un recouvrement faunistique de 32%, avec seulement 12 espèces en commun parmi les 37 recensées. *La richesse spécifique en Formicidae semble être influencée par le niveau d'invasion par W. auropunctata : plus l'abondance de W. auropunctata augmente, plus la richesse spécifique moyenne par piège des autres Formicidae diminue. W. auropunctata est dominante dans la litière alors que A. gracilipes domine la surface de la litière*

Du point de vue de la composition de la faune des arthropodes, celle-ci apparaît plus riche mais moins abondante au niveau du plateau de Goro par rapport à Tiébaghi. Nous constatons une plus forte abondance de collemboles, d'amphipodes, d'orthoptères, de blattes, de phasmes, de psocoptères et de larves de lépidoptères, par contre une plus faible abondance de coléoptères et de myriapodes. L'impact des fourmis invasives semble peu sensible sur la communauté globale des arthropodes de litière, et donc la disponibilité en proies pour les scinques. Cela pourrait être cependant sensible pour les plus grosses proies arthropodes (phasmes, blattes et orthoptères (grillons et sauterelles), chenilles voire amphipodes). Cependant, les données acquises ne permettent pas d'avoir des valeurs significatives. Quoi qu'il en soit, nous notons, à la surface de la litière, une raréfaction des arachnides (majoritairement représentés au niveau de ce compartiment par des araignées); des amphipodes, des isopodes et des blattes entre la situation DE et la situation SE (moindre fréquence en SE).

Du point de vue de l'écologie trophique de M. taom, l'étude nous a permis d'explorer une relation plus complexe entre une espèce à la prédation spécialisée vis-à-vis des fourmis et les fourmis envahissante. Cette étude a confirmé le caractère myrmécophage de M. taom (avec une occurrence de 95,9% de Formicidae dans les fèces). Par ailleurs, les Formicidae contribuent en moyenne à 73% des proies totales et ceci quelque soit la modalité d'invasion SE ou DE et de la proportion de Formicidae rencontrée dans le milieu. M. taom ne s'est pas révélé comme étant spécialisée sur des espèces particulières de fourmis autochtones. Par contre, M. taom s'est montré capable de consommer des fourmis envahissantes, qui sont susceptible de constituer une nouvelle ressource alimentaire pour ce reptile en danger critique d'extinction. Cependant, M. taom consomme proportionnellement plus de fourmis natives que de fourmis envahissantes lorsque l'on compare aux communautés de fourmis échantillonnées dans la nature. Ainsi, M. taom réalise donc une sélection en faveur des proies natives. D'autre part, parmi les fourmis invasives consommées, on remarque que M. taom effectue une sélection en faveur de W. auropunctata. Cependant, lorsque l'on regarde de plus près les individus de W. auropunctata, on remarque qu'il y a une proportion non négligeable de spécimens qui sont intacts et entiers et qui par conséquent ne représentent potentiellement aucun intérêt nutritionnel pour M. taom. Ce scinque apparaît donc capable de s'adapter à la présence d'envahissantes mais il n'est pas assuré qu'il puisse se maintenir si l'abondance de W. auropunctata et d'A. gracilipes venait à augmenter, compte tenu de ses préférences trophiques. Outre les ressources trophiques, une augmentation des populations de fourmis invasives est susceptible d'occasionner d'autres interactions biotiques qui pourraient être également défavorables (dérangement, baisse succès reproducteur, mortalité accrue notamment des juvéniles..).

La présence des 2 fourmis invasives altèrent les communautés de reptiles; mais les mécanismes d'interactions ne semblent pas simples et des effets cumulées pourraient être impliqués. Des études détaillées restent à conduire pour établir les mécanismes en cause et ainsi être mieux en mesure de réaliser des opérations de contrôle des fourmis envahissantes pour permettre une meilleure restauration et maintien des communautés de reptiles associées aux habitats naturels sur sols issus de roches ultramafiques, en zones minières. Des opérations de contrôles expérimentaux des fourmis invasives associés à un suivi standardisé de la réponse des

communautés permettraient également de mieux évaluer le gain de biodiversité possible pour les populations de reptiles offerts par la lutte contre l'une ou l'autre voire les 2 invasives majeures.

Tâche 4 – Mise au point d'une méthodologie pour l'identification des reptiles-proies et mise en œuvre d'une collection générale de référence en écologie trophique

Un objectif important du projet R-mines a consisté en la mise en œuvre d'une tâche transversale correspondant au développement d'une méthodologie fiable d'identification des proies reptiliennes consommées par les chats et les rats, particulièrement pour le groupe des Scincidae. En effet, une des limitations pour l'évaluation correcte du risque que représentent les espèces invasives correspond aux difficultés à identifier correctement les restes de reptiles présents les items alimentaires (fèces, contenus stomacaux,…) et à les attribuer à un taxon précis parmi la nombreuse herpétofaune néo-calédonienne.

Outre la présence d'éléments osseux, les scinques présentent un corps recouvert d'écailles que l'on retrouve en grande quantité dans les fèces et contenus stomacaux analysés. Les geckos sont dépourvus d'écailles et seuls des éléments osseux, en particulier des mâchoires sont retrouvées et peuvent permettre d'assigner des restes alimentaires à ce groupe de reptiles.).

Nous avons exploité la collection de référence de reptiles néo-calédoniens présents au Muséum de Sydney. Au cours de 2 missions à l'Australian Muséum à Sydney, nous avons pu consulter l'ensemble des taxons décrits de Nouvelle-Calédonie, disponibles en collection (à l'exception de 3 espèces Phoboscincus bourcourti, Lioscincus greeri, Geoscincus haraldmeieri, non présents à Sydney). L'ensemble des taxons disponibles a fait l'objet d'observations fines sous loupe binoculaire afin de détecter des patrons spécifiques sur les écailles des individus et orienter la sélection d'écailles diagnostiques. Rapidement, le crâne et la face dorsale des animaux sont apparus comme étant les régions du corps offrant des éléments diagnostiques, avec 4 régions d'intérêt (nuque, dos, queue et haut des pattes – prêt de l'insertion du corps, en particulier en pour les pattes postérieures). Par contre, l'examen des écailles ventrales n'a pas permis d'isoler de critères distinctifs, du fait d'une grande homogénéité au sein des taxons et entre les espèces. Nous avons également essayé de détecter d'éventuelles différences macroscopiques entre les individus mâles et femelles, mais sans succès.

Lorsqu'il y avait suffisamment de spécimens, nous avons réalisé des prélèvements de tissus dans différentes régions du corps diagnostiquées d'intérêt (nuque, dos, queue et haut des pattes postérieures) pour obtenir des lots d'écailles en place qui ont fait ensuite l'objet de photographies au microscope électronique à balayage (SEM). En fonction du nombre de spécimens disponibles (possibilités de prélever des tissus dans les 2 sexes) et de variations intra-spécifiques fortes, plusieurs spécimens ont fait l'objet de prélèvements.

Au total, 196 prélèvements de tissus représentants un panorama de 39 espèces de scinques ont été réalisés. Chaque tissu prélevé a fait l'objet de 3 clichés SEM, selon 3 niveaux de grossissements afin de mieux appréhender les détails d'ornementations), ce qui nous a permis de construire une banque de données d'images de 588 clichés SEM. Par ailleurs, nous avons pu réaliser des photographies à la loupe binoculaire d'écailles crâniennes pour 46 espèces (soit à l'aide d'un logiciel d'automontage HD à l'Australian Museum, soit par photographies simples des patrons d'écailles crâniennes avec un appareil photo Panasonic Lumix FZ45 apposé sur l'oculaire de la loupe binoculaire), permettant ainsi de réaliser un catalogue d'images crâniennes. Enfin, une collection de références d'écailles montées sur des lames microscopiques a été réalisée pour 49 espèces (en général, nuque, dos, queue et pattes). Cette collection d'écailles (photos SEM, à la loupe binoculaire et les lames montées) a été constituée non seulement avec des prélèvements réalisés dans la collection de référence de l'Australian Museum à Sydney mais également en exploitant la collection de reptiles de l'IMBE-IRD, en cours de constitution. Par ailleurs, les mêmes 46 taxons ont fait l'objet de photos de spécimens entiers(mâles, femelles) avec l'évaluation des patrons digitaux du nombre d'écailles de chaque doigt des pattes avant et arrière, afin de compléter ou valider la détermination obtenue à l'aide de la clé ainsi constituée.

Ainsi, nous avons pu construire une clé de détermination dichotomique des Scincidae basée sur les écailles en croisant les informations des collections d'écailles et catalogues photographiques constitués. Celle-ci repose sur le croisement de critères, tels que la présence, la nature et la disposition de ponctuations, la dimension des écailles, l'existence de crêtes, de fentes, la forme des écailles crâniennes, etc… Un croisement avec la distribution géographique connue des taxons permet de réduire le nombre d'espèces candidates. Enfin, des éléments complémentaires, comme les patrons digitaux, peuvent être également croisés avec les critères précedents pour une meilleure détermination des taxons consommés par les chats et les rats.

Quoi qu'il en soit l'utilisation de cette clé a permis d'obtenir une amélioration considérable des capacités diagnostiques, avec plus de 80% des échantillons déterminés au niveau du genre ou de l'espèce pour les chats et >90 % pour les rats.

L'ensemble de la clé de détermination, des photographies diagnostiques et des critères associés sont présentés comme un document autonome de ce rapport final. Bien que fonctionnel, ce document demeure évolutif et sera encore amélioré et affiné au fur et à mesure de ces utilisations au sein du laboratoire.

Conclusions et Perspectives

Notre étude a permis de mettre en évidence l'impact considérable important que les 3 groupes d'espèces invasives pouvaient avoir sur les communautés de reptiles des massifs miniers, particulièrement lorsque ceux-ci se trouvent déjà confinés dans des milieux forestiers et para-forestiers fragmentés. Les effets des différentes espèces invasives s'ajoutent et se superposent pour créer des situations écologiques difficiles où le maintien à long terme des populations de reptiles est clairement compromise, y compris au niveau des fragments forestiers laissés en place par l'activité minière. Dans ce cadre, ces milieux « réserves », ne jouent probablement pas pleinement leur rôle de maintien de la biodiversité ni n'expriment pleinement leur potentiel écologique, du fait d'effets lisière trop importants se traduisant par des pressions fortes liées aux espèces animales invasives. La lutte contre les espèces invasives et le développement de recherches scientifiques associés, se place alors dans le cadre de mesures de type réduction d'impact ou compensation de l'activité minière.

Un prolongement du projet R-mines serait de développer sous forme expérimentale et à petite échelle des projets de lutte contre l'impact des chats harets, des rongeurs invasifs et dans certains cas des fourmis introduites qui peuvent représenter d'intéressantes opérations expérimentales. Un intérêt majeur de ce type d'opération expérimentale est qu'elles concernent des situations d'invasion où l'éradication définitive des espèces introduites n'est pas envisageable (secteurs d'îles de grande superficie où l'éradication est techniquement impossible du fait de la superficie à traiter et/ou de secteurs adjacents par lesquels se déroulera une recolonisation). Dans ce genre de situations, les gestionnaires de l'environnement et les acteurs de la restauration écologique ne disposent pas, particulièrement en Nouvelle-Calédonie, de bases de connaissances et de cadres méthodologiques suffisamment étayés pour développer « en routine » des opérations de lutte de grande ampleur, efficaces, pertinentes et optimisées du point de vue des effets recherchés sur la biodiversité. Ces approches scientifiques de type « recherche-action », dans lesquelles la recherche scientifique s'appuie sur la réalisation d'actions concrètes de gestion en situations réelles (mais souvent à petite ou moyenne échelle) comme bases expérimentales que l'on évalue et dont on mesure les résultats positifs comme négatifs, offre la possibilité d'obtenir des éléments de connaissance tangibles et robustes permettant d'obtenir des éléments de réponse nouveaux à des questions centrales en matière de lutte contre les espèces invasives.

Nous présentons (document en annexe 7) des éléments méthodologiques et de réflexion destinés à faciliter la mise en place d'opérations expérimentales de gestion d'espèces invasives. Ces opérations expérimentales, parce qu'elles sont réalisées à petite échelle et dans un cadre scientifique en permettant l'évaluation détaillée, constituent une étape intermédiaire nécessaire entre une étude diagnostique (cas du projet R-Mines) et la définition et la mise en œuvre ultérieures d'une stratégie de gestion des espèces invasives à l'échelle d'un site. Les éléments de connaissance qui en découleront viendront combler les lacunes existantes et qui empêchent pour l'instant le passage à des stades opérationnels à grande échelle. Plusieurs questions scientifiques peuvent sous-tendre ce type de recherches et notamment :

(i) lorsque l'éradication est exclue, à quels seuils d'abondance faut-il abaisser les populations d'espèces invasives pour que l'effet recherché sur l'écosystème et la biodiversité soit obtenu où que l'impact écologique des invasives puisse être considéré comme acceptable et soutenable ?

(ii) quels sont les processus écologiques par lesquels les espèces invasives affectent directement ou indirectement les communautés indigènes, et quels sont parmi ces processus ceux qui sont les plus rétablis ou modifiés par un abaissement des densités d'espèces invasives ?

(iii) dans des contextes de multi-envahissement, les espèces invasives cibles contrôlent-elles par prédation d'autres espèces invasives et des effets-cascades délétères (relâche de prédateurs inférieurs ou de compétiteurs) se produisent-ils lorsqu'on abaisse leurs densités

(iv) certaines espèces invasives (par exemple ici les rongeurs polyphages ou les fourmis introduites), ont-elles pris le relai en termes de services écosystémiques (pollinisation, dispersion par ex.) d'espèces indigènes localement éteintes ou raréfiés.

SOMMAIRE

Avant-propos…….. 24

Remerciements……24

1. INTRODUCTION…….. 25

1.1. CONTEXTE GÉNÉRAL DU PROJET…….....25

1.2. CADRE SCIENTIFIQUE…….....……....……25

1.3. OBJECTIFS PRINCIPAUX DU PROJET R-MINES…….....27

1.3.1. Programme scientifique et structuration du projet…….…… 29

1.3.2. Emprise spatiale du projet et sites-ateliers étudiés……29

2. TÂCHE 1 – EVALUATION DE L'IMPACT DES CHATS HARETS SUR LES COMMUNAUTÉS DE REPTILES …….…… 32

2.1. INTRODUCTION……...…32

2.2. MATERIEL & METHODES……....32

2.3. RESULTATS D'ECOLOGIE TROPHIQUE…….33

2.4. DISCUSSION…….. 37

3. TÂCHE 2 – IMPACTS DES RONGEURS INVASIFS SUR LES COMMUNAUTES DE REPTILES …….…… 39

3.1. INTRODUCTION……....39

3.2 MATERIEL et METHODES…… 40
3.2.1. Sites d'étude……40
3.2.2 Méthode de piégeage des rongeurs……....41
3.2.3 Analyse du régime alimentaire des rongeurs introduits……42

3.3. RESULTATS…….... 43
3.3.1. Les populations de rongeurs en milieu minier……..43
3.3.2 La prédation de reptiles par les rats……..44
3.3.3 Caractérisation du régime alimentaire des deux rongeurs……46

3.4. DISCUSSION……..48

4. TÂCHE 3 – FOURMIS INVASIVES ET IMPACTS SUR LES COMMUNAUTÉS DE REPTILES……51

4.1. INTRODUCTION……..……..51

4.2. MATERIEL ET METHODES……..…..51
4.2.1. Sites d'étude …… 54
4.2.2. Présentation des deux espèces de fourmis invasives étudiées…….. 54
4.2.3 Méthodes d'échantillonnage et effort d'échantillonnage réalisé……55

4.2.3.1. Echantillonnage de l'herpétofaune résidente …..…..…….…….. 55
4.2.3.2. Echantillonnage de la communauté de l'entomofaune, y compris myrmécofaune ……..……..……..……..……..56
4.2.3.3. Tri et identification des fourmis et des arthropodes ….…..……57
4.2.3.4. Analyse du régime trophique de *Marmorosphax taom*.…..…… 58
4.2.3.5. Effort d'échantillonnage réalisé.…… 59

4.3. RESULTATS ……..…..……..…... 60
4.3.1.. Caractérisation des communautés de reptiles des 2 régions étudiées…. 61
4.3.2.Caractérisation des communautés de Formicidae des 2 régions étudiées.63
4.3.3. Analyse de la co-occurrence entre *W. auropunctata* et *A. gracilipes* à Tiébaghi……..…..…65
4.3.4. Caractérisation fonctionnelle des myrmécofaunes échantillonnées….…. 67
4.3.5. Caractérisation des communautés d'arthropodes de la litière dans les 2 régions……..…. 68
4.3.5.1 *Comparaison de la composition taxonomique entre les deux régions*…… 68
4.3.5.2 Comparaison de la structure fonctionnelle des communautés d'arthropodes rencontrées dans des 2 régions……..…..…… 69
4.3.6. Evaluation des conséquences sur le maintien à long terme des scinques. Analyse du cas de *Marmorosphax taom,* un scinque myrmécophage (CR) à Tiébaghi……..…..…71

4.4. DISCUSSION DES PRINCIPAUX RÉSULTATS ……73

5. TÂCHE 4 – MISE AU POINT D'UNE MÉTHODOLOGIE POUR L'IDENTIFICATION DES REPTILES-PROIES ET MISE EN ŒUVRE D'UNE COLLECTION GÉNÉRALE DE RÉFÉRENCE EN ÉCOLOGIE TROPHIQUE …….....80

5.1. CONTEXTE…… 80

5.2. METHODOLOGIE…….. 80

6. CONCLUSION …….…82

7. PERSPECTIVES ET OPPORTUNITES…… 82

9. BIBLIOGRAPHIE……...84

LISTE DES ILLUSTRATIONS

Figure 1 : Localisation des 2 zones d'études sélectionnées……29

Figure 2 : a) fèces sur le terrain, b) échantillon géo-référencé, c) fecès au tamisage; d) restes de proies triés ……33

Figure 3 : Carte de localisation des fèces de chats harets récoltées sur les sites du plateau de Goro/Plaine des lacs (A) et du massif de Tiébaghi (B) ……34

Figure 4 : Fréquence d'occurrence par espèces de reptiles dans les fèces de chats harets récoltées dans la région du plateau de Goro. ……36

Figure 5 : Fréquence d'occurrence par espèces de reptiles dans les fèces de chats harets récoltées sur le massif de Tiébaghi. ……40

Figure 6 : Emplacement des transects au sein des formations forestière et para-forestière retenues en Province Sud……...41

Figure 7 : Emplacement des transects au sein des formations forestière et para-forestière retenues en Province Nord……42

Figure 8 : Illustration des tapettes à rats utilisés au cours de l'étude……..42

Figure 9 : a) Prélèvement du tractus digestif; b)Tamisage du contenu du tractus; c) tri des macro-restes pour identification des proies……44

Figure 10 : Evolution du nombre de captures, standardisés pour 100 nuits.pièges, de *R. rattus* et *R. exulans*, au cours des différentes sessions d'échantillonnage dans les deux sites d'études……46

Figure 11 : Fréquences d'occurrence des restes de scinques dans les estomacs et caecum de *R. exulans* et *R. rattus* en fonction du sexe, de la maturité et de l'habitat……..51

Figure 12 : Localisation des parcelles d'étude sur le site minier de Tiébaghi. ……52

Figure 13 : Localisation des parcelles d'étude sur le site minier de Goro……..52

Figure 14 : Plan d'échantillonnage dans chaque parcelle étudiée……..55

Figure 15 : Spécimens de *Marmorosphax taom* capturés sur un piège collant……55

Figure 16 : Illustration d'un piège d'interception (pitfall traps) au sol, en forêt……..…56

Figure 17 : Prélèvement de quadrat de litière et tamisage de la litière en vue de l'extraction des insectes par sacs winklers……..56

Figure 18 : Extraction de l'entomofaune à l'aide des sacs de « Winkler » ……57

Figure 19 : Captures cumulées de reptiles après 72h de piégeage, respectivement sur le site de Tiébaghi et sur celui du plateau de Goro selon les saisons d'échantillonnage……60

Figure 20 : Captures par nuit piège pour les différentes espèces rencontrées à Tiébaghi entre Mai 2013 et Mars 2014……..61

Figure 21 : Abondance moyenne des captures par parcelle (SE et DE) ……...62

Figure 22 : Effectif moyen des différents taxons capturés, par parcelle, après 72h de piégeage……62

Figure 23 : Composition de la communauté de reptile par classe d'âge en milieu SE et DE (intervalle de confiance à 95%.) ……...…62

Figure 24 : Richesse spécifique des autres Formicidae en fonction de l'abondance de *W. auropunctata* par parcelle dans les puits et prélèvements de litières combinés. ……..…65

Figure 25 : Evolution des effectifs capturés par pièges d'interception entre les 2 saisons à Tiébaghi pour a) *W. auropunctata* ; b) *A. gracilipes* ……..…66

Figure 26 : Effectif moyen de *W. auropunctata* retrouvé dans les puits et les prélèvements de litière en milieu SE (parcelles A et H) et en milieu DE (parcelles I, J, D) ……..…66

Figure 27 : Effectifs observés de *W. auropunctata* et *A. gracilipes* sur le site de Tiébaghi en décembre 2013 a) dans les pièges d'interception ;b) dans les quadrats de litière ……..…..67

Figure 28 : Fréquences d'occurrence des groupes fonctionnels de Formicidae à Tiébaghi et au plateau de Goro……..…67

Figure 29 : Fréquences d'occurrence des groupes fonctionnels de Formicidae dans les pièges pitfalls et les prélèvements de litière combinés, selon modalités SE et DE ……..…68

Figure 30 : Comparaison des effectifs moyens d'arthropodes (non Formicidae) capturés par piège d'interception et par prélèvement de litière ……..…69

Figure 31 : Fréquences d'occurrence des groupes fonctionnels d'arthropodes non Formicidae au Nord en zone envahie et au Sud en zone non envahie. ……..…70

Figure 32 : Fréquences d'occurrence des Arthropodes non Formicidae (AA) capturés en milieu simplement envahi (SE) et doublement envahi (DE) pour les pièges d'interception (pitfall) et prélèvement de litière (Winkler). ……..70

Figure 33 : Fréquences d'occurrence des différents arthropodes retrouvés dans les fèces de *M. taom* ……71

Figure 34 : Proportions de Formicidae dans le régime alimentaire de *M. taom* en milieu SE et DE comparées à la proportion observé de fourmis dans le milieu. ……72

Figure 35 : Proportion de *W. auropunctata* et *A. gracilipes* consommées par *M. taom* par rapport aux autres Formicidae et autres arthropodes selon les 2 contextes d'invasion étudiés (SE) vs (DE) ……..72

Figure 36 : Contribution des fourmis invasives au régime alimentaire de *M. taom* par comparaison aux fourmis natives et à leur contribution aux communautés échantillonnées dans les habitats. ……...73

Figure 37 : Proportion de *W. auropunctata* et *A. gracilipes* retrouvées respectivement dans les fèces de *M. taom* en milieu doublement envahi (DE) comparées à leur abondance respective dans les milieux naturels ……..73

Tableau 1 : Fréquences d'apparition d'*items* provenant de reptiles dans les fèces de chats harets analysées, récoltées sur les secteurs d'échantillonnage du plateau de Goro (A) et du massif de Tiébaghi (B). ……..… 35

Tableau 2 : Récapitulatif des captures de rats réalisées lors des campagnes de piégeage sur les sites de Tiebaghi et du Plateau de Goro……43

Tableau 3 : Fréquences d'occurrence des restes de scinques dans les tractus digestifs de rats noirs *(Rattus rattus)* et rats polynésiens *(Rattus exulans)* à Tiébaghi et sur le plateau de Goro…….. 45

Tableau 4 : Fréquences d'occurrence des restes de scinques selon les 2 compartiments du tractus digestif, respectivement estomac et les caecums des rats…… 45

Tableau 5 : Fréquences d'occurrence des restes retrouvés dans les estomacs et caecums des rats prélevés dans les 2 sites d'études. ……..… 47

Tableau 6 : Récapitulatif des groupes fonctionnels retenus chez les Formicidae…….. 58

Tableau 7 : Effort de piégeage vis-à-vis de l'herpétofaune réalisé sur les sites du plateau de Goro et de Tiébaghi……59

Tableau 8 : Comparaison des 2 cortèges herpétologiques de Tiébaghi et du plateau de Goro…….. 61

Tableau 9 : Comparaison des 2 cortèges myrmécologiques de Tiébaghi et du plateau de Goro, niveau d'invasion par W. auropunctata et A. gracilipes. ……..… 63

Tableau 10 : Récapitulatif des espèces de fourmis échantillonnées à Tiébaghi et dans la région du plateau de Goro……..… 64

Tableau 11 : Caractéristiques comparées des communautés de Formicidae en milieu SE et DE……..… 64

ANNEXE 1 - Liste des reptiles connus des habitats du sud de la Grande terre (au sud d'une ligne Yaté-Mont Dore) ……93

ANNEXE 2 : Liste des reptiles recensés des habitats naturels du massif de Tiébaghi…….94

ANNEXE 3 :. Résultats des tests de Chi2 et de Fisher exact entre les individus prédateurs de scinques, leur qualité et le contexte environnemental ……...95

ANNEXE 4 : Fréquences d'occurrence des restes de scinques dans les tubes digestifs de rats noirs (Rattus rattus) et rats polynésiens (Rattus exulans) en fonction du sexe, de la maturité et du type d'habitat ……..…96

ANNEXE 5 : Tableau récapitulatif de présence des groupes fonctionnels d'arthropodes non Formicidae retrouvés dans les prélèvements de litière entre Tiébaghi et le plateau de Goro……..…97

ANNEXE 6 : Tableau récapitulatif de présence des classes fonctionnelles d'arthropodes non Formicidae retrouvés dans les prélèvements de litière selon les 2 modalités d'invasion à Tiébaghi……...…...99

ANNEXE 7 : Note de réflexion pour la mise en place d'une stratégie raisonnée de lutte contre les espèces invasives animales ……...……102
.
ANNEXE 8 : Interview pour le magazine NC Nickel – Avril 2013……...……122

ANNEXE 9 : Séminaire et conférence – Août 2015 ...……..……...……...……...123

AVANT-PROPOS

Ce document correspond à la version finale révisée du rapport du projet « R-Mines » (*Impacts des espèces invasives sur les communautés de reptiles des massifs miniers ; application à la conservation durable d'un patrimoine faunistique exceptionnel et menacé*), financé par le CNRT Nickel et son environnement, dans le cadre de l'appel à projet 2012 Nickel et son environnement – Volet « faune terrestre ».
Ce programme de recherche débuté en janvier 2013 s'est achevé en Août 2014 du point de vue de l'accord de consortium rassemblant les différents partenaires du projet (IMBE-IRD, IAC et *Australian Museum* à Sydney). Bien qu'il s'agisse sur le plan administratif et comptable du rapport final du projet R-Mines, l'exploitation et la valorisation des données acquises ainsi que leur publication dans des revues scientifiques d'audience internationale va se poursuivre pendant plusieurs mois et années.

REMERCIEMENTS

Les équipes impliquées dans le projet adressent leur vive reconnaissance au CNRT pour avoir accepté de soutenir ce projet sur le plan financier, ainsi qu'aux sociétés d'exploitation minières (SLN et Vale Nouvelle-Calédonie) pour avoir permis et facilité l'accès aux sites d'étude.

Un grand merci également aux services « supports » (administration, logistique, technique) de l'IRD, de l'IAC et de *l'Australian Museum* de Sydney pour l'aide apportée dans la mise en œuvre et la réalisation de ce programme.

1. INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE GÉNÉRAL DU PROJET

A l'échelle mondiale, les invasions biologiques sont reconnues comme un facteur avéré majeur de raréfaction ou d'extinction d'espèces, particulièrement au sein des écosystèmes insulaires. L'introduction par l'homme d'espèces prédatrices ou compétitrices en particulier (fourmis, carnivores, rongeurs) a eu des effets dévastateurs sur les faunes en place (e.g. Blackburn *et al*., 2004 ; Ricketts *et al*., 2005 ; Sax et Gaines, 2008).

En Nouvelle-Calédonie, *hotspot* mondial de biodiversité, un isolement et une histoire géologique atypique, ont favorisé l'apparition de faunes et de flores indigènes qui présentent un caractère exceptionnel en termes de richesse et d'endémisme (Grandcolas *et al.* 2008), mais qui souffrent également d'impacts anthropiques particulièrement forts et anciens (Stevenson *et al.* 2001 ; Pascal *et al* ; 2006). En particulier, les effets directs ou indirects des espèces animales invasives comptent parmi les principaux facteurs à l'origine de l'extinction ou de la raréfaction inquiétante des nombreuses espèces animales menacées sans que des investigations d'envergure n'aient encore pu être réalisées pour préciser l'ampleur du phénomène, détailler les processus à l'œuvre ou hiérarchiser les taxons ou les situations les plus à risques (e.g. Beauvais *et al*., 2006). L'évaluation récente du statut de conservation de la faune reptilienne terrestre selon les critères de l'UICN montre que celle-ci, hautement diversifiée et endémique, recèle un nombre extrêmement élevé de taxa menacés d'extinction (les 2/3 des espèces présentes), avec un rôle important attribué à l'effet des espèces invasives (Whitaker & Sadlier, 2011).

Les activités industrielles (ici, en l'occurrence les activités minières), qui se déroulent dans des massifs et des secteurs isolés contribuent, selon différents mécanismes, à la favorisation des espèces invasives et de leur diffusion, et donc à l'intensification de leurs impacts. Les mécanismes associés qui favorisent les espèces invasives correspondent notamment, à la création de voies de circulation (routes, pistes, sentiers), au transport de matériaux, au remaniement et déplacement des sols, à l'augmentation des effets lisières et au développement d'implantations humaines permanentes (e.g., Williamson, 1996).

Le projet de recherche R-mines a pour objectif d'étudier comment les espèces invasives terrestres, dont les activités minières favorisent indirectement et involontairement la présence et la diffusion au sein des massifs exploités, impactent la faune reptilienne, un des éléments les plus patrimoniaux de la biodiversité terrestre néo-calédonienne. L'originalité et le caractère ambitieux de ce projet tiennent en particulier à la prise en compte simultanée et coordonnée de plusieurs groupes d'invasives animales majeures tant sur le plan fonctionnel (prédateurs supérieurs, prédateurs intermédiaires et compétiteurs) que taxonomique (mammifères, fourmis) ou des types d'interaction (directes par prédation ou indirectes par compétition). Le projet est destiné à fournir des éléments tangibles en matière de stratégies de conservation des espèces menacées et de hiérarchisation des priorités de lutte contre les espèces invasives.

1.2. CADRE SCIENTIFIQUE

Les îles océaniques présentent des communautés animales et végétales ainsi que des structures écosystémiques originales qui les rendent intrinsèquement fragiles et hautement sensibles à l'effet des perturbations, notamment celles d'origine anthropique, et sont de ce fait affectées de taux particulièrement élevé d'extinctions récentes d'espèces.

Ainsi, l'analyse détaillée des patrons mondiaux des extinctions « modernes » d'espèces permet de mettre en évidence trois éléments-clés de connaissance : (i) la plupart des extinctions récentes se sont produites sur des îles (et très peu en situation continentale), (ii) les vertébrés terrestres ont été particulièrement affectés par les extinctions comparativement aux autres groupes taxonomiques, et (iii) les impacts des espèces

invasives, notamment via les phénomènes induits de prédation ou de compétition pour les ressources, correspondent à une des causes principales des extinctions constatées depuis 500 ans (Ricketts *et al*., 2005 ; Sax & Gaines, 2008).

Parmi les groupes d'espèces animales invasives ayant eu au cours des derniers siècles les effets les plus délétères sur les faunes indigènes des îles de la Planète, il convient particulièrement de citer, certaines espèces de rongeurs (en particulier les rats du genre *Rattus*), de petits carnivores (en premier lieu le chat sous sa forme haret) ou de fourmis invasives, que les activités et déplacements humains ont largement diffusés à la surface du globe, y compris dans les secteurs géographique les plus isolés.

Ainsi, les rats ont été introduits sur plus de 80% des îles de la Planète et les 3 espèces commensales concernées *Rattus rattus*, *R. norvegicus* et *R. exulan*s sont directement impliquées dans l'extinction globale ou locale de dizaines d'espèces d'oiseaux, de mammifères et de reptiles (Atkinson 1985, Courchamp *et al*., 2003). De même, les chats domestiques *Felis silvestris catus*, largement dispersés sur les îles mondiales depuis leur domestication par l'homme, ont constitué des populations férales sous toutes les latitudes, responsables de la disparition définitive de plusieurs dizaines d'espèces de vertébrés insulaires et directement impliquées dans les menaces qui affectent plus d'une centaine d'autres espèces actuellement considérées comme sévèrement menacées d'extinction globale (Medina *et al*., 2011). Enfin, différentes espèces de fourmis invasives dont certaines présentent un caractère quasi cosmopolite sont connues pour avoir des effets particulièrement délétères sur la biodiversité insulaire (Jourdan 1999, Holway *et al.* 2002, Lebreton *et al.* 2003, Hill *et al.* 2003, Lach et Thomas 2008, Hoffman et Saul 2010, Wittman 2014), y compris sur les espèces vertébrées (reptiles, oiseaux), bien que cette dernière situation ait fait l'objet de trop peu d'études à ce jour (Suarez *et al*. 2000, 2005, Jourdan *et al.* 2001, Suarez et Case 2002, Hansen et Müller 2009).

Les communautés de reptiles terrestres (herpétofaune) représentent incontestablement l'un des plus remarquables éléments patrimoniaux de la biodiversité animale terrestre de Nouvelle-Calédonie, tant du point de vue de la richesse en espèces, de ses originalités biologiques avec des taux d'endémisme exceptionnellement élevés, que des niveaux de menace et de risque d'extinction dramatiquement forts.

Ainsi, l'herpétofaune terrestre de Nouvelle-Calédonie, compte actuellement 108 espèces décrites, dont 63 espèces de Scincidae (scinques), avec 61 endémiques, réparties en 16 genres dont 13 endémiques, 42 espèces de Diplodactylidae et Gekkonidae (geckos), avec 36 endémiques, réparties en 13 genres dont 8 endémiques. On compte également 1 Boidae autochtone (boa du Pacifique) et 2 Typhlopidae (serpents aveugles) dont une espèce endémique et l'autre introduite. Cette faune se caractérise par un taux d'endémisme exceptionnel (90,7%), avec de nombreuses espèces à distribution restreinte (fort micro-endémisme). Par ailleurs, une vingtaine d'espèces supplémentaires sont en cours de description pour les Diplodactylidae (Bauer, comm. pers.).

De ce fait, la Nouvelle-Calédonie représente un véritable *hotspot* à l'échelle mondiale pour les scinques et les geckos, et constitue naturellement une « terre dominée par les reptiles ». En l'absence de mammifères terrestre autochtones (à l'exception de chiroptères) et en présence d'une avifaune terrestre peu originale (une vingtaine de taxons endémiques) (Pascal *et al*., 2006), les reptiles constituent un groupe charismatique et patrimonial, marqueur de la biodiversité des habitats naturels, où ils constituent le groupe dominant de prédateurs supérieurs indigènes dans de nombreux écosystèmes.

Ce compartiment de la faune représente de ce fait un fort enjeu de conservation, tel qu'illustré par la récente évaluation de leur risque d'extinction selon les critères UICN (Whitaker et Sadlier 2011) et les récents travaux complémentaires de description taxonomiques (Bauer *et al.* 2012a,b ; Sadlier *et al.* 2012, 2013, 2014a,b,c,d). Ainsi, 66 espèces sont actuellement considérées comme en danger d'extinction, respectivement 22 en danger critique d'extinction (CR), 25 en danger d'extinction (EN) et 19 vulnérables (VU), soit un pourcentage record (>60 %). Ainsi, de nombreuses espèces ne se rencontrent que dans des zones géographiques très limitées et isolées, en particulier sur les sols issus de roches

ultramafiques, là où se développe l'activité minière. Ainsi, pour les scinques, on compte 33 espèces menacées présentes sur les substrats ultramafiques, dont 27 qui y sont strictement inféodées. Pour les geckos Diplodactylidae, on compte 18 espèces menacées sur les substrats ultramafiques dont 15 qui y sont strictement inféodées (Barré *et al.* 2010, Sadlier, *comm. pers.*).

Ces animaux peuvent être considérés comme marqueurs de la biodiversité, en particulier dans les habitats miniers et ce compartiment de la faune représente donc un fort enjeu patrimonial. L'acquisition de connaissances sur leur biologie et écologie y compris du point de vue des menaces qui pèsent sur leurs populations est un enjeu fort dans une perspective de restauration ou d'un maintien durable de la biodiversité autochtone dans les zones minières.

Du point de vue des menaces qui pèsent sur la faune herpétologique, outre la destruction ou la fragmentation de leurs habitats, la propagation des espèces invasives semble jouer un rôle majeur. En effet, si au niveau des substrats ultramafiques, il existe une réelle barrière trophique pour la propagation d'espèces végétales (carences en éléments nutritifs et concentrations en métaux toxiques), il n'en va pas de même pour les espèces invasives animales qui parviennent à s'implanter et à prospérer au sein même des massifs miniers (Chazeau 1997, Jourdan 1997, Beauvais *et al*. 2006 ; Jourdan et Mille 2006, Barré *et al.* 2010). Cette menace est particulièrement sensible dans le contexte d'exploitation minière, qui induit un renforcement des populations d'espèces invasives (promotion et dispersion), aux conséquences néfastes sur les capacités de maintien durables ou de restauration des populations de reptiles.

En Nouvelle-Calédonie, l'existence d'une faune herpétologique hautement endémique dont l'originalité et la vulnérabilité extrêmes sont reconnues mondialement (e.g. Whitaker et Sadlier, 2011), place le pays devant de lourdes responsabilités internationales en matière de conservation. Paradoxalement, sur ce territoire, malgré l'importance des processus de dégradation écosystémiques liés aux espèces animales invasives, très peu d'études scientifiques ont à ce jour été conduites pour évaluer en détail les menaces que ces dernières faisaient peser sur la biodiversité terrestre et notamment les reptiles (Jourdan, 1999, Jourdan *et al*. 2001, Beauvais *et al*. 2006). L'absence (ou le caractère encore très fragmentaire) de tels éléments de connaissance précis et tangibles rend particulièrement difficile et hasardeuse la mise en place de stratégies opérationnelles et pertinentes de conservation de la biodiversité et surtout la hiérarchisation des situations les plus à risques à traiter en priorité pour empêcher les futures extinctions d'espèces dont les processus de raréfaction sont déjà enclenchés.

1.3. OBJECTIFS PRINCIPAUX DU PROJET R-MINES

Notre projet a pour objectif de participer à combler une importante lacune en matière de connaissance des facteurs de menace de l'exceptionnel patrimoine de biodiversité que constitue la faune des reptiles terrestres de la Nouvelle-Calédonie. Ce programme se veut à la fois novateur et ambitieux. Novateur, car à ce jour, aucune étude de cette ampleur n'a encore été entreprise en Nouvelle-Calédonie pour analyser, quantifier et hiérarchiser, les impacts qu'exercent les espèces animales invasives sur les populations de reptiles. Ambitieux, car cette question essentielle en terme de conservation de la faune indigène menacée est abordée dans ce projet par la prise en compte simultanée de trois groupes d'espèces animales invasives particulièrement « nocives » pour la biodiversité néo-calédonienne : un prédateur supérieur (le chat haret), des prédateurs intermédiaires (rongeurs invasifs), et des espèces prédatrices -compétitrices (fourmis invasives).

Ainsi, notre projet a permis d'étudier l'un des processus par lequel l'activité minière, indirectement et involontairement, est susceptible d'impacter les populations de reptiles patrimoniaux, à savoir la favorisation de la présence et de la propagation de différentes espèces invasives majeures. En effet, l'activité minière offre des conditions favorables à l'expansion d'espèces invasives majeures au travers des flux générés par le transport de

matériaux variés, l'établissement et le maintien de populations humaines dans les zones minières, l'ouverture de pistes, l'augmentation des effets de lisière du fait de la fragmentation des milieux, etc… Ce processus d'invasion accélérée intervient en synergie avec les effets résultant de la destruction et de la fragmentation des milieux par l'activité minière.

Cependant, l'objet de notre étude n'est pas de faire la part entre les effets de la destruction ou de l'altération des milieux et celui des espèces invasives dans les impacts subis par les populations de reptiles résidentes. Il s'agit donc avant tout de préciser la nature, l'importance et les effets d'un processus (impacts directs et indirects par les invasives) qui n'a à ce jour fait l'objet que de très peu d'investigations et pour lequel les niveaux de connaissance sont faibles. L'obtention de ces données nouvelles est pourtant essentielle pour déterminer si les habitats forestiers ou para-forestiers relictuels sur mines offrent des conditions de vie favorables aux populations de reptiles, ou si la pression exercée par les invasives est trop forte pour espérer un maintien durable des populations de reptiles et des processus écologiques associés.

Notre projet apporte des données et des connaissances de type **fonctionnel** sur les processus écologiques impliqués dans les impacts anthropiques liés directement ou indirectement aux activités minières. Notre projet n'est en rien redondant avec les programmes d'inventaire des communautés de reptiles qui sont déjà mis en œuvre sur les concessions minières. Il est au contraire complémentaire de ceux-ci et permet d'aborder deux questions fonctionnelles cruciales en termes de gestion et de conservation de la biodiversité sur mines :

(i) A quelles pressions d'origine anthropique (invasives), les populations de reptiles sont-elles soumises lorsqu'elles sont présentes dans des habitats sujets à une forte fragmentation et dans lesquels il existe une pression d'invasives accrue indirectement et involontairement par les activités minières ? ;

(ii) Parmi la gamme d'espèces invasives présentes, lesquelles exercent les impacts les plus délétères, et sur quelles catégories d'espèces, dans quel type d'habitat et selon quels mécanismes d'interaction ?

Ce projet nous a permis plus spécifiquement d'analyser et de quantifier comment différentes espèces invasives majeures, que l'on sait largement favorisées directement et indirectement par les activités de type minier, impactent les communautés remarquables de reptiles terrestres de Nouvelle-Calédonie. Par une meilleure connaissance des espèces impactées, des processus d'impact et de la quantification de la prédation associée, ce projet apporte également les premiers éléments pour une hiérarchisation étayée des priorités d'action et des recommandations de gestion. Ainsi, les données scientifiques obtenues pourront être le socle de connaissance à même d'optimiser les stratégies futures de conservation de la biodiversité sur sites miniers, en particulier pour la mise en œuvre de stratégies de lutte contre les invasives, en ciblant prioritairement les processus d'interactions les plus délétères et donc les espèces les plus « nuisibles ». La connaissance et la quantification des impacts des différentes catégories d'invasives constituent des données précieuses dans la perspective de l'évaluation de l'efficacité et des effets de futures campagnes de lutte qui pourraient être mises en œuvre.

Le projet repose également sur la mise en place et le perfectionnement d'un outil essentiel à l'analyse : une collection de référence des macro- et micro-restes diagnostiques de reptiles, permettant l'identification précise des proies consommées avec un effort tout particulier en faveur de l'identification jusqu'au rang de l'espèce prédatée. Le développement de cet outil diagnostique a notamment exploité l'important volume de spécimens de reptiles présent dans la collection de la section herpétologique de l'Australian Museum de Sydney, qui étudie et inventorie depuis plusieurs décennies la faune reptilienne de Nouvelle-Calédonie, en partie déjà en lien étroit avec l'IRD de Nouméa (Hervé Jourdan). A l'issue du projet, un outil commun d'investigation, partagé entre les différents partenaires et potentiellement ouvert à d'autres organismes qui seraient intéressés, a été développé. Un outil commun performant et original (collection de référence détaillée d'écailles) associé à

une clé dichotomique a également été développé, afin d'optimiser la détection et l'identification des espèces de reptiles directement impactées par les espèces invasives

1.3.1. Programme scientifique et structuration du projet

Le programme scientifique concerne donc 3 groupes d'espèces invasives majeures, connues pour leurs impacts délétères sur la biodiversité terrestre et les communautés de reptiles en particulier, à savoir les chats harets (prédateurs supérieurs), les rongeurs invasifs et particulièrement les rats du genre *Rattus* (prédateurs intermédiaires, voire compétiteurs alimentaires) et différentes espèces de fourmis invasives (compétiteurs alimentaires, voire prédateurs).

Par logique scientifique, mais également par soucis d'efficacité et de faisabilité, le projet a été divisé en 6 tâches interconnectées et complémentaires, dont 4 tâches scientifiques dont les résultats sont exprimés dans ce document. Trois de ces tâches (T1, T2 et T 3) concernent chacune l'évaluation des impacts d'un groupe d'espèces animales invasives (T1 : Chats harets ; T2 : Rongeurs invasifs ; T3 : fourmis invasives), la tâche T4, concerne le développement d'une collection de référence de macro- et micro-restes de proies permettant leur identification, avec un effort tout particulier dédié à une collection de fragments (écailles notamment) de l'ensemble des différentes espèces de reptiles scincidés présentes dans les zones d'étude et plus largement en Nouvelle-Calédonie, avec développement d'une clé d'identification basée sur les écailles. En outre, une tâche (T5) a été spécifiquement consacrée à la synthèse des différents résultats qui ont été obtenus et leur transfert « appliqué » en matière de recommandations de gestion et de conservation durable de la biodiversité et notamment des reptiles, face à la menace que représentent les espèces invasives. Dans le cadre de la tâche T5 et en accord avec le CNRT, un document d'aide à la réflexion a été initié et est présenté en annexe 2 du présent rapport. Enfin, pour assurer un maximum de cohérence dans le projet, une tâche (T6) a regroupé l'ensemble des actions de communications internes et externes durant les 18 mois du projet. A chaque tâche a été associé un membre de l'équipe responsable du bon déroulement de la tâche en termes de respect des objectifs et des calendriers et de supervision scientifique.

1.3.2. Emprise spatiale du projet et sites-ateliers qui ont fait l'objet d'un échantillonnage

Pour réaliser notre étude, nous avons sélectionné deux sites contrastés, repectivement situés en Province Sud, dans la région du plateau de Goro, situé en périphérie de la plaine des lacs dans le grand massif péridotitique du Sud de la Grande Terre, et l'autre en Province Nord, avec le massif minier de Tiébaghi (Figure 1). Ces sites ont également été choisis en raison de leur proximité deux exploitations minières (respectivement par Vale et par la SLN).

Par ailleurs, ces deux régions offrent une diversité d'habitats et de formations végétales caractéristiques des milieux naturels rencontrés sur substrats miniers avec des formations végétales de basse et moyenne altitude (jusqu'à 400-500m d'altitude). Ces 2 régions ont fait l'objet de caractérisations botaniques précises (Dagostini *et al.* 1997, Jaffré *et al.* 2003, 2004 ; Munzinger *et al.* 2008). Du point de vue de l'herpétofaune, ces 2 régions ont fait l'objet d'études approfondies, qui ont permis de dresser un inventaire de l'herpetofaune résidente (Whitaker 2009, Sadlier et Jourdan 2010, 2011, Sadlier et Swan, 2008, 2009a,b, 2010 a,b, ; Sadlier *et al.* 2011a,b,c). Ainsi, on estime que ces 2 régions abritent des communautés de reptiles intéressantes et originales, avec dans la grand sud, 30 espèces (16 scinques (15 endémiques) et 14 geckos (11 endémiques)) identifiés (voir Annexe1), et pour la région du dôme de Tiébaghi, 23 espèces (dont 14 espèces de scinques (dont 13 endémiques) et 9 espèces de geckos (dont 6 endémiques)) (voir Annexe 2). Par ailleurs, chacune de ces régions compte respectivement 7 et 8 espèces menacées d'extinction (Vu, En ou CR) (Annexes 1 &2). Par ailleurs, ces 2 régions présente des populations établies de chats harets, de *R. exulans* et *R. rattus* (mais jamais quantifiées) ainsi que la présence de populations de fourmis invasives majeures (Chazeau et Jourdan 2004 ; 2006 ; Whitaker 2009).

Figure 1 : Localisation des 2 zones d'études sélectionnées

Ainsi, pour chaque région étudiée, nous rencontrons une gamme d'habitats contrastés et répliqués qui nous permettent d'explorer les communautés de reptiles associées et les conséquences des espèces invasives dans une maille géographique *ad hoc*, compte tenu des spécificités écologiques des trois groupes d'invasives considérées (voir respectivement tâches 1, 2 &3). Dans chacune des deux régions, nous avons sélectionné des sites-ateliers représentatifs des formations de plus grande valeur d'un point de vue biodiversité sur sols issus de roches ultramafiques, à savoir des emprises géographiques centrées sur des formations forestières et des formations pré/para-forestières.

Dans la région Sud, la formation forestière se caractérise par une voûte dominée à 50 % par le chêne gomme (*Arillastrum gummiferum*). Les espèces végétales rencontrées dans ce type de forêt sont à plus de 90% endémiques. La strate inférieure avec un taux de recouvrement de 70%, se situe entre 10 et 15 m de haut et rassemble plusieurs espèces de famille variées (*Cunoniaceae, Icacinaceae, Sapotaceae, Elaeocarpaceae, Mimosaceae*…). Les strates les plus basses rassemblent de jeunes individus d'espèces arborescentes (*Diospyros spp, Cassine cunninghamii, Cleidion vieillardii, Casearia silvana, Lethedon calophylla, Guettarda eximinia, Garcinia spp, eugenia crucigera, Zygogynum spp., Ficus spp*) et plusieurs espèces de palmiers et de pandanus (Jaffré *et al.*, 2004).

Au sein de la formation para-forestière, la strate arborescente est dominée par *Gymnostoma deplancheanum* et *Tristaniopsis spp*, qui culminent entre 6 et 10 m. On y trouve également des espèces appartenant aux genres *Neoguillauminia (Euphorbiaceae), Syzygium et Eugenia (Myrtaceae), Beccariella, Planchonella et Pouteria (Sapotaceae) ou Diospyros (Ebenaceae).* Le cortège floristique de la strate arbustive est composé d'espèces communes comme : *Codia montana, Pancheria vieillardii (Cunoniacae), Styphelia spp (Ericeae), Longetia buxoides (Euphorbiaceae), Tristianopsis guillainii, Uromyrthus emarginatus (Myrtaceae), Stenocarpus comptonii (Proteaceae).*La strate herbacée est constituée principalement de deux Cyperaceae (*Costularia arundicea et Gahnia cf.sieberana) et de fougères (Stromatopteris moniliformis, Schizaea dichotoma, S. laevigata*) (Jaffré *et al.*, 2003).

Sur le massif minier de Tiébaghi, la formation para-forestière du Creek à Paul se développe sur du sol hyper magnésien et se caractérise par une strate arbustive de 2-3 m de hauteur, relativement dense et composée essentiellement d'espèces endémiques comme *Xanthostemon laurinus,Grevillea meisneri, Hunga gerontogea, Baloghia drimiflora,*

Planchonella koumaciense, Cloezia artensis pour les plus dominantes. Cette strate est surcimée par quelques espèces arborescente, toutes endémiques, ne dépassant pas 10 m de hauteur. Parmi ces espèces on peut citer *Gymnostomachamaecyparis, Maxwellia lepidota, Garcinia spp., Syzygium longifolium, Cerberiopsis obtusifolia, Terminalia sp., Homalium decurens* (Dagostini *et al.* 1997).

La formation forestière de thalweg est composée d'arbres de gros diamètres atteignant 20-25m et appartenant au cortège forestier (*Canarium trifoliatum, Osmanthus cymosus, Syzygium macranthum, S. frutescens, Calophyllum caledonicum, Ilex sebertii, Serianthes calycina*). On y retrouve également la sapotacée *Pycnandra acuminata* (espèce forestière accumulatrice de Nickel. Le sous-bois est constitué d'individus de taille variée (plantules à arbuste) appartenant aux différentes essences forestières associées à d'autres espèces arbustive comme *Hibbertia sp., Baloghia sp., Phyllanthus spp*. et quelques fougères (*Cyathea spp*).

Notre projet repose donc sur l'évaluation conjointe et coordonnée de l'impact des trois groupes d'invasives sur les populations de reptiles. L'ensemble des différents protocoles d'échantillonnage ont été élaborés et mis en place de façon concertée et selon une cohérence scientifique pour permettre la comparaison des résultats obtenus, malgré des échelles spatiales de travail nécessairement différentes.

Compte tenu des spécificités écologiques et comportementales de chacun des trois groupes d'espèces envahissantes considérés (chats, rats, fourmis), les sites-atelier choisis permettent d'envisager l'évaluation des interférences et des capacités de maintien des communautés de reptiles à des échelles spatiales différentes, et selon des conditions d'habitats structurellement différentes. Un réseau de pistes permet l'accès à ces formations et a permis la mise en place de transects échantillons à une échelle géographique compatible avec l'étude des populations de chats ou de rats. Pour ce qui concerne les rongeurs introduits et les fourmis invasives, une sélection au sein de ces sites à une échelle géographique plus restreinte a été envisagée afin de pouvoir conduire une analyse des interférences avec les reptiles notamment dans le contexte de succession d'habitats ou de transition d'habitats. La sélection définitive des sites ateliers et points ou transects d'échantillonnage des différents volets de l'étude a été effectuée à l'issue d'une tournée collégiale sur le terrain à l'occasion du lancement du projet. Le détail des méthodologies d'échantillonnage sont fournis dans les descriptifs des différentes tâches ci-après.

Les méthodologies d'investigation qui ont été développées pour répondre aux objectifs du projet sont explicitées en détail pour chacun des groupes d'espèces envahissantes ciblées dans les sections correspondantes du document (Tâche1 pour les chats harets, Tâche 2 pour le srongeurs introduits et Tâche 3 pour les fourmis envahissantes). Elles reposent en grande partie sur des approches de type écologie trophique, particulièrement adaptées pour analyser ce type d'interactions et d'impacts entre espèces invasives et indigènes.

2. Tâche 1 – Evaluation de l'impact des chats harets sur les communautés de reptiles

Coordination : Léo Debar & Eric Vidal
IMBE-IRD

2.1 INTRODUCTION

Le chat *Felis silvestris catus* constitue l'une des espèces les plus largement dispersées par l'homme à la surface du globe, en particulier sur de très nombreuses îles distribuées dans la plupart des océans de la Planète et dans des contextes biogéographiques et bioclimatiques très variés (Medina *et al.* 2011). Malgré l'ancienneté de sa domestication, cette espèce a conservé une forte capacité à « revenir à l'état sauvage » en établissant des populations férales capable de vivre indépendamment de l'homme, notamment sur le plan trophique ; on parle alors de chats « harets » ou « marrons » (e.g. Turner et Bateson, 2000).

La réussite des chats comme espèce invasive en situation insulaire semble avoir été largement facilitée par un ensemble de caractéristiques favorables, notamment la capacité de l'espèce à survivre sans source d'eau douce, une fécondité élevée ainsi qu'une forte plasticité comportementale et alimentaire (Courchamp *et al*., 2003) Les chats sont considérés comme des prédateurs généralistes, c'est-à-dire s'alimentant sur une large gamme de proies et opportunistes, consommant en priorité les proies les plus abondantes et les plus accessibles De ce fait, les chats harets sont impliqués dans de nombreuses extinctions locales ou globales d'espèces insulaires parmi lesquelles beaucoup de taxons endémiques et exercent plus généralement un impact fort sur une gamme variée de proies, qu'il s'agisse d'oiseaux, de mammifères, de reptiles, mais également de macro-insectes. Une synthèse récente (Medina *et al.*, 2011) a permis de mettre en évidence à l'échelle de la Planète que les chats harets étaient directement impliqués dans les menaces qui pèsent sur au moins 174 taxons considérés comme en voie d'extinction par l'UICN, et distribués sur 128 îles différentes. Une seconde synthèse bibliographique (Bonnaud *et al.*, 2011) a également permis de pointer du doigt l'absence totale à ce jour d'études publiées sur l'écologie alimentaire du chat haret où son impact sur la biodiversité en Nouvelle-Calédonie, alors que des données éparses ainsi que les observations de terrain, attestent sans ambiguïté de la réalité de ce problème sur le territoire.

En effet, les chats sont présents en Nouvelle-Calédonie depuis les années 1860 (Pascal *et al.* 2006). Les travaux réalisées par notre équipe depuis février 2011 sur une douzaine de sites d'étude variés et contrastés en Nouvelle-Calédonie ont permis de mettre en évidence (i) l'abondance des populations de chats harets dans l'ensemble des milieux échantillonnés (maquis, savanes ou forêts, basse et haute altitudes,...) y compris au niveau de secteurs isolés et éloignés d'implantations humaines permanentes, (ii) des patrons alimentaires relativement originaux (présence de nombreux invertébrés par ex.) et particulièrement flexibles dans le temps et dans l'espace, (iii) une pression très importante sur les populations de reptiles avec la prédation forte exercée sur une large gamme d'espèces, y compris d'espèces menacées d'extinction, (iv) une consommation ponctuelles d'oiseaux mais également de méga-chiroptères (roussettes : *Pteropus tonganus* et *P. ornatus*).

2.2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le chat haret est une espèce discrète et méfiante qui passe souvent relativement inaperçue, même dans le cas de populations pérennes et présentant des densités élevées. Les méthodes indirectes d'étude, via l'écologie trophique de l'espèce et l'analyse des fèces récoltées sur le terrain que nous proposons ici, fournissent des alternatives intéressantes à

l'observation directe, permettant de mieux connaître la distribution et les abondances relatives de ce prédateur invasif, sa répartition dans les différents milieux, ses interactions avec les différents compartiments de l'écosystème et son impact sur les espèces indigènes menacées (reptiles principalement) mais également les autres invasives (rongeurs en particulier) avec lesquelles le chat est généralement en interaction forte (e.g. Bonnaud e*t al*. 2010).

La méthodologie d'investigation repose sur l'étude de l'écologie alimentaire de l'espèce (récolte de fèces sur le terrain puis analyse du contenu en laboratoire). La récolte de fèces est réalisée sur des itinéraires-échantillons dans différents milieux et secteurs géographiques des deux sites sélectionnés et à différentes périodes contrastées de l'année. Les itinéraires échantillons sélectionnés sont constitués de pistes et sentiers, régulièrement empruntés par les chats pour leurs déplacements, et où la détection des fèces est nettement facilitée comparativement au sous-bois (**Fig. 2a**). Ils sont fixes et géo-référencés sous SIG. L'abondance des traces de présence fournit un indice indirect de la présence et de l'abondance des prédateurs. Les fèces de chats récoltées sur les itinéraires échantillons sont géo-référencées par GPS (**Fig. 2b**) lors de leur collecte puis conservées au congélateur avant d'être analysées au laboratoire.

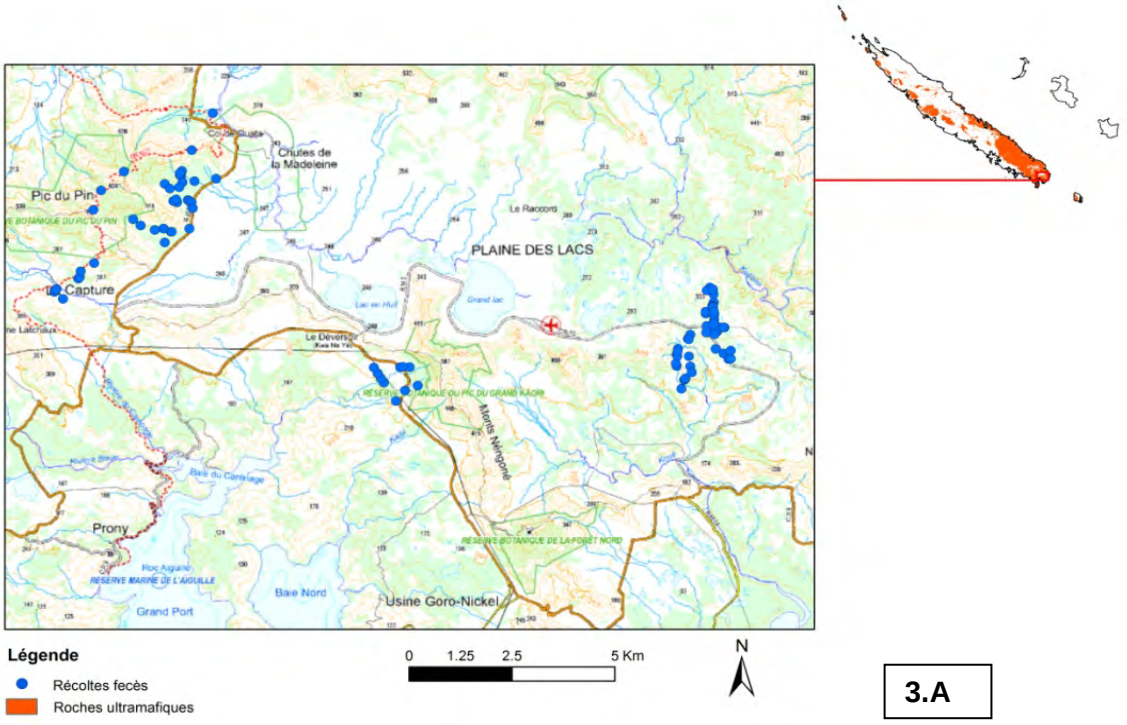
Figure 2 : a) fèces sur le terrain, b) échantillon géo-référencé, c) fèces au tamisage; d) restes de proies triés

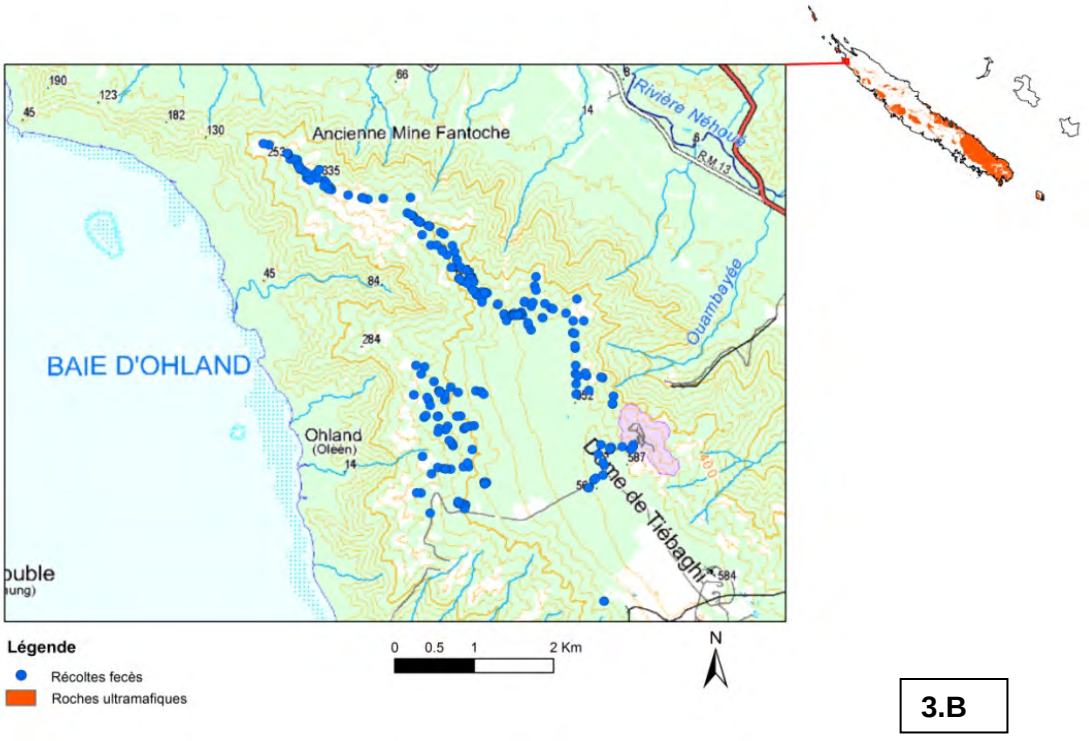
L'analyse non-invasive du régime alimentaire de petits carnivores, tel que le chat haret, consiste à déliter individuellement les fèces sous un courant d'eau pour en extraire via un tamis à mailles fines **(Fig. 2c**), l'ensemble des macro- restes non-digérés susceptibles de permettre une identification des proies consommées (**Fig. 2d**) en particulier, os, plumes, ongles, poils, dents, becs, griffes, écailles de reptiles, fragments de cuticule d'arthropodes, tarses d'insectes, etc... afin de permettre l'identification des espèces consommées par les chats (Bonnaud *et al*., 2007). L'analyse unitaire détaillée de chaque fèces, répétée sur un nombre important d'échantillons permet (1) la précision du statut des populations de chats présentes sur la zone d'étude (haret, errants ou domestiques) et leurs variation d'abondance d'un point de vue temporel et spatial, (2) la connaissance du régime alimentaire global des populations de chats sur le site d'étude, ainsi que leurs variations au cours du cycle annuel, ainsi qu'en fonction des secteurs géographiques ou des habitats considérés, (3) la quantification, moyennant un dispositif de calcul, du prélèvement (nombre d'individus) exercé par un chat « théorique ou moyen » sur les espèces cibles particulièrement visées par l'étude (reptiles). Il est important de noter que la méthodologie décrite ci-dessus ne permet pas de déterminer la taille de la population de chats (nombre d'individus) présents sur le site d'étude et nous appliquerons donc classiquement à la surface des sites, la gamme de densités possibles de chats harets telles qu'indiquées selon différents scénarios plausibles (e.g. Bonnaud *et al*. 2010). Dans le cas précis du projet R-Mines, l'effort d'identification des items consommés s'est porté principalement sur le groupe-cible des reptiles, à partir de l'identification des écailles et fragments disponibles dans les fèces. L'identification des écailles s'appuie sur le développement d'un nouvel outil diagnostique spécifiquement développé (voir Tâche 4).

Les deux régions sélectionnées (massif de Tiébaghi en province Nord et Plateau de Goro en province Sud) ont été échantillonnés selon des itinéraires-échantillons de collecte de fèces, régulièrement parcourus par l'équipe (visite trimestrielle pendant 1 an, soit 4 campagnes de récolte).

2.3 RÉSULTATS D'ÉCOLOGIE TROPHIQUE

Sur le site de Goro, 78 fèces de chats harets ont été récoltées et analysées (3 secteurs : Pic du Pin / Pic du grand kaori / Pépinière-forêts Jaffré (**Fig. 3A**)) et sur le site de Tiébaghi, 228 fèces de chats ont été collectées et analysées (4 secteurs échantillonnés : cascade/UTM/Village/Conservatoire (**Fig. 3B**)).





<u>Figure 3</u> *: Carte de localisation des fèces de chats harets récoltées sur les sites du plateau de Goro/Plaine des lacs (A) et du massif de Tiébaghi (B)***.**

Dans chacune des deux régions prospectées, nous avons retrouvé des éléments de proies reptiliennes. De nombreuses espèces, diurnes ou nocturnes, de petite ou de grande, apparaissent la proie régulière des populations de chats harets (Tableaux 1A, B).

Au total, 42 évènements de prédation ont été détectés dans les fèces collectées dans la région du plateau de Goro et 67 évènements de prédation détectés pour les fèces récoltées à Tiébaghi, soit une fréquence d'occurrence de proies reptiliennes respectivement de 38.96% au niveau du plateau de Goro et de 23.45% au niveau du massif de Tiébaghi.

Tableau 1 : Fréquences d'apparition (%) d'*items* provenant de reptiles dans les fèces de chats harets analysées, récoltées sur les secteurs d'échantillonnage du plateau de Goro (A) et du massif de Tiébaghi (B).

A

	reptile	Scinque	Sci.sp.	Tro.var	Lio.til	Mar.tri.	Cal.sp.	Sig.dep	Gecko	Bav.sp	Rha.sp.
Pic du Pin	50,00	47,37	0,00	44,74	2,63	2,63	5,26	2,63	2,63	2,63	0,00
Pep + Jaffré	28,95	28,95	7,89	18,42	0,00	5,26	2,63	0,00	7,89	5,26	2,63
Goro	38,96	37,66	3,90	31,17	1,30	3,90	3,90	1,30	5,19	3,90	1,30

B

	Reptile	Rep.sp,	Scinque	Sci.sp.	Cal.spp.	Kan.viv.	Mar.tao	Lio.nig	Lio.nov	Tro.bor	Pho.gar	Gecko	Rha.aur.
cascade	24,05	1,27	22,78	2,53	8,86	6,33	0,00	5,06	1,27	1,27	0,00	0,00	0,00
conservatoire	21,21	1,01	21,21	3,03	10,10	4,04	1,01	4,04	0,00	0,00	1,01	1,01	1,01
UTM	23,08	0,00	23,08	0,00	15,38	0,00	7,69	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
village	28,57	0,00	28,57	2,86	5,71	8,57	8,57	8,57	5,71	2,86	2,86	0,00	0,00
TB	23,45	0,88	23,01	2,65	9,29	5,31	2,21	4,87	1,33	0,88	0,88	0,44	0,44

Tro.var : *Tropidoscincus variabilis* / Lio.til : *Lioscincus tillieri* / Mar.tri : *Marmorosphax tricolor* / Cal. sp Caledoniscincus indéterminé / Sig.dep : *Sigaloseps deplanchei* / Bav.sp : Bavayia indéterminé / Rha sp. : *Rhacodactylus* indéterminé / Sci. sp. : Scincidae indéterminé. Cal.spp : *Caledoniscincus* non déterminés / Kan.viv. *Kanakysaurus viviparus* / Mar.tao : *Marmorosphax taom* / Lio.nig *Lioscincus nigrofasciolatum* / Lio.nov : *Lioscincus novaecaledoniae* / Tro.bor : *Tropidoscincus boreus* / Pho.gar : *Phoboscincus garnieri* / Rha.aur : *Rhacodactylus auriculatus*

La mise en œuvre de l'outil spécifique de détermination des reptiles sur la base de la structure des écailles (Tâche 4) a rendu possible l'identification jusqu'au niveau de l'espèce de la majorité des individus consommés, ce qui n'était pas le cas avant la mise au point de cet outil nouveau

Dans les 2 régions, ce sont principalement des scinques qui sont prédatés. La prédation à l'encontre des geckos apparaît beaucoup moins fréquente, voire rare. Tous les reptiles consommés sont endémiques à la Nouvelle-Calédonie.

Plus précisément, dans la région du plateau de Goro, au moins 5 espèces de scinques (appartenant à 5 genres différents) sont prédatées ainsi qu'au moins 2 espèces de geckos Diplodactylidae (appartenant à 2 genres différents) (**Tableau 1A; Fig. 4**). Pour les restes de proies appartenant au genre *Caledoniscincus*, il ne nous pas été possible de réaliser une identification spécifique. A minima, nous considérons qu'il y a au moins une espèce représentée. Nous rappelons que dans le sud de la grande terre, 5 espèces de *Caledoniscincus* peuvent être rencontrées (voir le tableau récapitulatif présenté à l'annexe 1). Pour les geckos, au moins 2 genres sont représentés : Bavayia sp. et Rhacodactylus sp. (**Fig. 4**)

Dans la région du dôme de Tiébaghi, au moins 7 espèces de scinques (appartenant à 6 genres) et une espèce de gecko Diplodactylidae (**Tableau 1B, Fig. 5**) sont régulièrement consommées par les chats harets. Comme pour la région du plateau de Goro, il ne nous a pas été possible de réaliser une identification spécifique pour les restes de proies appartenant au genre *Caledoniscincus*. Nous rappelons qu'à Tiébaghi, 7 espèces de *Caledoniscincus* peuvent être rencontrées (voir le tableau récapitulatif présenté à l'annexe 2). En ce qui concerne les geckos, les évènements de prédation apparaissent rares, avec 1 seul évènement recensé avec *Rhacodactylus auriculatus* (**Fig. 5**). L'identification à l'espèce a été possible car il n'y a qu'une seule espèce de Rhacodactylus présent à Tiébaghi, et les éléments osseux retrouvés (mâchoire) ont clairement pu être attribué à un *Rhacodactylus sp.*

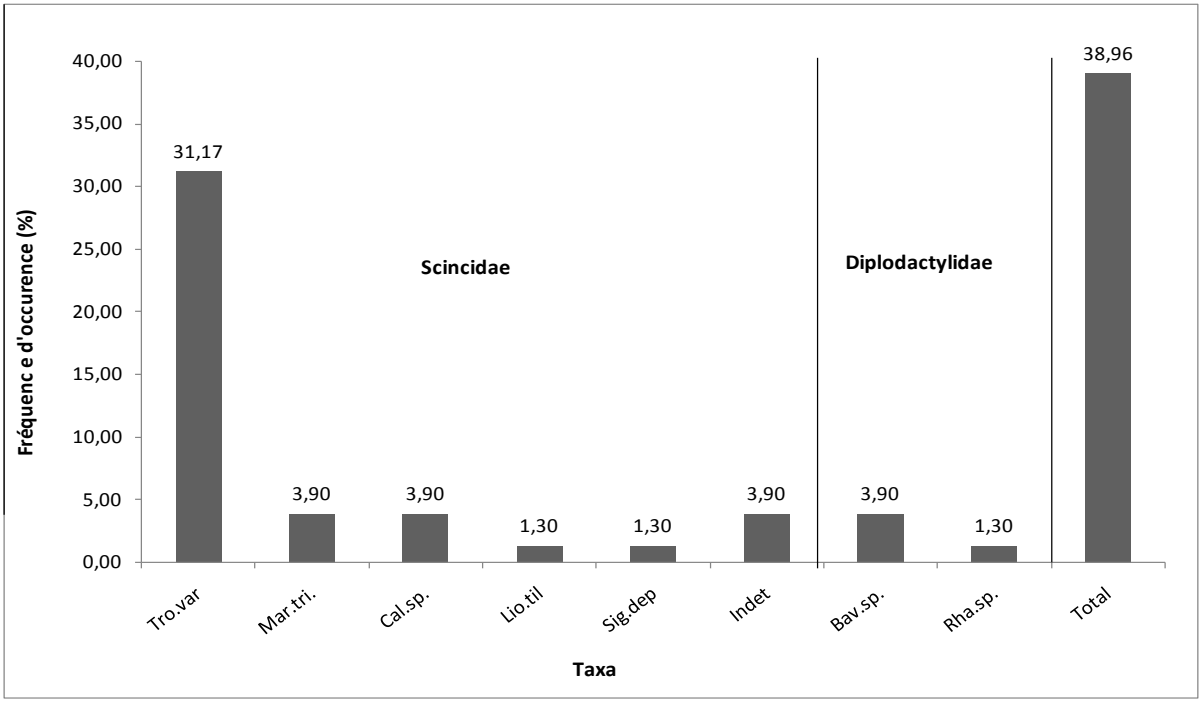


Figure 4 : *Fréquence d'occurrence par espèces de reptiles dans les fèces de chats harets récoltées dans la région du plateau de Goro.* Tro.var : *Tropidoscincus variabilis* / Lio.til : *Lioscincus tillieri* / Mar.tri : *Marmorosphax tricolor* / Cal. sp Caledoniscincus indéterminé / Sig.dep : *Sigaloseps deplanchei* / Bav.sp : Bavayia indéterminé / Rha sp. : *Rhacodactylus* indéterminé / Indet. : Scincidae indéterminé.

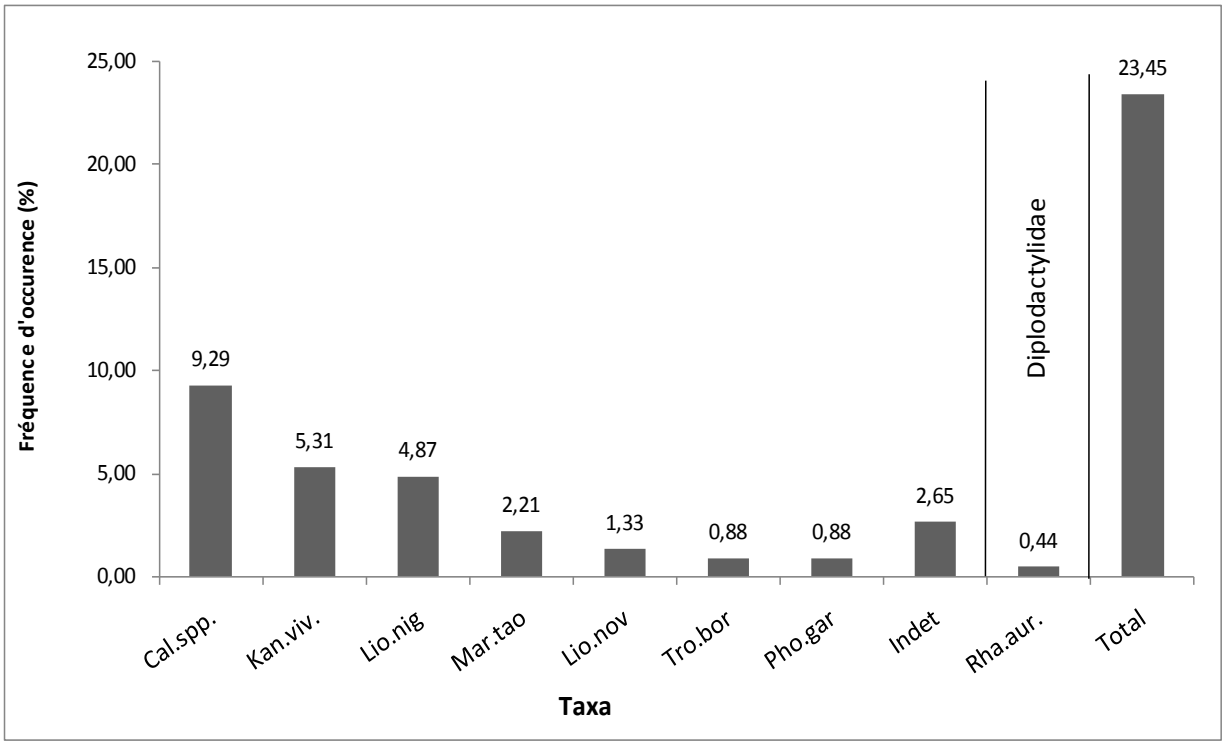


Figure 5 *:* Fréquence d'occurrence par espèces de reptiles dans les fèces de chats harets récoltés sur le massif de Tiébaghi. Cal.spp : *Caledoniscincus* indéterminé / Kan.viv. *Kanakysaurus viviparus* / Mar.tao : *Marmorosphax taom* / Lio.nig *Lioscincus nigrofasciolatum* / Lio.nov : *Lioscincus novaecaledoniae* / Tro.bor : *Tropidoscincus boreus* / Pho.gar : *Phoboscincus garnieri* / Rha.aur : *Rhacodactylus auriculatus /* Indet. : Scincidae indéterminé.

2.4 DISCUSSION

Les investigations nouvelles qui ont été conduites à Tiébaghi et sur le plateau de Goro intensifient l'échantillonnage disponible et permettent d'avoir une meilleure compréhension et quantification de l'impact exercé par les chats harets sur les communautés de reptiles en milieu minier. Les fréquences d'occurrence de restes de reptiles dans les fèces de chats se sont donc avérées élevées sur les deux secteurs échantillonnés, avec une fréquence d'occurrence de 38.96% au niveau du plateau de Goro et de 23.45% au niveau du massif de Tiébaghi.

Sur les 2 sites, une gamme variée de reptiles est consommée, principalement des Scincidae et plus rarement des geckos Diplodactylidae. Ainsi, au moins 14 espèces différentes de scinques ont été observées dans les fèces. Toutes les espèces consommées sont endémiques et certaines sont des espèces sensibles, déjà menacées d'extinction (par la destruction d'habitats, leur distribution géographique réduite, les conséquences d'autres espèces invasives). Ainsi, au moins 7 espèces de scinques parmi les 14 espèces recensées à Tiébaghi sont régulièrement consommées par les chats harets, alors que dans la région du plateau de Goro, ce sont au moins 5 espèces de scinques parmi les 16 recensées qui sont consommées. L'incertitude provient d'un défaut de diagnostique spécifique pour le genre Caledoniscincus. Pour les geckos, au moins 3 espèces ont été prédatées, mais chacune avec une fréquence d'occurrence très faibles (respectivement 5% pour le plateau de Goro et < 0,5% pour Tiébaghi).

Parmi les taxa prédatés, certains sont rares et/ou très localisés, avec donc de forts enjeux de conservation associés. C'est le cas sur le site de Tiébaghi, pour *Marmorosphax taom*, espèce actuellement classée en danger critique d'extinction (catégorie CR) par l'UICN (Whitaker et Sadlier 2011), mais également pour l'espèce *Kanakysaurus viviparus*, une autre espèce en danger d'extinction (EN) selon l'UICN (Whitaker et Sadlier 2011). Ces 2 espèces sont rencontrées régulièrement dans les fèces (respectivement une fréquence d'occurrence de 2,21% et 5,31%). Par ailleurs, nous avons pu identifier des évènements de prédation vis à vis de Caledoniscincus sans pouvoir déterminer l'espèce. Pour le genre Caledoniscincus, deux espèces présentes à Tiébaghi sont également classées à risque d'extinction : *C. auratus,* classée espèce en danger d'extinction (EN) selon critères UICN, *C. pelletieri,* classée en danger critique d'extinction (CR) selon critères UICN (voir Whitaker et Sadlier 2011)) et pourraient faire l'objet de menaces par les chats harets.

Au niveau du plateau de Goro, les espèces identifiées ne font pas partie des espèces les plus menacées. Cependant, nous avons également détecté de la prédation à l'encontre d'espèces du genre Caledoniscincus dont l'une est restreinte au sud de la Nouvelle-Calédonie (*C. notialis*) et est considérée Vulnérable (VU) du point de vue du risque d'extinction selon les critères UICN (Whitaker et Sadlier 2011). Par ailleurs, nous avons également détecté des évènements de prédation à l'encontre d'individus appartenant au genre Bavayia. Dans le sud de la Grande terre, au moins 6 espèces sont représentées (voir le tableau récapitulatif présenté à l'annexe 2), dont deux sont à risque d'extinction (*B. goroensis*, classé EN, *B. geitana*, classé VU). Malheureusement, nous n'avons pu réaliser d'identification spécifique pour les geckos, faute d'éléments diagnostiques et en l'absence d'un outil d'identification adapté aux restes de geckos.

Quoiqu'il en soit, la mise en œuvre de l'outil spécifique de détermination des reptiles sur la base de la structure des écailles (Tâche 4) a rendu possible l'identification jusqu'au niveau de l'espèce de la majorité des individus consommés (> 80%), ce qui n'était pas le cas avant la mise au point de cet outil nouveau.

Les résultats obtenus complètent ce que notre équipe de recherche a déjà pu le mettre en évidence avec les chats harets sur d'autres sites de Nouvelle-Calédonie (IMBE-IRD inédit) : les reptiles sont consommés en abondance par les chats harets et les restes d'individus prédatés se retrouvent fréquemment dans les fèces analysées. A terme ce type d'étude devrait permettre de dégager des pistes et priorités d'action en termes de gestion et de contrôle des populations.

Principaux résultats pour les chats harets

Ce volet d'étude consacré aux chats harets a confirmé la prédation exercée par les populations de ce super-prédateur sur les communautés de reptiles en Nouvelle-Calédonie.

Sur le site de Goro, 78 fèces de chats harets ont été récoltées et analysées et sur le site de Tiebaghi, 228 fèces de chats ont été collectées et analysées.

Dans les 2 régions, ce sont principalement des scinques qui sont prédatés, la prédation à l'encontre des geckos, notamment Diplodactylidae, apparaît beaucoup moins fréquente, voire rare (respectivement 5% pour le plateau de Goro et < 0,5% pour Tiébaghi). Tous les reptiles prédatés sont endémiques à la Nouvelle-Calédonie, avec des fréquences de prédation importantes, respectivement de 38,96% et 23,45% sur le plateau de Goro et à Tiébaghi. Au total sur les 2 sites, au moins 14 espèces différentes de scinques ont été retrouvées dans les fèces. Ainsi, au moins 7 espèces de scinques parmi les 14 espèces recensées à Tiebaghi sont régulièrement consommées par les chats harets, alors que dans la région du plateau de Goro, ce sont au moins 5 espèces de scinques parmi les 16 recensées qui sont consommées. L'incertitude provient d'un défaut de diagnostique spécifique pour le genre Caledoniscincus. Pour les geckos, au moins 3 espèces ont été prédatées.

Parmi les taxa prédatés, certains sont rares et/ou très localisés, avec donc de forts enjeux de conservation associés. C'est le cas sur le site de Tiébaghi, pour Marmorosphax taom, espèce actuellement classée en danger critique d'extinction (catégorie CR) par l'UICN, mais également pour l'espèce Kanakysaurus viviparus, une autre espèce en danger d'extinction (EN selon l'UICN). Par ailleurs, pour le genre Caledoniscincus, deux espèces présentes à Tiébaghi sont également classées à risque d'extinction (C. auratus, classé EN selon critères UICN, C. pelletieri, classé CR selon critères UICN) et pourraient faire l'objet de menaces par les chats harets (nous avons pu identifier des évènements de prédation vis à vis de Caledoniscincus, sans pouvoir déterminer les espèces concernées). Au niveau du plateau de Goro, les espèces identifiées ne font pas partie des espèces les plus menacées. Cependant, nous avons détecté de la prédation à l'encontre du genre Caledoniscincus dont l'une des espèces est restreinte à cette région du sud de la Nouvelle-Calédonie (C. notialis) et est considérée VU du point de vue du risque d'extinction selon les critères UICN.

Par ailleurs, nous avons également détecté des évènements de prédation à l'encontre d'individus appartenant au genre Bavayia. Dans le sud de la Grande terre, au moins 6 espèces de Bavayia sont représentées, dont deux sont à risque d'extinction (B. goroensis, classé EN, B. geitana, classé VU). Malheureusement, nous n'avons pu réaliser d'identification spécifique, faute d'éléments diagnostiques et en l'absence d'un outil d'identification adapté aux restes de geckos.

T2

3 - Tâche 2 – Impact des rongeurs invasifs sur les communautés de reptiles.

Coordination : Martin Thibaut &Fabrice Brescia - IAC-Axe2

3.1 INTRODUCTION

A l'échelle mondiale, les rongeurs du genre *Rattus* sont aujourd'hui présents dans plus de 80% des îles (Atkinson 1985). De nombresuses études ont déjà montré, ailleurs dans le Pacifique, des impacts négatifs de leur introduction sur des espèces animales et végétales variées (Shiels *et al.* 2013, 2014 ; Harper et Burbury 2015). Ainsi, Caut *et al.* (2008) ont mis en évidence un impact via la prédation sur les nouveau-nés de la tortue marine *Chelonia mydas* à l'île Surprise, au Nord Ouest de la Nouvelle-Calédonie. En Nouvelle-Zélande, McCallum *et al* (1986) ont montré des impacts négatifs des rats sur plusieurs espèces d'oiseaux marins et terrestres, de reptiles ainsi que sur certaines espèces d'amphibiens. Whitaker (1973,1978) et Newman et McFadden (1990) confirment ces impacts en précisant que les espèces nocturnes et de grande taille apparaissent comme étant les plus vulnérables. Les résultats de ces travaux ont amené Bauer et Sadlier (2000) à considérer que l'introduction de ces rongeurs en Nouvelle-Calédonie à été une source importante d'atteinte à la biodiversité, plus importante que l'introduction de carnivores.

En Nouvelle Calédonie, reconnue comme l'un des 35 « points-chauds » de biodiversité de la planète (Williams *et al.* 2011), 4 espèces de rongeurs ont été introduites (Revillod 1914 ; Atkinson 1985 ; Pascal *et al.* 2006). Le rat polynésien (*Rattus exulans*), certainement introduit à l'époque mélanésienne (entre 2400 et 3300 BP, Balouet 1984,1987 ; Sand *et al*. 1992), le rat noir (*Rattus rattus*), le rat surmulot (*Rattus norvegicus*) et la souris domestique (*Mus musculus*) dont les introductions dateraient plutôt du milieu du 19ème siècle, sont aujourd'hui largement présents en Nouvelle Calédonie. Les trois espèces de rats sont des prédateurs opportunistes, pour lesquels la prédation s'exerçant à l'encontre des reptiles en milieu insulaire est relativement bien documentée (Cree *et al.* 1995 ; Atkinson et Towns 2001 ; Towns *et al.* 2006). Bauer et Sadlier (2000) suggèrent que les impacts négatifs de ces rongeurs sont susceptibles de concerner plusieurs espèces de scinques et de geckos en Nouvelle-Calédonie.

Afin d'observer et de quantifier ce phénomène dans des milieux déjà perturbés par les activités industrielles, ce volet « rongeurs » du projet R-Mines s'organise autour de trois objectifs principaux :

(1) Le premier est dédié à l'acquisition de données originales sur les populations de rongeurs présentes en milieux miniers et dans deux contextes environnementaux distincts : les forêts et maquis para-forestiers. Des données relatives à l'abondance, à la structure des populations de rongeurs et à certaines caractéristiques individuelles ont ainsi été récoltées à l'issue des sessions de piégeage des rongeurs. Les données présentées ici viennent compléter les connaissances actuelles qui montrent déjà que les densités de rongeurs introduits (*Rattus rattus* et *Rattus exulans*) peuvent être localement très fortes sur le territoire néo-Calédonien. Brescia *et al.* (2011) rapportent en effet des densités de 25.4 rats ha^{-1} en forêt humide (23.0 – 34.6 rats ha^{-1}, 95% IC) et 19.1 rats ha^{-1} en forêt sèche (18.9 – 23.6 rats ha^{-1}, 95% IC). Selon Rouys et Theuerkauf (2003), *R. rattus* est plus abondant en forêt humide qu'en maquis alors que *R. exulans* est assez commun dans les deux habitats.

(2) Le second objectif de cette étude concerne la quantification de la pression de prédation exercée par les rongeurs introduits sur les populations de reptiles résidents dans les 2 sites miniers, grâce à une analyse du régime alimentaire des individus capturés. Un effort particulier a été porté sur la recherche de restes de scinques présents dans le tractus digestif des rongeurs. Les résultats de ces analyses sont présentés en détail dans le présent rapport.

(3) Enfin, le troisième objectif de ce travail est de déterminer les espèces de reptiles principalement impactées par la présence de rongeurs introduits dans ces milieux.

Ainsi, les résultats présentés dans ce rapport permettent de préciser notre compréhension des interactions entre les reptiles présents sur le territoire néo-calédonien et les rongeurs introduits. Mis en regard des statuts de conservation de certaines espèces, ces résultats pourront également servir d'appui à la mise en place et à la priorisation de futures opérations de restauration de populations de scinques endémiques menacés.

3.2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.2.1 Sites d'étude

Les populations de rongeurs ont été échantillonnées dans les deux sites communs retenus pour le projet R-Mines (repectivement commune de Yaté, pour la région de la Plaine des Lacs et commune de Koumac pour le massif minier de Tiébaghi). Sur chacun de ces deux sites, les rongeurs ont été échantillonnés le long de transects dans des formations para-forestières et forestières (Figures 6 et 7).

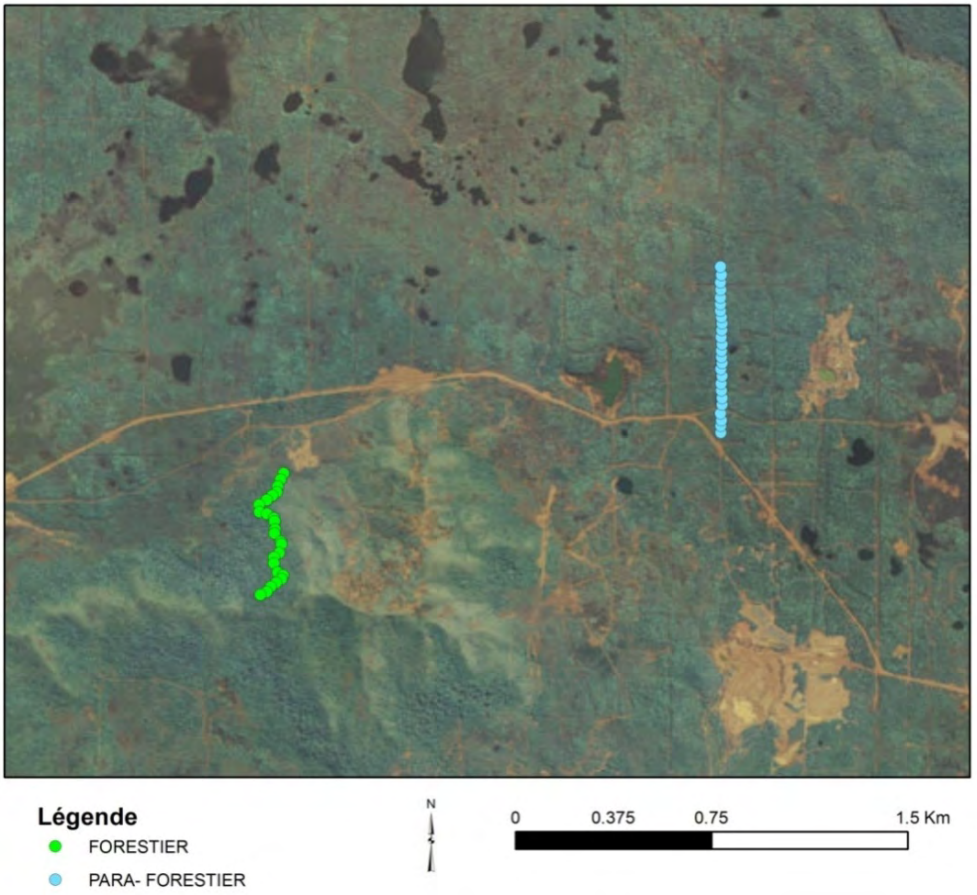


Figure 6 : Emplacement des transects au sein des formations forestière et para-forestière retenues en Province Sud

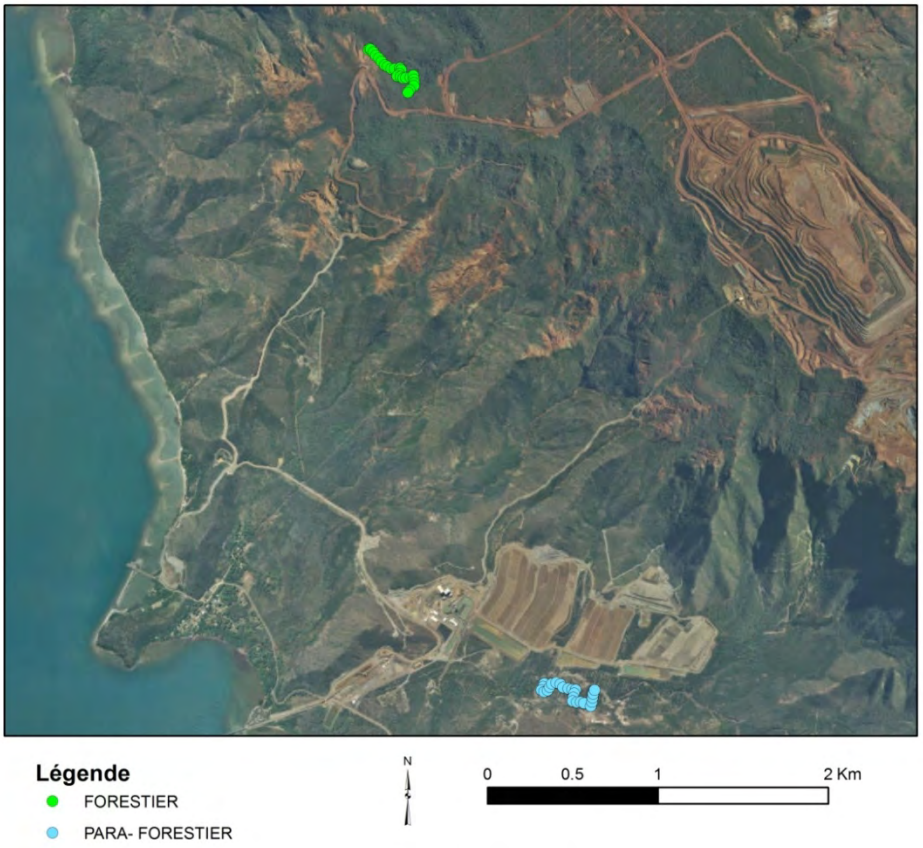


Figure 7 : *Emplacement des transects au sein des formations forestière et para-forestière retenues en Province Nord*

3.2.2 Méthode de piégeage des rongeurs

Sur chacun des sites d'étude retenus, des captures de rats ont été effectuées par une méthode létale de piégeage (type « tapettes à rats »)(Cunningham et Moors 1993), selon une fréquence d'échantillonnage biannuelle, soit 2 campagnes de terrain par an et par site. Pour ce faire, 50 pièges à rats et 50 pièges à souris de type "Trapper" (Pest Management Services, NZ) ont été mis en place, par paires (un piège à rats et un piège à souris) tous les 25 m et appâtés avec du fromage et du beurre de cacahuète (**Fig. 8**). Les pièges sont restés en place durant 3 nuits consécutives et ont été relevés et ré-appâtés chaque matin.

Ainsi, pour chacun des sites et pour chacune des formations végétales retenues (para-forestière et forestière), 25 stations de piégeage (rats+souris) ont été mises en place selon des transects de 625 m. Soient 100 pièges par site.

Figure 8 : Illustration des tapettes à rats utilisés au cours de l'étude

3.2.3 Analyse du régime alimentaire des rongeurs introduits

Les espèces de rongeurs ont été identifiées selon la méthode de Cunningham et Moors (1996), à parit de différentes mesures morphométriques (longueur du corps, longueur de la queue, etc…), et de caractéristiques individuelles (sexe, maturité, ..) pertinentes pour la discrimination des espèces et des individus soient relevées (Theuerkauf *et al.* 2010).

Les tractus digestifs de tous les rongeurs capturés ont été prélevés (**Fig. 9a**) puis conservés en alcool (70%) et placés au congélateur afin que les contenus soient analysés au laboratoire. Les contenus ont été rincés sur un tamis de 0.5 mm de maille (**Fig. 9b**) et analysés selon la méthode d'Abbas (1998). En particulier, nous avons recherché à la loupe binoculaire la part relative en scinques au sein des contenus (**Fig 9c**), en s'appuyant sur la collection de référence d'éléments anatomiques diagnostiques (écailles) disponible pour la détermination des taxons (tâche T4).

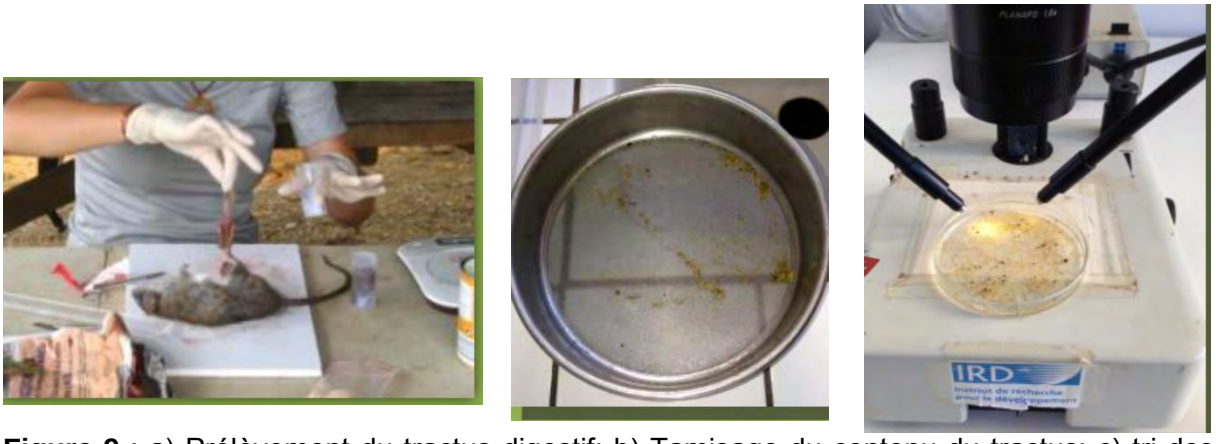


Figure 9 : a) Prélèvement du tractus digestif; b) Tamisage du contenu du tractus; c) tri des macro-restes pour identification des proies

Une première série d'analyse, conduite sur 5 mâles et 5 femelles de chacune des deux espèces de rat présentent sur les sites (*R. rattus* et *R. exulans*) a permis d'identifier l'estomac et le caecum comme étant les deux compartiments du tube digestif comportant la majorité des traces de reptiles. Afin d'accélérer le traitement des échantillons tout en conservant une probabilité de détection des traces de reptiles maximale, seuls ces 2 organes digestifs ont été analysés pour les 263 autres échantillons.

3.3. RÉSULTATS

3.3.1. Les populations de rongeurs en milieu minier

Les quatre sessions de piégeage ont permis de capturer 98 rats sur le site de Tiébaghi et 185 rats sur le site du plateau de Goro (**Tableau 2)**. Les pièges à rats ont permis de capturer 255 individus qui ont tous été identifiés comme étant des rats noirs (*R. rattus*) ou des rats polynésiens (*R. exulans*). Par ailleurs, des individus de ces 2 espèces ont été retrouvés sur 29 pièges à souris (dont 1 individu non identifiable). Au total, 283 rats ont donc été capturés au cours de notre étude.

Tableau 2 : Récapitulatif des captures de rats réalisées lors des campagnes de piégeage sur les sites de Tiébaghi et du Plateau de Goro

SITE	SESSION	PERIODE	*Rattus rattus*	*Rattus exulans*	Indéterminé
GORO	1	Avril-2013	23	49	1
GORO	2	Aout 2013	14	25	
GORO	3	Janvier-2014	5	29	
GORO	4	Mars-2014	8	30	
			50	**133**	**1**
TIEBAGHI	1	Février-2013	7	2	
TIEBAGHI	2	Juin-2013	30	17	
TIEBAGHI	3	Octobre-2013	17	9	
TIEBAGHI	4	Février-2014	9	7	
			63	**35**	

Aucune souris domestique (*M. musculus*) et aucun rat surmulot (*R. norvegicus*) n'ont donc été capturés sur les sites sélectionnés. On observe dans le **tableau 2** que les rats noirs sont majoritaires dans les prélèvements éffectués à Tiébaghi (63) par rapport aux rats polynésiens (35). Ce rapport est inversé dans la région du plateau de Goro, où 133 rats polynésiens ont été capturés contre 50 rats noirs.

La **figure 10** représente l'évolution du nombre de rat noir et de rat du pacifique capturés par 100 nuits.pièges au cours des 4 sessions de piégeage.

Dans le site du sud, on observe que les nombres de captures des 2 espèces ont diminués au fil des trois premières sessions avant d'augmenter lors de la session 4. On voit également que d'avantage de rats ont été capturés dans le milieu forestier au cours de ces sessions de piégeage.

A Tiébaghi, les taux de captures durant la première session apparaissent comme faibles, ces taux ont largement augmenté en session 2 pour les 2 espèces de rats puis ont diminué au fil des sessions. On n'observe pas sur ce site de captures plus importantes en milieu forestier.

Les *sex-ratios* (nbre de mâles/nombre de femelles) observées à Tiébaghi sont respectivement de 1.4 pour le rat noir et 0.7 pour le rat polynésien. Dans la région du plateau de Goro, les valeurs sont de 1.08 et 1.33 respectivement pour le rat noir et le rat du pacifique. Les sex ratio apparaissent déséquilibrés à l'exception du rat noir dans la région du plateau de Goro. Ainsi, à Tiébaghi, il y a un déséquilbre en faveur des mâles pour le rat noir alors que ce déséquilibre est en faveur des femelles pour le rat du pacifique. Sur le plateua d eGoro, le rat du pacifique montre un déséquilibre en faveur des mâles.

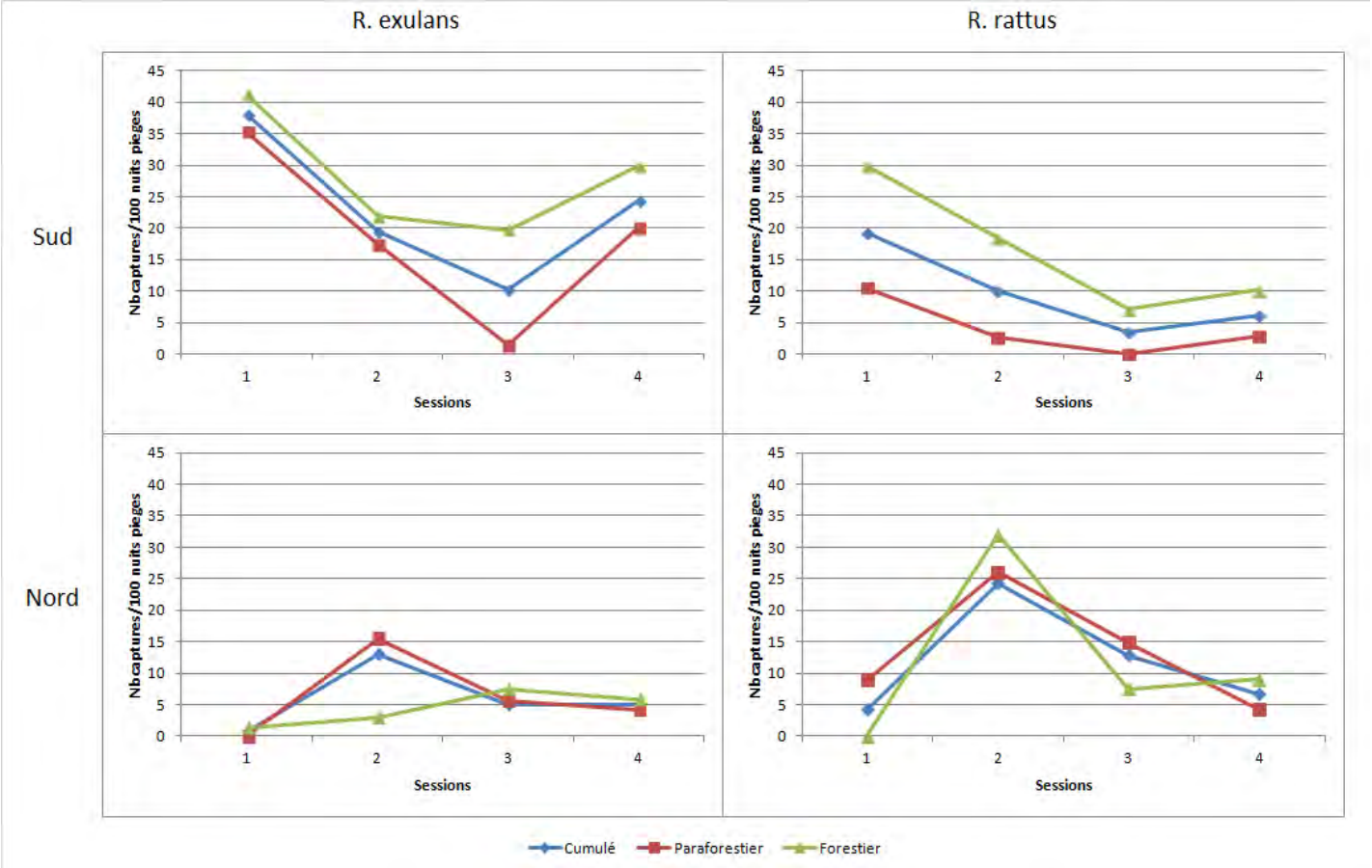


Figure 10 : Evolution du nombre de captures, standardisés pour 100 nuits.pièges, de *R. rattus* et *R. exulans*, au cours des différentes sessions d'échantillonnage dans les deux sites d'études

Du point de vue de la maturité des individus capturés, 54.3% des rats polynésiens capturés à Tiebaghi étaient des adultes, contre 47.4% dans la région du plateau de Goro. Concernant les rats noirs, 57.2% des individus prélevés à Tiébaghi ont été identifiés comme étant des adultes, 70% sur le site du sud.

Concernant l'habitat de ces deux espèces de rongeurs, les données de piégeage montrent qu'à Tiébaghi 52.4% des rats noirs et 71.4% des rats polynésiens ont été capturés en maquis para-forestier. En revanche, sur le plateau de Goro, les deux espèces ont majoritairement été prélevées en forêt (76% des *R. rattus* et 60.2% des *R. exulans*). A Tiébaghi, les rats noirs sont majoritaires dans les deux types de milieux d'après les résultats des piégeages. L'inverse est observé dans le sud où les rats polynésiens sont les plus abondants en forêt et en maquis para-forestiers (**Annexe 4**).

3.3.2 La prédation de reptiles par les rats

Nous nous sommes focalisés dans cette partie sur la prédation exercée par les rats sur les scinques et cela pour deux raisons majeures. Premièrement, la part de gecko dans le régime alimentaire des rats apparaît comme étant largement inférieure à la part de scinques (*cf. Régime alimentaire des rats,* **Tableau 5**). D'autre part nous ne disposons pas, à l'heure actuelle, d'outil méthodologique permettant d'identifier précisément les restes de geckos dans les tubes digestifs, outil qui a pu être créé pour les scincidae.

L'analyse des contenus stomacaux et des caecums a révélé des fréquences d'occurrences de restes de scinques équivalentes à Tiébaghi et dans le site du sud, soit respectivement 16.3% (n=98) et 15.7% (n=185) pour les deux espèces de rongeurs cumulées (**Tableau 3**). Dans les deux sites, cette fréquence est plus importante chez le rat polynésien (22.9% ; n=35 dans le Nord, 17.8% ; n=135 dans le sud) que chez le rat noir

(12.7% ; n=63 dans le nord et 10% ; n=50 dans le sud). Les fréquences d'occurrences par site, espèce, sexe, maturité et type d'habitat sont détaillées à la **figure 11**.

Tableau 3 : Fréquences d'occurrence des restes de scinques dans les tractus digestifs de rats noirs *(Rattus rattus)* et rats polynésiens *(Rattus exulans)* à Tiébaghi et sur le plateau de Goro

	Rattus exulans	***Rattus rattus***	**Cumulé**
Nord	22,9 % (n=35)	12,7 % (n=63)	16,3% (n=98)
Sud	17,8 % (n=135)	10 % (n=50)	15,7% (n=185)
Total	18,8 % (n=170)	11,5 % (n=113)	15,9% (n=283)

Des tests de Chi^2 ou de *Fisher exact test* ont été effectués pour étudier les relations entre le nombre de rats porteurs de restes de scinques et leur sexe, leur maturité ou le milieu dont ils sont issus (**Annexe 3**).

Les tests menés sur les effectifs cumulés des deux sites d'études n'ont pas montré de relations significatives (**Annexe 3**). On notera tout de même une relation possible entre la prédation de scinques et la maturité des rats polynésiens (chi^2 = 2.95, *p-value* = 0.085*), avec un taux de prédation plus élevé chez les adultes (24.1% ; n=83) que chez les juvéniles (13.8% ; n=87), comme le montre l'**annexe 4**. De même pour la relation entre prédation de scinques et l'espèce de rongeur (chi^2 = 2.72; *p-value*= 0.099*) avec un taux de prédation plus important chez le rat polynésien (18.8% ; n=170) que chez le rat noir (11.5% ; n=113).

Le **Tableau 4** détaille les fréquences d'occurrence de restes de scinques obtenues via l'analyse des estomacs d'une part et des caecums d'autre part. Ces résultats sont comparés avec les résultats obtenus en cumulant les données issues de l'analyse de ces deux organes digestifs. On observe que l'analyse des deux compartiments permet de doubler la probabilité de détection des restes de scinques par rapport aux analyses focalisées sur les estomacs.

Tableau 4 : Fréquences d'occurrence des restes de scinques selon les 2 compartiments du tractus digestif, respectivement estomac et les caecums des rats

	Sud (n=185)	**Nord** (n=98)	**Total** (n=283)
Estomacs seul	7,02%	8,20%	7,40%
Caecums seul	14,60%	12,20%	13,80%
Cumulé	15,70%	16,30%	15,90%

D'autre part, les résultats d'analyses de caecums seuls sont très proche des résultats obtenus pour les deux compartiments cumulés

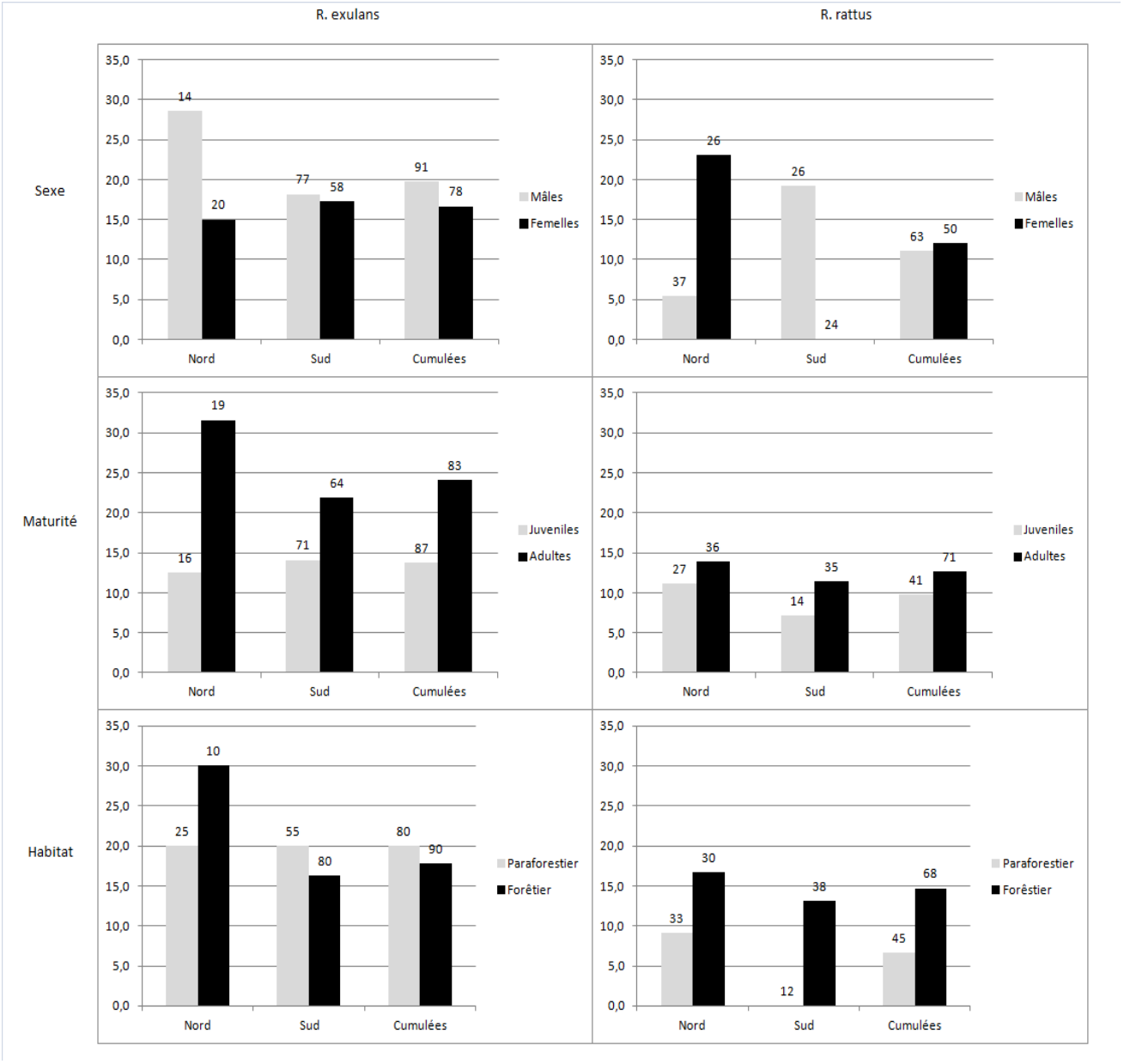


Figure 11 : *Fréquences d'occurrence des restes de scinques dans les estomacs et caecum de R. exulans et R. rattus en fonction du sexe, de la maturité et de l'habitat. Le chiffre au dessus de chaque barre représente n, le nombre total d'individus capturés dans chaque catégorie*

3.3.3 Caractérisation du régime alimentaire des deux rongeurs

Le **tableau 5** présente les résultats des analyses de contenus des tubes digestifs des rats prélevés. On observe que 92% des individus capturés à Tiébaghi avaient consommé des items végétaux, une proportion qui est plus faible dans le sud (55%). En revanche la part d'insectes dans le régime alimentaire des rats est comparable sur les deux sites d'étude (près de 75%).

On observe également que 70% des rats prélevés étaient porteurs d'endoparasites, autant à Tiébaghi que dans le site du sud (**Tableau 5**). Les autres items retrouvés dans le régime alimentaire des rats sont des restes de lombrics (près de 19% d'occurrence dans le nord), de crustacés et de gastéropodes à des fréquences moins importantes (respectivement 3.2% et 3.9%) et des plumes d'oiseaux retrouvées dans 4 rats prélevés à Tiébaghi et 4 rats prélevés sur le site du sud.

Tableau 5 : Fréquences d'occurrence des restes retrouvés dans les estomacs et caecums des rats prélevés dans les 2 sites d'études.

			Frequencies d'occurrence (n ind)		
			Nord (n=98)	**Sud (n=185)**	**Total (n=283)**
Insectes			74,5 (73)	75,8 (150)	78,8 (223)
Végétaux			**91,8** (90)	55,1 (102)	67,8 (192)
Crustacés			0,0 (0)	4,9 (9)	3,2 (9)
Gastéropodes			2,0 (2)	4,9 (9)	3,9 (11)
Lombrics			2,0 (2)	18,9 (35)	13,1 (37)
Oiseaux			4,1 (4)	2,2 (4)	2,8 (8)
Parasites			71,4 (70)	69,2 (128)	**70,0** (198)
Reptiles			20,4 (20)	19,5 (36)	19,8 (56)
	Gecko		4,1 (4)	4,9 (9)	**4,6** (13)
	Scinques		16.3 (16)	15.7 (29)	**15.9** (45)
		Caledoniscincus atropunctatus	2,0 (2)	-	0,7 (2)
		Caledoniscincus austrocaledonicus	2,0 (2)	-	0,7 (2)
		Caledoniscincus haplorhinus	1,0 (1)	-	0,4 (1)
		***Caledoniscincus notialis* (Vu) ***	-	1.1 (2)	0,7 (2)
		Caledoniscincus indéterminé	1,0 (1)	0,5 (1)	0,7 (2)
		***Graciliscincus shonae* (Vu)**	-	**6.5** (12)	4,2 (12)
		***Kanakysaurus viviparus* (En)**	**10,2** (10)	-	3,5 (10)
		Lioscincus tillieri	-	0,5 (1)	0,4 (1)
		***Marmoroshpax taom* (Cr)**	1,0 (1)	-	0,4 (1)
		Marmorosphax tricolor	-	**7,6** (14)	4,9 (14)
		***Nanoscincus mariei* (Vu)**	-	1,6 (3)	1,1 (3)
		***Simiscincus auriantiacus* (Vu)**	-	2,7 (5)	1,8 (5)
		Tropidoscincus variabilis	-	0,5 (1)	0,4 (1)
		Indéterminé	1,0 (1)	1,1 (2)	1,1 (3)

(*) Entre parenthèse sont représentés les statuts de conservation des espèces selon la liste rouge de l'UICN. ***Vu****=Vulnérable ;* ***En****=Endangered ;* ***Cr****= en danger critique*

Concernant les reptiles, les analyses ont permis de révéler la présence de geckos dans le régime alimentaire des rats. Entre 4 et 5% des rats analysés contenaient des restes de geckos, qui n'ont malheureusement pas pu être identifiés précisément, faute d'éléments diagnostiques.

En revanche, l'utilisation de la collection de référence et d'une clé de détermination développée spécifiquement pour ce programme (*cf*. Tâche 4) nous a permis d'identifier 90.9% des écailles de scinques consommées par les rats au niveau de l'espèce.

Le **Tableau 5** montre que les espèces de scinques consommées sur les deux sites ne sont pas les mêmes et qu'au moins 5 espèces sont consommées à Tiébaghi et au moins 7 espèces sur le site du sud. Les fréquences d'occurrence des restes de scinques dans les contenus digestifs de rats sont comparables sur les deux sites d'études, avec 16.3 % et 15.7% respectivement pour Tiébaghi et le site du sud.

On note également que parmi les scinques consommés dans la région du plateau de Goro, quatre espèces sont considérées comme « vulnérables » d'après la liste rouge de l'UICN (*Caledoniscincus notialis*, *Graciliscincus shonae*, *Nanoscincus mariei* et *Simiscincus auriantiacus*). *G. shonae* apparait comme étant la deuxième espèce la plus consommée sur site (**Tableau 5**). L'espèce la plus consommée (*Kanakysaurus viviparus*) à Tiébaghi est classée « en danger » dans la liste rouge de l'UICN . On note également que les écailles

d'un individu de *Marmorosphax taom*, en « danger critique d'extinction », ont été retrouvées dans le caecum d'un jeune rat noir mâle capturé sur ce site.

3.4. DISCUSSION

Les nombres de captures par 100 nuits pièges diffèrent en fonction de l'espèce de rongeur et du site d'étude. En prenant les données cumulées pour les 4 sessions de piégeage, on obtient les valeurs de 23 rats du pacifique capturés sur le plateau de Goro pour 100 nuits pièges contre seulement 6 sur le site de Tiébaghi. Pour le rat noir, ces valeurs sont de 10 captures/100 nuits piège pour le plateau de Goro contre 12 captures à Tiébaghi. Ces résultats sont légèrement inférieurs à ceux obtenus par Duron *et al.* (*in prep*) dans la forêt humide de la Guen (Mont Panié) pour les 2 espèces de rats cumulées (13.3-31.5 captures/100 nuits piège). Ces différences pouvent s'expliquer par des qualités d'habitat différentes (perturbés sur nos sites) et par des pressions anthropiques bien plus importantes sur nos sites miniers.

Ces abondances relatives confirment néanmoins les données de capture brutes qui laissent supposer que les rats sont en plus forte abondance dans le sud, avec une communauté composée de plus de 70% de rats polynésien. La communauté de rongeurs de Tiébaghi apparait comme moins importante, et composée majoritairement de rats noirs (près de 65%).

Nos résultats montrent une fréquence d'occurrence globale de scinques dans le régime alimentaire des rats de 16% (n=283). Dans leurs travaux sur l'île Surprise, située au nord-ouest de la Nouvelle Calédonie*, Caut et al* (2008) on retrouvé des traces d'une espèce de scinque dans 13% des tubes digestifs de rats noirs qu'ils ont capturés et analysés. En Tasmanie, Norman (1970) a observé des restes de scinques dans un seul estomac de rat noir sur 254 échantillons analysés. En 1990, Newman et McFadden ont analysé les estomacs de 134 rats polynésiens, dont trois seulement contenaient des traces de scinques. Plus récemment dans une forêt mésophile à Hawaï, une étude du régime alimentaire de *R. rattus*, *R. exulans* et *M. musculus* réalisée par Shiels *et al*. (2013) révèle l'absence totale de traces de scinques dans l'estomac des rongeurs (n=12-95 individus par espèce).

Nos résultats révèlent donc des fréquences d'occurrence bien supérieures à la majorité des données de la littérature. Ces résultats particuliers en Nouvelle Calédonie peuvent s'expliquer par la richesse spécifique et l'abondance particulièrement importantes des communautés de reptiles sur le territoire. On peut également penser que dans ce milieu perturbé, les scinques pourraient constituer une des dernières ressources disponibles. La méthode utilisée ici, notamment l'analyse du contenu des caecums, nous a permis d'étudier le régime alimentaire sur une période plus longue par rapport aux études centrées sur l'analyse des estomacs. Cette méthode nous a permis de doubler notre capacité de détection des restes de scinques par rapport à l'approche « classique », comme détaillé dans **Tableau 4**. Ceci pourrait contribuer à expliquer ces fréquences d'occurrences élevées.

Enfin, nos deux sites d'études étant localisés sur des terrains miniers, les perturbations anthropiques sur ces milieux favorisent probablement le développement des populations de rongeurs introduits, comme l'ont montré Dunstan et Fox (1996) pour *R. rattus* sur le plateau de Robertson en Australie. Ce phénomène pourrait augmenter indirectement la prédation exercé sur les scinques via une augmentation de la compétition inter et intra spécifique pour l'accès aux ressources.

En ce qui concerne les espèces de scinques consommées par les rongeurs, l'utilisation d'outils méthodologiques innovants dans cette étude nous a permis d'identifier près de 91% des restes de scinques, principalement des écailles, au niveau de l'espèce. Ce résultat est une première dans l'étude des relations trophiques entre rongeurs introduits et reptiles endémiques et le développement de cet outil dans le cadre du programme R-mines (*cf.* tâche 4) pourra constituer un appui méthodologique solide pour d'autres études de ce type. Au moins 12 espèces différentes de scinques ont pu être identifiées dans les contenus digestifs des rats (5 sur 14 présentes à Tiébaghi et 7 sur 16 présentes dans la région du plateau de Goro), ce qui reflète la diversité de scinques présente sur le territoire néo-

calédonien, même dans des milieux hautement perturbés. Néanmoins, sur ces 12 espèces, 5 présentent des statuts de conservation alarmants d'après la liste rouge de l'UICN. Si *M. taom*, espèces très localisée et en danger critique d'extinction n'a été retrouvée que chez un rongeur, *K. viviparus* (en danger) semble être l'espèce la plus consommée par les rongeurs à Tiébaghi. Une attention particulière pourra donc être portée sur l'évolution des effectifs de cette espèce, qui pourra éventuellement justifier la mise en place d'opérations de restauration de cette espèce à haute valeur patrimoniale. Ces opérations pourront par exemple prendre la forme d'une régulation des rongeurs sur ce site. Quatre espèces vulnérables sont également consommées dans le sud à des fréquences non négligeables (de 1% à 5%) et pourront faire l'objet de suivis à moyen terme pour anticiper un potentiel déclin de leurs populations.

Si nos résultats suggèrent que le rat polynésien consomme d'avantage de scinques que le rat noir, les données acquises dans cette étude ne nous on pas permis d'observer ce phénomène de façon statistiquement significative. D'autres échantillons devront être récoltés et analysés pour confirmer cette hypothèse en accord avec la littérature, qui présente le rat polynésien (terrestre) comme un rongeur omnivore comparé au rat noir (plus arboricole) dont le régime est majoritairement constitué d'éléments végétaux (Shiels *et al*., 2013). Ces deux rongeurs ont donc des comportements alimentaires différents qui leur permettent de cohabiter (Brescia *et al.* 2011). Nos analyses laissent également supposer que les rats polynésiens adultes consomment d'avantages de scinques que les juvéniles, ce qui pourrait s'expliquer par le rapport de taille entre le rongeur et ses proies potentielles et par l'activité exploratoire plus importante chez les adultes. Mais, cette hypothèse devra être testée statistiquement sur un échantillon plus large pour être validée.

Par ailleurs, l'analyse des tractus digestifs des rongeurs a permis de révéler une fréquence d'occurrence d'endoparasites de 70% pour les 2 espèces confondues (76.8% ;n=112 pour *R. rattus* et 65.3% ; n=170 pour *R. exulans*). Des nématodes (ascaris, filaires) ainsi que des cestodes (*Taenia sp*) ont été identifiés (Dr. Vet. Laura Cauquil, IAC, *comm. pers*.). La charge parasitaire des deux espèces de rongeurs étudiés ici n'apparait pas comme significativement différente. En revanche, les rongeurs capturés en milieu forestier sont significativement plus parasités que ceux prélevés en maquis para-forestiers (chi2 = 6.97 ; pvalue=0.008(***)), illustrant une charge parasitaire dépendante de l'habitat comme l'ont également montré Roberts *et al* (1992), chez *R. exulans*. Ces différences pourraient s'expliquer par une utilisation de ressources différentes selon les habitats, notamment du point de vue des ressources issues de la prédation (hôtes réservoirs).

Principaux résultats pour le volet rongeurs introduits

Les quatre sessions de piégeage ont permis de capturer 98 rats sur le site de Tiebaghi avec majoritairement de rats noirs (près de 65%) et 185 rats sur le site du Sud avec plus de 70% de rats polynésien. Aucune souris domestique (M. musculus) et aucun rat surmulot (R. norvegicus) n'ont donc été capturés sur les sites échantillonnés. Concernant l'habitat de ces deux espèces de rongeurs, les données de piégeage montrent qu'à Tiebaghi 52.4% des rats noirs et 71.4% des rats polynésiens ont été capturés en maquis para-forestier. En revanche, dans le sud, les deux espèces ont été majoritairement prélevées en forêt (76% des R. rattus et 60.2% des R. exulans). A Tiebaghi, les rats noirs sont majoritaires dans les deux types de milieux. L'inverse est observé dans le sud où les rats polynésiens sont les plus abondants en forêt et en maquis para-forestier.

Ce volet d'étude consacré aux rongeurs introduits a confirmé l'existence d'une prédation importante exercée par les populations de rongeurs sur les communautés de reptiles en Nouvelle-Calédonie. Ainsi, si R. rattus apparaît plus phytophage et moins prédateur que R. exulans, les 2 rats consomment bien des reptiles. L'analyse des contenus stomacaux et des caecums a révélé des fréquences d'occurrences de restes de scinques équivalentes à Tiébaghi et dans la région du plateau de Goro, soit respectivement 16.3% (n=98) et 15.7% (n=185) pour les deux espèces de rongeurs cumulées. Les rats consomment principalement des scinques dans les deux sites. La fréquence d'occurrence est plus importante chez le rat polynésien (22.9% ; n=35 dans le Nord, 17.8% ; n=135 dans le sud) que chez le rat noir (12.7% ; n=63 dans le nord et 10% ; n=50 dans le sud). Nos analyses laissent également supposer que les rats polynésiens adultes consomment d'avantages de scinques que les juvéniles, ce qui pourrait s'expliquer par le rapport de taille entre le rongeur et ses proies potentielles et par l'activité exploratoire plus importante chez les adultes. Il existe aussi une prédation sur les geckos mais plus marginale (autour de 5% d'occurrence dans les tractus digestifs dans les 2 sites). Les espèces de geckos prédatées n'ont pu être identifiées. Au moins 12 espèces différentes de scinques ont pu être identifiées dans les contenus digestifs des rats (5 espèces sur les 14 connues à Tiebaghi et 7 espèces parmi les 16 connues de la région du plateau de Goro).

Parmi les 12 espèces prédatées, 6 présentent des statuts de conservation alarmants d'après la liste rouge de l'UICN. Sur le massif de Tiébaghi, deux espèces menacées sont l'objet de prédation par les rats : Kanakysaurus viviparus, considérée comme "en danger d'extinction" selon l'IUCN, qui est l'espèce la plus fréquemment prédatée, mais aussi Marmorosphax taom, en « danger critique d'extinction ». Une attention particulière pourra donc être portée sur l'évolution des effectifs de ces espèces, ce qui pourra éventuellement justifier la mise en place d'opérations de restauration de ces espèces à haute valeur patrimoniale. Ces opérations pourront par exemple prendre la forme d'une régulation des rongeurs sur ce site. Dans la région du plateau de Goro, quatre espèces, considérées comme « vulnérables » d'après la liste rouge de l'UICN (Caledoniscincus notialis, Graciliscincus shonae, Nanoscincus mariei et Simiscincus auriantiacus) sont également consommées à des fréquences non négligeables (de 1.0% à 5%), et pourront faire l'objet de suivis à moyen terme pour anticiper un potentiel déclin de leurs populations.

Nos résultats révèlent des fréquences d'occurrence bien supérieures aux données de la littérature. Ces résultats particuliers peuvent s'expliquer par la richesse spécifique et l'abondance importantes des communautés de reptiles sur le territoire. Toutefois, l'exploitation des caecums nous a permis de doubler notre capacité de détection des restes de scinques par rapport à l'approche « classique » (estomac). Ceci pourrait contribuer à expliquer ces fréquences d'occurrences élevées. Enfin, nos deux sites d'études étant localisés sur des terrains miniers, les perturbations anthropiques sur ces milieux favorisent probablement le développement des populations de rongeurs introduits, ce qui indirectement pourrait augmenter la prédation exercée sur les scinques via une augmentation de la compétition inter et intra spécifique pour l'accès aux ressources. Dans ces milieux perturbés par l'activité minière, les scinques pourraient constituer une des dernières ressources trophiques disponibles.

4. Tâche 3 – Fourmis invasives et impacts directs et indirects sur les communautés de reptiles.

Coordination : Hervé Jourdan - IMBE IRD

4.1 INTRODUCTION

Les insectes sociaux et notamment les fourmis constituent l'un des groupes d'espèces envahissantes les plus dévastateurs et les plus largement introduits à travers la planète (Holway *et al.*, 2002; Bermann *et al.* 2013). Parmi les près de 14000 espèces recensées aujourd'hui, plus de 200 espèces de fourmis sont connues pour s'être établies en dehors de leur aire de distribution naturelle (Mc Glynn 1999; Suarez *et al.* 2010; Miravete *et al.* 2014). Parmi elles, 19 sont inscrites dans la base de données des espèces les plus envahissantes (GISD : *Global Invasive Species Database*) et 5 sont classées parmi les « pires » invasives d'après l'IUCN (« *the world's 100 worst invasive species*» (Lowe *et al.* 2004)). Ces fourmis se caractérisent par des impacts écologiques majeurs (directs et indirects) au sein des communautés qu'elles envahissent, sur de nombreux groupes taxonomiques : les oiseaux, les mammifères, les invertébrés, les plantes (Holway *et al.* 2002; Lach *et al.* 2010; Wittman 2014), mais aussi sur les amphibiens et les reptiles (Jourdan *et al.* 2001; Fisher et Ineich, 2012; Kaiser-Bunbury *et al.*, 2014). En Nouvelle-Calédonie, quatre espèces sont particulièrement d'intérêt : *Anoplolepis gracilipes, Pheidole megacepahla Solenopsis geminata* et *Wasmannia auropunctata* (Jourdan 1999 ; Jourdan *et al.* 2001, 2002 ; Chazeau et al. 2004). Dans le projet R-mines, nous nous sommes intérressé à A. *gracilipes* et *W. auropunctata*.

D'une façon générale, les hypothèses d'exclusions compétitives sont classiquement envisagées pour expliquer le déclin des populations dominantes de reptiles en présence de fourmis invasives selon 3 mécanismes : prédation directe (sur les jeunes, notamment à l'éclosion pour les espèces ovipares, moins sensibles pour les espèces ovo-vivipares), compétition pour les ressources trophiques et compétition pour les sites de repos et de nidification (exclusion des sites de repos et stress occasionnant un moindre succès reproducteur) (Suarez *et al.* 2000, Jourdan *et al.* 2001). Toutefois, pour certains scinques et geckos, des populations abondantes de fourmis invasives pourraient constituer une ressource alimentaire alternative (Jourdan *et al.* 2012). Cependant, nous disposons de peu information précise sur l'écologie trophique des reptiles néo-calédoniens, à l'exception d'une étude générale de Bauer et De Vanney (1987) indiquant une dominance de régimes insectivores (même si certaines grandes espèces de scinques sont capable de prédater d'autres reptiles de taille plus modeste) et d'une étude sur la biologie de *Tropidoscincus variabilis* (Shea *et al.,* 2009), montrant que ce scinque forestier sur substrats ultramafiques à une activité prédatrice diurne et un régime à large spectre composé d'invertébrés (une majorité d'araignées (surtout des Salticidae) et d'orthoptères (Gryllidae)).

Ainsi le premier objectif de l'étude a été d'évaluer l'impact direct des fourmis envahissantes sur les communautés de reptile. Pour cela un inventaire de la communauté de reptiles de litières a été effectué sur les 2 massifs et aux deux saisons fraîches et sèches. Le second objectif de l'étude a été d'évaluer l'impact indirect des fourmis sur les communautés de reptiles via l'évaluation des communautés d'arthropodes, principales ressources alimentaires des reptiles. Aussi, dans le contexte du projet R-mines, nous nous sommes intéressés aux interactions trophiques et à la compétition pour les ressources alimentaires entre reptiles dominants et fourmis envahissantes dans les reliques forestières et celles de maquis paraforestiers. Il s'agit selon nous d'un élément clé dans la compréhension des conditions de maintien à long terme des communautés de reptiles présents dans les habitats naturels. Il s'agit d'évaluer l'effet de la présence de populations pullulantes de deux fourmis

invasives (*Wasmannia auropunctata* et *Anoplolepis gracilipes*), déjà établies dans les milieux ultramafiques, sur la disponibilité en ressources alimentaires (invertébrés de la litière) pour des espèces de scinques représentatives des espèces dominantes des écosystèmes rencontrés. Nous nous sommes particulièrement intéressés à trois grandes guildes de reptiles : (i) les espèces de surface à activité diurne restreinte au sol, qui ont tendance à fourrager à la surface de la litière et qui se chauffent au soleil à la surface de la couverture du sol (litière, bois mort..), (ii) les espèces « cryptiques », qui s'abritent et fourragent sous la surface de la litière et les éléments qui couvrent le sol, (iii) les espèces de surface à activité diurne à activité arboricole, qui ont tendance à fourrager et à se chauffer sur les troncs et le feuillage des arbres, ils sont occasionnellement actifs à la surface de la couverture du sol (litière, bois mort). La guilde constituée par les espèces nocturnes, qui fourragent la nuit depuis la basse végétation arbustive jusqu'au niveau de la canopée (espèces s'abritant la journée dans la végétation ou sous la couverture du sol – bois mort, litière, pierre), n'a été investiguée, faute d'une méthode standardisée de capture disponible. Notre étude s'appuie sur une comparaison standardisée entre habitats envahis et non envahis, mais également entre les zones monopolisées par les deux espèces de fourmis invasives (comparaison sur la base d'efforts standards d'échantillonnage). Les situations sur les 2 massifs miniers étudiés (Tiébaghi et plateau de Goro) ont été comparées en termes de composition et de structure des communautés de reptiles et d'arthropodes. Des analyses d'écologie trophique complémentaires ont été réalisées sur une des espèces de reptiles les plus représentatives, *Marmorosphax taom* en danger critique d'extinction et myrmécophage, via l'analyse de fèces, afin de mieux évaluer les interactions trophiques entretenues avec les deux espèces de fourmis invasives. Les résultats ont été comparés à ceux obtenus avec *Marmorosphax tricolor* (à plus large répartition en Nouvelle-Calédonie).

4.2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

4.2.1 Sites d'étude

Sur les 2 sites d'études retenus, communs aux différents volets du projet R-mines (massif minier de Tiébaghi et plateau de Goro, en périphérie de plaine des lacs), nous avons sélectionné 10 stations représentatives des formations forestières et para-forestières permettant ainsi de définir des répliquats d'habitats de plus grande valeur d'un point de vue biodiversité sur sols issus de roches ultramafiques (**Figs. 12, 13**).

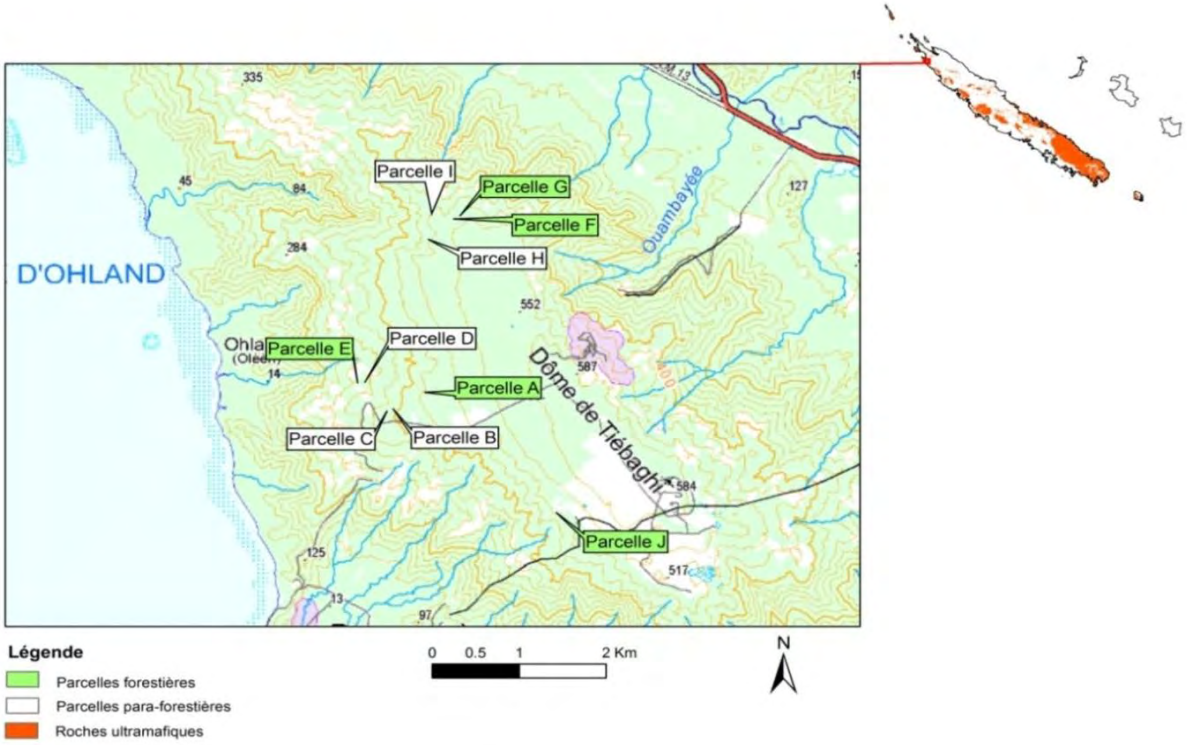


Figure 12 : *Localisation des parcelles d'étude sur le site minier de Tiébaghi*

Les stations sont nommées de A à J à Tiébaghi et de 1 à 10 dans la région du plateau de Goro, afin d'éviter toute confusion lors des tris et analyses.

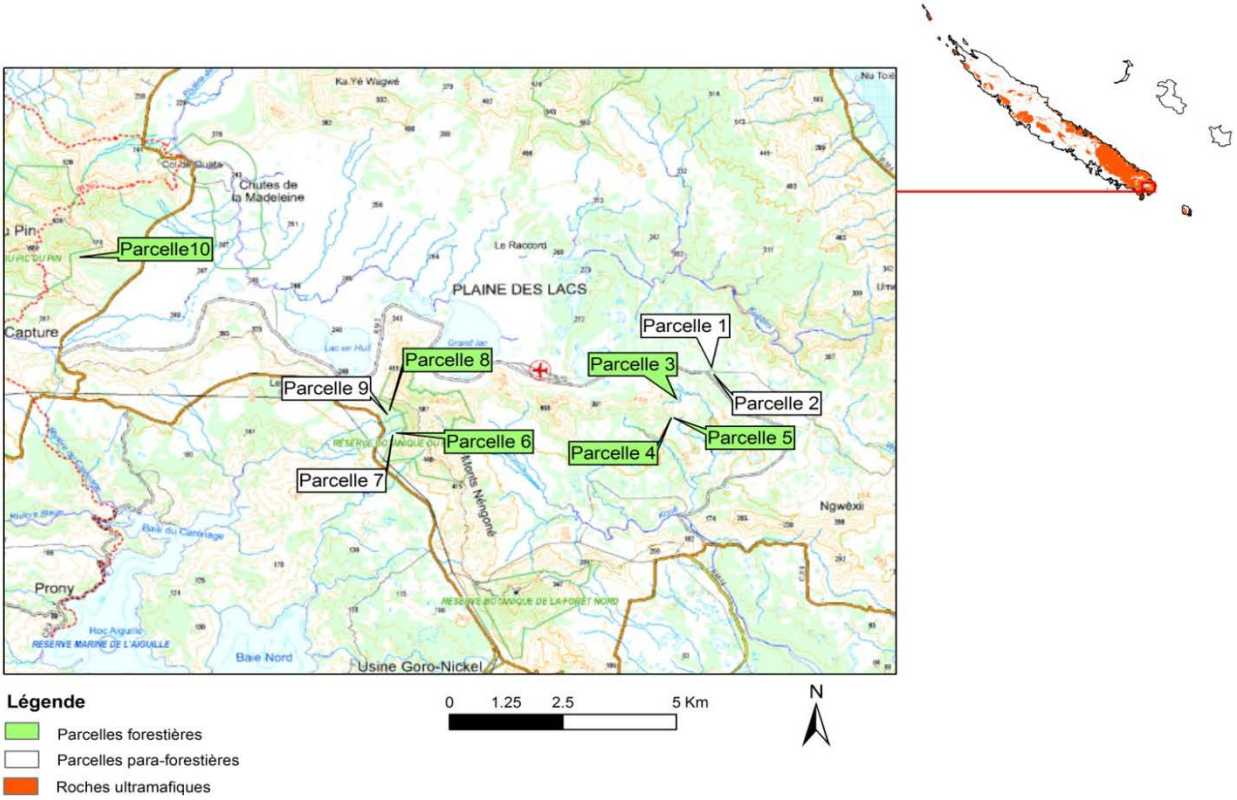


Figure 13 : Localisation des parcelles d'étude sur le site minier de Goro

Il nous a été impossible de trouver à Tiébaghi de stations non concernées par l'invasion de *W. auropunctata* et/ou d'*A. gracilipes*. Aussi, nous avons choisi de bâtir notre comparaison entre les habitats forestiers et paraforestiers du massif de Tiébaghi et ceux de la région du plateau de Goro du point de vue de l'invasion par ces 2 fourmis exotiques. Par ailleurs, la situation observée à Tiébaghi, nous a permis d'investiguer un contexte original de double invasion. Nous avons exploré les conséquences de la présence d'une part d'une seule espèce invasive (*Wasmannia auropunctata*), et d'autre part, une situation de double invasion par *W. auropunctata* et *Anoplolepis gracilipes*.

Les habitats sélectionnés représentent des communautés écologiques équivalentes (maquis paraforestiers et reliques forestières) dans les 2 régions, même si il existe des variations de composition spécifique, les espèces présentes occupant des rôles écologiques équivalents. Ainsi l'existence de deux sites (Tiébaghi et Goro) a priori comparables d'un point de vue géologique et dans des contextes industriels similaires avec l'un envahi et l'autre pas, nous a permis de mieux comprendre les conséquences directes et indirectes d'une double invasion par ces espèces de fourmis hautement envahissantes (*A. gracilipes* et *W. auropunctata*), sur le maintien des communautés de reptiles endémiques.

Dans ce contexte, la région du plateau de Goro présente des parcelles forestières et para-forestières encore indemnes vis à vis de l'invasion par des espèces de fourmis envahissantes et une communauté de reptiles endémiques encore mal étudiée. En comparaison le Massif minier de Tiébaghi, au Nord de la Grande Terre de Nouvelle-Calédonie, est une exploitation minière depuis 1875. En 2009, Whitaker recense la présence de 13 espèces de reptiles dont 3 classées en danger critique d'extinction (CR) d'après l'UICN. Il met également en évidence la présence de 2 espèces de fourmis hautement envahissantes : *A. gracilipes* et *W. auropunctata*. qui font partie des 100 pires invasives au monde (« the world's 100 worst invasive species » (Lowe *et al.* 2004)).

Sur chacun des sites d'étude retenus, au niveau de la litière, nous avons réalisé un échantillonnage standardisé et synchrone de la communauté de reptiles et de la communauté de macro-arthropodes, en particulier de fourmis, selon 2 campagnes saisonnières (saison chaude/humide et saison fraiche/sèche) couvrant la période d'activité la plus favorable pour les reptiles. En effet, la période optimale pour la surveillance des populations de reptiles correspond à la période pendant laquelle l'activité des reptiles est maximale, plutôt entre le début et la moitié de la saison estivale, lorsque les températures sont chaudes (d'octobre à mai).

4.2.2. Présentation des deux espèces de fourmis invasives étudiées

Anoplolepis gracilipes :

La Fourmi folle Jaune fait partie de la sous famille des Formicinae. Son aire de distribution d'origine est 'Afrique et/ou l'Asie. Elle a envahi la plupart des îles tropicales et subtropicales des océans Indien et Pacifique et est introduite en Nouvelle-Calédonie depuis plus d'un siècle (Emery 1883). Son nom d'espèce provient de la longueur et la finesse de ses pattes, son nom vernaculaire de sa couleur et son comportement frénétique lorsqu'elle est dérangée, les ouvrières mesurent 4 à 5mm. C'est une espèce polygyne, unicoloniale, opportuniste alimentaire, présentant un comportement mutualiste avec les hémiptères, classée parmi les 100 pires invasives au monde selon l'UICN (Lowe *et al.* 2004). Elle est capable de monopoliser des écosystèmes insulaires au détriment des espèces résidentes (Abbott 2005, 2006 ; Lester et Tavite, 2004 ; O'Dowd *et al.* 2003,)

Ouvrières d'*Anoplolepis gracilipes*

Wasmannia auropunctata

La petite fourmi de feu est une Myrmicinae originaire d'Amérique du Sud et Centrale (Longino & Fernández, 2007). Elle s'est répandue en Floride, au Gabon, en Polynésie Française, dans les îles Caribéennes et Pacifiques. Elle a été observée pour la première fois en 1972 en Nouvelle-Calédonie (Fabres & Brown, 1978). C'est une espèce aux ouvrières particulièrement petites (1,2mm environ) jaunes à brunes et qui possèdent un venin provoquant des piqûres très douloureuses. Seules les ouvrières, stériles, sont issues de la reproduction sexuée. Les reines proviennent de la parthénogénèse thélytoque (développement de l'ovocyte sans fécondation préalable) et les mâles sont issus d'une reproduction au cours duquel le matériel génétique de la femelle disparaît (Foucaud et al., 2007; Fournier et al., 2005). C'est une espèce également polygyne, unicoloniale, opportuniste alimentaire, en activité 24h/24h, présentant un comportement mutualiste avec les hémiptères et classée parmi les 100 pires invasives au monde selon l'UICN (Lowe et al., 2004).

Ouvrières de *Wasmannia auropunctata*

4.2.3 Méthodes d'échantillonnage et effort d'échantillonnage réalisé

Dans chacune de nos 20 stations, nous avons défini des parcelles homogènes du point de vue des conditions d'habitats, constituant des répliquats d'habitats homogènes, d'une surface d'au moins 20 m x 20 m, soit 400 m^2.

Chaque parcelle a fait l'objet d'un effort standardisé d'échantillonnage, selon la maille de piégeage illustrée à la **figure 14.** Au sein de chacune des parcelles, les communautés de macro-arthropodes, en particulier de fourmis, et les communautés de reptiles ont été échantillonnées de façon standardisée selon les protocoles décrits ci-dessous.

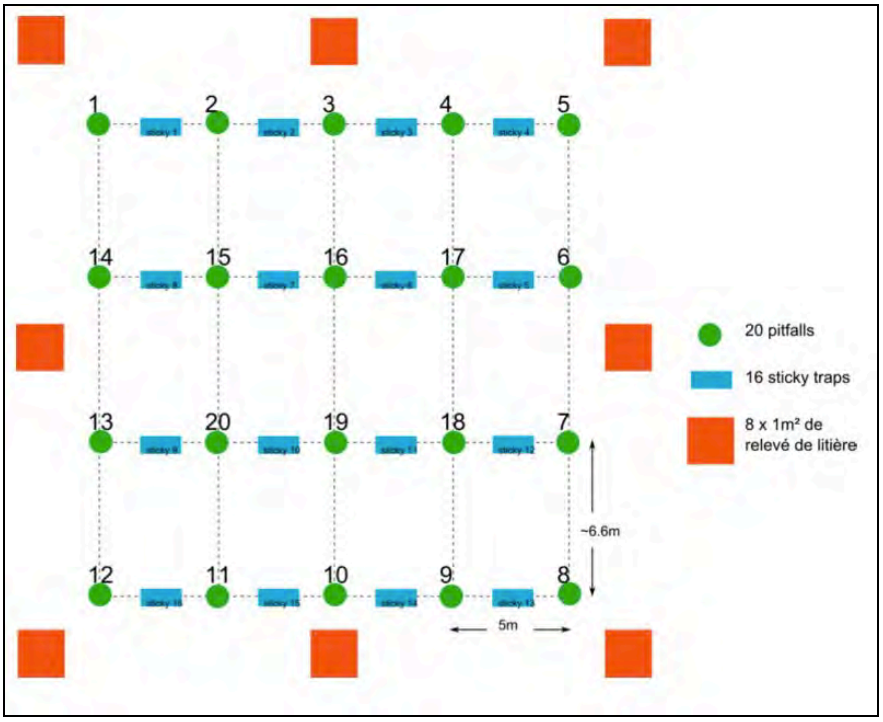


Figure 14 : Plan d'échantillonnage dans chaque parcelle étudiée

4.2.3.1 Echantillonnage de l'herpétofaune résidente

Au sein de chaque parcelle (**Fig. 14**), nous avons installé 16 pièges collants (piège à glue, *Victor glue trapu* © (**Fig. 15**)), à l'intérieur du maillage offert par la grille d'échantillonnage des arthropodes, entre les rangées de pièges d'interception (*pitfall traps*) destinés à l'échantillonnage des insectes. Chacun de ces pièges a été numéroté selon la figure 3 afin de faciliter le relevé des captures. Ces pièges à glue sont laissés en place pendant trois nuits consécutives et relevés chaque matin. Chaque reptile capturé est décollé soigneusement de la glue à l'aide d'huile végétale (massage depuis la queue vers l'avant du corps) puis placé individuellement dans des sacs en toile afin de les conserver vivants jusqu'au 3ème jour, pour éviter les recaptures. A l'issue de la campagne d'échantillonnage, ces animaux sont relâchés dans leurs parcelles d'origine. Les identifications ont été effectuées sur place à l'aide des publications de descriptions disponibles. Le nombre d'individus capturés est noté et chaque spécimen capturé est identifié selon son espèce, son état de maturité (adule/juvénile) et si cela est possible son sexe (mâle/femelle).

Figure 15 : Spécimens de *Marmorosphax taom* capturés sur un piège collant

A chaque saison d'échantillonnage, nous avons donc utilisé 160 pièges par site, représentant 480 nuits pièges/site.

4.2.3.2 Echantillonnage de la communauté de l'entomofaune y compris myrmécofaune

Nous nous sommes appuyés sur le protocole ALL ('*Ants of the Leaf Litter*'), proposé par Agosti *et al.* (2000) et Agosti et Alonso (2000), pour établir notre stratégie d'échantillonnage des fourmis et autres insectes de la litière. Cette méthode s'impose aujourd'hui comme un standard dans les études de la diversité des myrmécofaunes à l'échelle planétaire, en milieu tropical (Agosti *et al.* 2000).

Figure 16 : Illustration d'un piège « puits » d'interception (pitfall traps) en action, au sol, en forêt

Ce protocole repose sur un double échantillonnage synchrone au niveau du sol : pièges d'interception (pitfall) et prélèvement de quadrats de litière (winkler).

Plutôt que de travailler selon des transects linéaires, nous avons échantillonné chaque parcelle de 400 m^2 à l'aide de 20 pièges d'interception, selon la maille d'échantillonnage décrite à la figure 3. Les pièges d'interception sont constitués par des pots en matière plastique (h 70 mm, Ø 65 mm), enfouis dans le sol, dont le bord supérieur affleure à la surface de la litière ou du sol (**Fig. 16**). L'enfouissement se fait à l'aide d'un emporte-pièce. Les pièges sont protégés par un couvercle en plastique surélevé pour limiter leur contamination par les débris végétaux et les eaux de pluies. Chaque pot est partiellement rempli d'une solution au tiers par un mélange 50/50 de propylène glycol et d'alcool 100% (Bestelmeyer *et al*. 2000). Cette méthode fournie une bonne estimation de la composition en espèce et de l'abondance relative en fourmis actives en surface du sol (Bestelmeyer *et al*. 2000; Wang *et al*. 2001).

Figure 17 : Prélèvement de quadrat de litière et tamisage de la litière en vue de l'extraction des insectes par sacs winklers

Parallèlement, l'extraction de la faune de la litière est réalisée par la méthode des sacs ou extracteurs de Winkler. Sur le terrain, une première étape consiste à prélever la totalité de la litière présente sur 1m² en s'aidant d'un cadre articulé de 1 m x 1 m (**Fig.17**). Cette litière est immédiatement tamisée (tamis de maille 0,4 cm) et recueillie dans des sacs de toile numérotés, conservés à l'abri de la chaleur. Sur chaque parcelle, nous avons prélevé en périphérie, 8 quadrats, selon le dispositif illustré figure 3. Compte tenu de la répartition irrégulière de la litière, à chaque point de récolte, le quadrat est prélevé de façon pragmatique à une distance variable du pitfall le plus porche, situé sur la périphérie de la parcelle (là où il existe une quantité convenable de litière), mais assez loin de l'emplacement du piège d'interception pour éviter toute interférence sur l'activité des Formicidae. La distance de prélèvement d'un quadrat varie de 3 à 5 m.

Figure 18 : *Extraction de l'entomofaune à l'aide des sacs de « Winkler »*

La seconde étape, l'extraction de la faune récoltée avec la litière, est réalisée au laboratoire. Le contenu des sacs en toile est transféré dans des sacs en filet. Ces sacs sont immédiatement suspendus dans des extracteurs en toile, dont la partie inférieure reçoit un pot contenant de l'alcool à 95° (**Fig.18**). Les insectes sont ainsi recueillis, au fur et à mesure de leur descente, qui accompagne la dessiccation lente du contenu de l'extracteur. Le temps estimé pour une extraction convenable est de 48 à 72 heures. Nous avons maintenu une extraction pendant 72 h. Au total, notre effort d'échantillonnage consiste en 200 pitfalls et 80 winklers par site et par saison d'échantillonnage.

4.2.3.3 Tri et identification des fourmis et des arthropodes

Les échantillons prélevés ont ensuite été triés, identifiés à la loupe binoculaire à l'aide de la littérature disponible et des collections présentes au laboratoire. Les fourmis sont identifiées à un niveau spécifique (à minima selon des morpho-espèces). Pour les arthropodes, ceux-ci sont identifiés à l'ordre voire à la famille, en fonction des ressource d'identification disponibles. Les différents taxons identifiés sont également dénombrés à fin d'analyse de richesse et de diversité. Les espèces de fourmis ont été définies comme invasives ou natives d'après les travaux effectués par Jourdan (1999).

Au-delà de la description de la structure et de la composition des communautés, nous avons également adopté une analyse fonctionnelle des communautés de fourmis et d'arthropodes en affectant les taxons dans des guildes trophiques. La classification retenue pour les fourmis est adaptée de travaux réalisés par Andersen (1995), Berman *et al.* (2013). Nous avons appliqué cetet classification pour le sdifférents genres rencontrés dans notre étude(**Tableau 6**).

Tableau 6 : *Récapitulatif des groupes fonctionnels retenus chez les Formicidae.*

Groupe fonctionnel	**Abréviation**	Description	Genres concernés en Nouvelle-Calédonie
Cold climate specialist	**CGS**	Cf Andersen (1995)	*Monomorium*
Cryptic generalists	**CG**	Espèces généralistes de petite taille, rencontrées au niveau du sol et litière	*Solenopsis, Carebara, Vollenhovia, Adelomyrmex*
Cryptic predator	**CP**	Prédateurs spécialisés	*Amblyopone, , Discothyrea ; Hypoponera ; Proceratium; Cryptopone; Anochetus; Prionopelta, Eurhopalothrix; Orectognathus, Strumigenys*
Dominant Dolichoderinae	**DD**	Cf Andersen (1995)	*Iridomyrmex*
Dominant opportunists	**DO**	Espèces invasives, capables de monopoliser les ressources	*Anoplolepis gracilipes, Wasmannia auropunctata, Phediole megacephala*
Epigaeic predators	**EP**	Prédateurs spécialisés de litière (cf Andersen 1995)	*Leptogenys, Cerapachys, Sphinctomyrmex,Odontomachus*
Forest opportunists	**FOP**	Opportunistes autochtones associées aux habitats forestiers	*Leptomyrmex; Meranoplus, Paraparatrechina; Rhytidoponera, Meranoplus*
Generalised Myrmecinae	**GM**	Cf Andersen 1995	*Pheidole, Tetramorium, Crematogaster*
Subordinate Camponotini	**SC**	Cf Andersen 1995	*Camponotus; Nylanderia, Polyrhachis*
Tropical climate specialists	**TCS**	Cf Andersen 1995	*Lordomyrma, Rogeria, Calyptomyrmex*
Weedy opportunists	**WO**	Espèces exotiques souvent associées à des habitats très perturbés	*Brachymyrmex, Ochetellus; Cardiocondyla; Tapinoma, Technomyrmex*

En ce qui concerne les arthropodes, nous avons utilisé les catégories (groupes fonctionnels) telles que définies par Guilbert *et al.* (1994) pour l'analyse des peuplements de canopée en Nouvelle-Calédonie.

4.2.3.4 Analyse du régime trophique de *Marmorosphax taom*

A l'occasion des campagnes d'évaluation des populations résidentes de scinques, nous avons conservé les individus capturés vivants pendant au moins 48h avant d'être relâchés, ce qui nous a permis d'obtenir des fèces à fin d'analyse ultérieure au laboratoire, dans le but d'établir les ressources alimentaires utilisées. Il s'agit d'une méthode d'étude classique, non invasive, qui n'affecte pas la survie des spécimens. Nous n'avons pas eu recours au *flushing* des individus capturés (lavage stomacal) compte tenu de la faible taille des espèces rencontrées et du risque de survie engendré par un tel traitement. A Tiébaghi, nous nous sommes focalisés sur l'espèce *Marmorosphax taom*, compte tenu de son statut d'espèce Cr (en danger critique d'extinction) et également du caractère myrmécophage du genre Marmorosphax (Jourdan *et al.* 2012).

Afin d'enrichir le nombre de fèces disponibles, une mission complémentaire, spécifique de récupération de fèces de *M. taom* a été effectuée au mois de Mars 2014 à Tiébaghi, en période estivale (saison chaude). Les parcelles A, D, H, I et J ont fait l'objet d'un effort supplémentaire de capture par pièges collants pendant 3 jours, avec 36 pièges collants par parcelle, répartis en 4 transects de 9 pièges à glue. La parcelle E a également été prospectée mais avec seulement 18 pièges pendant 2 jours. Après 24h à 48h, les fèces ont été récupérées et conservées dans l'alcool à 95°. Tous les reptiles ont été relâchés au moment de la dernière lecture des pièges collants. Au laboratoire, les fèces sont analysés

sous loupe binoculaire et les fragments identifiés au taxon d'origine prédaté afin d'établir des fréquences d'occurrence de proies. Au total, nous avons pu exploiter 49 fèces de *M. taom*, ce qui représente une information unique et originale pour une espèce classée en danger critique d'extinction. Nous avons comparé aux résultats obtenus avec 86 contenus stomacaux de *M. tricolor* (Jourdan *et al.* 2012).

4.2.3.5 Effort d'échantillonnage réalisé

Nous avons réalisé quatre campagnes d'échantillonnage, soit 2 sessions d'échantillonnage, respectivement à Tiébaghi et dans le sud (**Tableau 7**).

Tableau 7 : *Effort de piégeage vis-à-vis de l'herpétofaune réalisé sur les sites du plateau de Goro et de Tiébaghi*

SITE	Période	*Nbre Parcelles (400 m²)*	*Nbre Sticky traps*	*Nbre pitfall*	*Nbre Quadrat de litière*
Plateau de Goro	Oct-Nov 2013 'saison sèche'	10	160 (480 nuits pièges)	200	80
	Fév. 2014 'saison humide'	10	160 (480 nuits pièges)	200	80
		total	**320**	**400**	**160**
			(soit 960 nuits pièges)		
Tiébaghi	Avril-Mai-2013 'saison humide'	10	160 (480 nuits pièges)	200	80
	Nov-Dec2013 'saison sèche'	10	160 (480 nuits pièges)	200	80
	Mars 2014* 'saison humide'	6	198 pièges (576 nuits pièges)	-	-
		total	**518**	**400**	**160**
			(soit 1536 nuits pièges)		

*complément d'échantillonnage pour obtenir des fèces de *M. taom*

Pour des raisons logistiques et de conditions météorologiques défavorables, il n'a pas été possible de conduire l'échantillonnage en saison chaude et humide entre avril et mai 2013 sur les deux sites. Aussi, la première campagne d'échantillonnage a été conduite à Tiébaghi entre fin avril et mi mai 2013 (en fin de saison chaude et humide).

Au total, 800 prélèvements par pitfalls ont été réalisés, 320 prélèvements de litière ont été extraits par la méthode des sacs de winkler. En ce qui concerne les reptiles, nous avons posé 640 pièges collants qui ont tous été visités pendant 3 nuits consécutives, soit un effort de 1920 nuits pièges. Enfin, un complément d'échantillonnage de reptiles a été mené à

Tiébaghi en mars 2014 pour compléter l'échantillon de fèces disponibles pour les analyses trophiques.

Dans la suite du travail, compte tenu du volume important de données à exploiter sur un période relativement courte, nous présentons dans la suite du travail l'analyse détaillée des données pour la saison sèche (Octobre-Décembre) sur 5 parcelles des 2 régions échantillonnées, là où les informations sont les plus significatives.

4.3 RÉSULTATS

4.3.1 Caractérisation des communautés de reptiles des 2 régions étudiées

La **figure 19** illustre les communautés de reptiles échantillonnées par pièges collants sur chacun des 2 sites d'étude. Respectivement, 8 et 6 espèces de reptiles ont été capturées à Tiébaghi et dans la région du plateau de Goro. Les reptiles capturés sont majoritairement des scinques. Dans les 2 régions, des geckos ont été capturés accidentellement (1 et 2 espèces respectivement à Tiébaghi et à Goro). Quoi qu'il en soit nous observons deux communautés de reptiles distinctes, avec une plus grande richesse et diversité à Tiébaghi (**Tableau 8**), malgré la double invasion en cours par *W. auropunctata* et *A. gracilipes*. Il n'y a pas de recouvrement au niveau spécifique entre les 2 régions (**Fig. 19**).

Par contre, le genre Marmorosphax apparaît comme un des genres dominants dans les 2 contextes. A Tiébaghi, les communautés sont dominées par *Caledoniscincus aquilonius* et *M. taom*, dans une moindre mesure par *Kanakysaurus viviparus* et *C. auratus*. Dans la région du plateau de Goro, les communautés sont dominées par *M. tricolor* et dans une moindre mesure *Sigaloseps deplanchei* et *Caledoniscincus notialis* (au moins en saison humide).

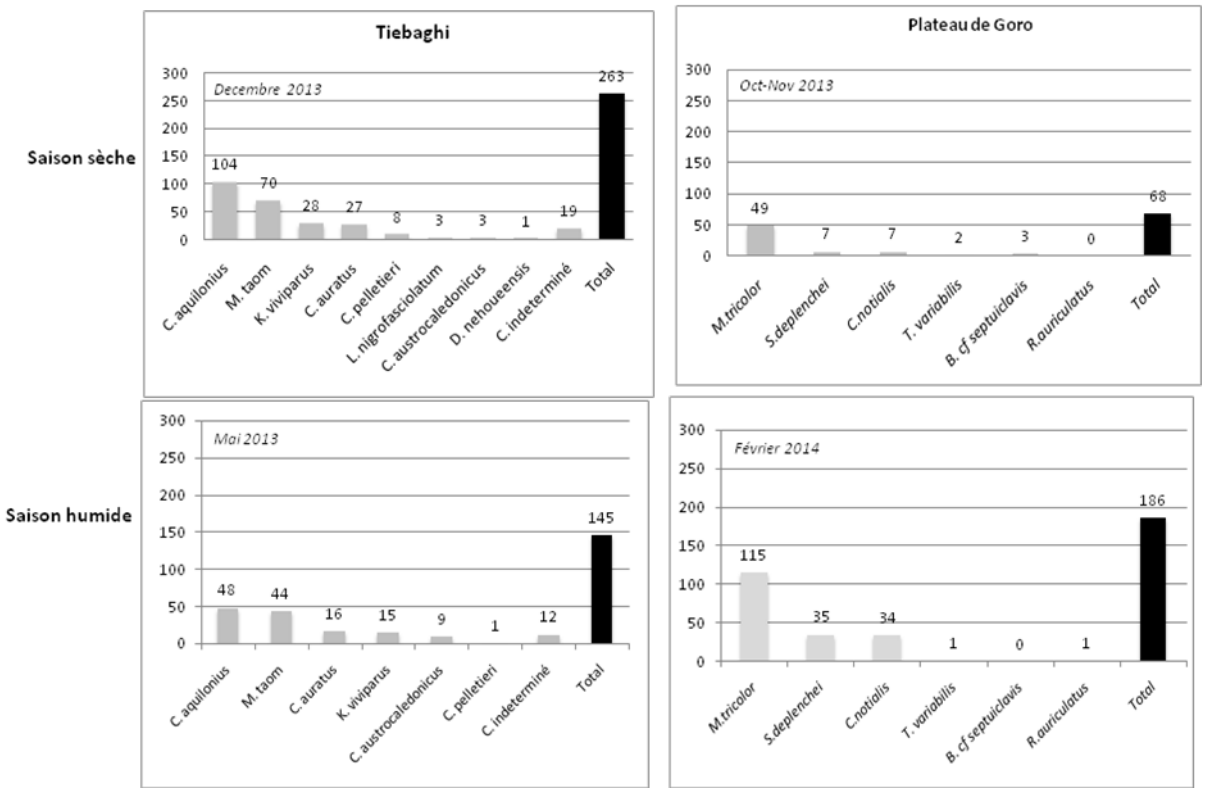


Figure 19 : Captures cumulées de reptiles après 72h de piégeage, respectivement sur le site de Tiébaghi et sur celui du plateau de Goro selon les saisons d'échantillonnage

Compte tenu de la grande ubiquité des espèces du genre *Caledoniscincus*, la présence d'une seule espèce (*C. notialis*), avec un caractère d'espèce subordonnée dans les communautés du plateau de Goro est intrigante (**Fig. 19**). La faune du plateau de Goro apparaît appauvrie avec seulement 4 espèces de scinques contre 7 espèces à Tiébaghi.

Tableau 8 : *Comparaison des 2 cortèges herpétologiques de Tiébaghi et du plateau de Goro*

	Tiébaghi		*Plateau de Goro*	
	Saison humide	Saison sèche	Saison humide	Saison sèche
Richesse spécifique	6	8	5	5
Abondance	145	263	186	68
Diversité spécifique (indice de Shannon)	1,45	1,46	0,95	0,84

Nous notons également une inversion dans le patron d'activité saisonnière de l'herpetofaune entre les 2 régions : il y a une plus grande activité en saison sèche à Tiébaghi et une plus grande activité en saison humide sur le plateau de Goro (**Fig. 19**). Ces variations sont sensibles tant du point de vue quantitatif (effectif) que qualitatif (nombre taxons) (**Tableau 8**). Nous n'avons pas détecté un lien avec un cycle de reproduction (pas significativement plus de capture de juvéniles au nord ou au sud en saison la plus favorable).

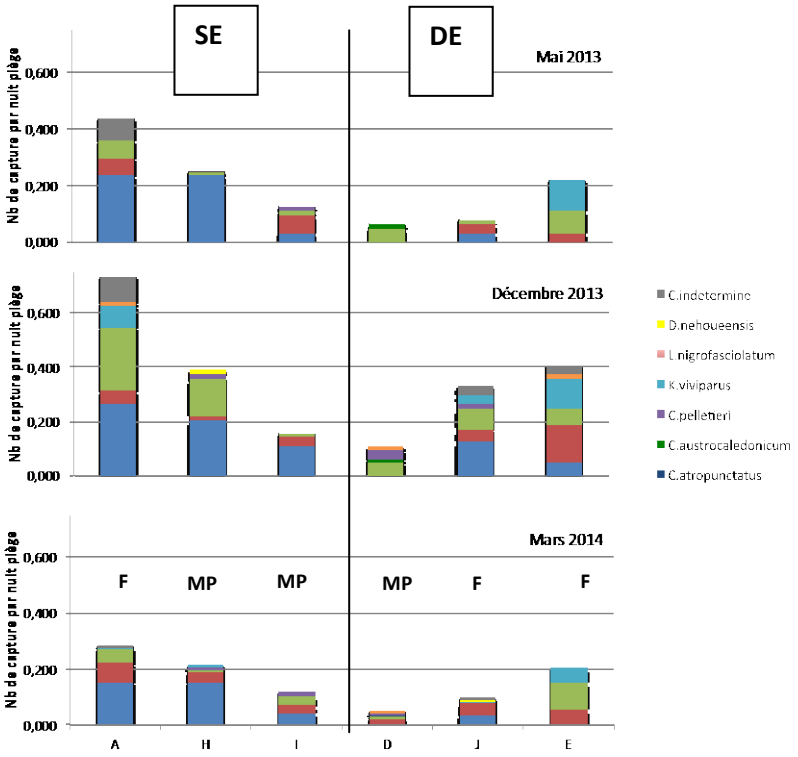
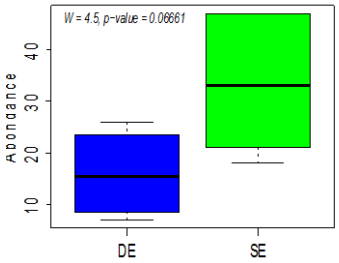


Figure 20 : Captures par nuit.piège pour les différentes espèces rencontrées à Tiébaghi entre Mai 2013 et Mars 2014. F : Forêt ; MP : Maquis paraforestier

Du point de vue de l'impact des fourmis invasives sur les communautés de reptiles, les données acquises ne permettent pas de statuer. Il y a globalement plus de reptiles à Tiébaghi (richesse/abondance) que sur le plateau de Goro, et ce malgré la présence des fourmis invasives. Cependant, à la saison la plus favorable (plus grande activité des reptiles), les 2 modalités d'invasion (simple invasion par *W. auropunctata* (notée SE)) et double invasion par *W. auropunctata* et *A. gracilipes* (notée DE)) n'ont pas d'influence significative sur les effectifs globaux de reptiles observés (*W = 4.5, p-value = 0.06661)*. Cependant, on constate quelle que soit la saison considérée et l'habitat considéré, moins de capture par nuit

piège dans les milieux simplement envahis par rapport aux milieux doublement envahis **(Fig. 20**).



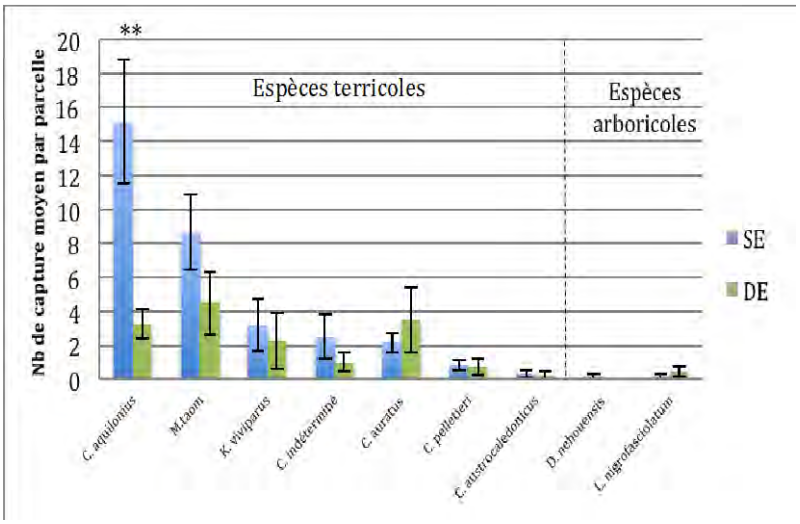


Figure 21 : Abondance moyenne des captures par parcelle (SE & DE)

Figure 22 : Effectif moyen des différents taxons capturés, par parcelle, après 72h de piégeage

Par ailleurs, l'effectif moyen de reptiles capturés par parcelle est supérieur en milieu SE avec 33 individus par parcelle contre 16 en milieu DE. (**Fig. 21**). Au niveau spécifique, seule la différence d'effectif observée chez *C. aquilonius* entre les habitats SE et DE est significative (*W = 23.5, p-value = 0.009328*), cette différence n'est pas significative pour les autre espèces, en particulier pour *M. taom (W = 17, p-value = 0.1672)* (**Fig. 22**).

Par contre, nous avons détecté une différence au niveau de la proportion de juvéniles capturés selon les 2 modalités d'invasion (**Fig. 23**). Il y a significativement moins de juvéniles en situation DE par rapport à la situation SE (*X-squared = 3.6643, df = 1, p-value = 0.0278*).

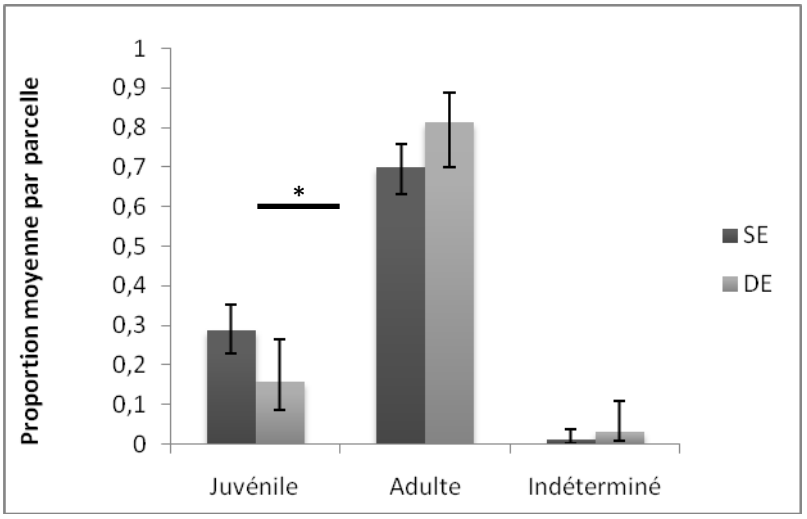


Figure 23: Composition de la communauté de reptiles par classe d'âge en milieu SE et DE (intervalle de confiance à 95%)

4.3.2 Caractérisation des communautés de fourmis des 2 régions étudiées

Les résultats présentés ci-dessous correspondent à l'analyse des prélèvements effectués en fin de saison sèche (oct-dec 2013) pour les 2 régions d'études Tiébaghi et du plateau de Goro.

Tableau 9 : *Comparaison des 2 cortèges myrmécologiques de Tiébaghi et du plateau de Goro, niveau d'invasion par W. auropunctata et A. gracilipes.*

Formicidae	*Tiébaghi*	*Plateau de Goro*
Nombre de familles	**6**	**8**
Nombre de genres	**29**	**25**
Nombre d'espèces	**37**	**39**
Abondance totale (hors *W. auropunctata et A. gracilipes)*	**11779** (2270)	**1413** (1406)
Contribution de *W. auropunctata et d'A. gracilipes* aux communautés de fourmis	**80,8 %**	**0,5%**
Taux de recouvrement faunistique (Indice de Jaccard)	**0,12**	
Nombre de fourmis endémiques ou autochtones	**23**	**30**
Nombre d'espèces exotiques	**7**	**4**
Nombre de fourmis dont origine géographique n'est pas établie	**7**	**5**

Nous avons recensé 2 communautés myrmécologiques d'une richesse comparable, avec 37 espèces réparties en 29 genres, appartenant à 6 sous-familles à Tiébaghi contre 39 espèces, réparties dans 25 genres, appartenant à 8 sous-familles au plateau de Goro (Tableau 4). Cependant, la communauté rencontrée dans la région de Goro apparait plus diversifiée, malgré de plus faibles effectifs (**Tableau 9**).

Il y a eu deux fois plus de captures de fourmis à Tiébaghi qu'à Goro (hors les 2 invasives majeures : 2270 vs 1406 individus (Tableau 9)). Globalement, il y a plus d'espèces endémiques dans la région du plateau de Goro (30 contre 23) appartenant à un plus grand nombre de sous familles, en particulier de groupes originaux (Ectatominae et Cerapachyinae) (**Tableau 9**).

Cependant, à l'image des communautés de reptiles, il y a peu de recouvrement spécifique entre les 2 régions, comme l'atteste l'indice de recouvrement de Jaccard (**Tableau 11**). Il y a un meilleur recouvrement au niveau générique, qui illustre la substitution d'espèces au sein des communautés, mais la conservation fonctionnelle représentée par le genre pour les communautés concernées. En première approche, il y a donc une certaine similarité de l'organisation fonctionnelle de ces formations forestières et paraforestières sur sols issus des roches ultramafiques. Cependant, les communautés rencontrées à Tiébaghi apparaissent altérées et déséquilibrées avec une domination des 2 fourmis invasives (*A. gracilipes* et *W . auropunctata*), qui représentent plus de 80 % de l'effectif des fourmis échantillonnées (**Tableau 8**). Outre la présence des 2 invasives majeures, on note la présence d'autres espèces exotiques à Tiébaghi, *B. obscurior, M. floricola, T. simillimum* (**Tableau 9**).

Au total, ces 3 espèces représentent 395 spécimens dont 379 *B. obscurior*. Avec 1875 spécimens (hors exotiques), la communauté de Tiébaghi reste plus abondante que celle de la région du plateau de Goro (1406 spécimens).

Tableau 10 : Récapitulatif des espèces de fourmis échantillonnées à Tiébaghi et dans la région du plateau de Goro.

Tiebaghi

Sous-famille	Espèce	Fonction	Origine
Ponerinae	*Anochetus_graeffeyi*	EP	N
	Cryptopone_rotundiceps	CP	N
	Hypoponera_sp1	CG	N/I
	Hypoponera_sp2	CG	N/I
	Hypoponera_sp3	CG	N/I
	Hypoponera_sp4	CG	N/I
	Hypoponera_sp5	CG	N/I
	Leptogenys_sagaris	EP	E
Dolichoderinae	*Iridomyrmex_cf_calvus*	DD	E
	Technomyrmex_vitiensis	WO	N
Formicinae	*Anoplolepis gracilipes*	DO	I
	Brachymyrmex_obscurior	WO	I
	Brachymyrmex_sp2	WO	I
	Camponotus_gambeyi	SC	E
	Camponotus_sp	SC	E
	Paraparatrechina_sp1	FOP	E
	Paraparatrechina_sp2	FOP	E
	Polyrhachis_guerini	SC	E
Myrmicinae	*Adelomyrmex_sp*	CG	E
	Calyptomyrmex_caledonicu	TCS	E
	Carebara_cf_sodalis.	CG	E
	Crematogaster_sp	GM	E
	Eurhopalothrix_caledonica	CP	E
	Lordomyrma_sp	TCS	E
	Monomorium_floricola	CCS	I
	Monomorium_sp	CCS	N
	Pheidole_sp1	GM	E
	Pheidole_sp2	GM	E
	Pheidole_sp3	GM	E
	Pyramica membranifera	?	I
	Solenopsis_papuana	CG	N/I
	Strumigenys_sp	CP	E/I
	Tetramorium_similimum	WO	I
	Vollenhovia_sp	CG	E
	Wasmannia auropunctata	DO	I
Proceratiinae	*Discothyrea_sp*	CP	E
Amblyoponinae	*Prionopelta_brocha*	CP	E

Plateau de Goro

Sous-famille	Espèce	Fonction	Origine
Ponerinae	*Hypoponera_sp1'*	CG	N/I
	Hypoponera_sp2'	CG	N/I
	Hypoponera_sp3'	CG	N/I
	Leptogenys_sagaris	EP	E
Dolichoderinae	*Leptomyrmex_nigriceps*	FOP	E
	Tapinoma_melanocephalum	WO	I
	Technomyrmex_vitiensis	WO	N
Formicinae	*Camponotus_sp1*	SC	E
	Camponotus_sp2	SC	E
	Paraparatrechina_sp1	FOP	E
	Paraparatrechina_sp2'	FOP	E
	Paraparatrechina_sp3'	FOP	E
Myrmicinae	*Adelomyrmex_sp*	CG	E
	Crematogaster_sp	GM	E
	Eurhopalothrix_caledonica	CP	E
	Lordomyrma_sp1	TCS	E
	Lordomyrma_sp2	TCS	E
	Lordomyrma_sp3	TCS	E
	Lordomyrma_sp4	TCS	E
	Meranoplus_leveillei	FOP	E
	Monomorium_sp1	CCS	I
	Monomorium_sp2	CCS	E
	Monomorium_sp3	CCS	E
	Orechtognatus_sarasini	CP	E
	Pheidole_sp1'	GM	E
	Pheidole_sp2'	GM	E
	Pheidole_sp3'	GM	E
	Pheidole_sp4'	GM	E
	Strumigenys_sp	CP	E/I
	Solenopsis_papuana	CG	N/I
	Tetramorium_tenuicrine	WO	I
	Vollenhovia_sp	CG	N
	Wasmannia auropunctata	DO	I
Proceratiinae	*Discothyrea sp*	CP	E
Amblyoponinae	*Prionopelta_brocha*	CP	E
Ectatomminae	*Rhytidoponera_sp1*	FOP	E
	Rhytidoponera_sp2	FOP	E
Cerapachyinae	*Cerapachys_sp*	EP	E
	Sphinctomyrmex_caledonicus	CP	E

Légende: *Leptogenys_sagaris* Espèces en commun
Anoplolepis gracilipes Espèces hautement envahissantes

Dans la région du plateau de Goro, nous avons noté la présence de *Tapinoma melanocephalum*, avec 4 individus dans 2 parcelles forestières (P6 et P8), et un début d'incursion de *W. auropunctata* dans deux parcelles forestières (respectivement P6 et P10) avec 7 individus (respectivement 5 et 2 individus), illustrant la pression d'invasion et la progression continue sur les milieux naturels de cette menace envahissante (**Tableau 9**).

Tableau 11 : Caractéristiques comparées des communautés de Formicidae entre milieu SE et DE

	SE		DE	
	Winkler	Pitfall	Winkler	Pitfall
Richesse spécifique	15	13	23	20
Abondance/piège	159,87	13,18	117,17	93,37
Diversité spécifique (Shannon index)	0,496	0,468	0,900	0,602
Taux de recouvrement faunistique (Indice de Jaccard)	0, 32			

En ce qui concerne les conséquences sur la composition et la structure de la myrmécofaune d'une invasion par *W. auropunctata* ou d'une double invasion par *W. auropunctata* et *A. gracilipes*, nous notons qu'il y a une plus grande richesse et diversité en

espèces (indices de Shannon) tant au niveau de la surface de la litière (pièges d'interception) que dans la litière en situation DE (**Tableau 11**). Le recouvrement faunistique entre les 2 modalités d'invasion est faible, l'indice de similarité de Jaccard indique un recouvrement faunistique de 32%, avec seulement 12 espèces en commun parmi les 37 recensées (**Tableau 11**).

Lorsque l'on compare les captures effectuées à l'aide des pièges pitfalls et des prélèvements de litières en milieu DE et SE, on constate que la communauté de Formicidae de litière est plus riche (*W = 2413.5, p-value = 0.02768*) et plus diversifié (Indice de Shannon) que la communauté de Formicidae évoluant à la surface du sol quelle que soit la modalité d'invasion (**Tableau 11)**.

La richesse spécifique et l'abondance moyenne par piège, en Formicidae fourrageant à la surface du sol (pitfall), à l'exclusion des 2 envahissantes majeures, est significativement plus faible en milieu SE (respectivement *W = 1720, p-value = 0.0001 et W = 2078, p-value = 5.791e-10*), et il en va de même lorsque l'on prend en compte les effectifs de *A. gracilipes et W. auropunctata (*respectivement *W = 350, p-value = 4.42e-10 et W = 128.5, p-value = 2.391e-14)*.

En revanche, il n'y a pas de différence significative de richesse spécifique par prélèvement de litière entre le milieu DE et SE, que l'on considère uniquement les Formicidae, autres que *A. gracilipes* et *W. auropunctata* (*W = 239, p-value = 0.1876*), ou bien que l'on considère l'ensemble de la communauté de Formicidae *(W = 125.5, p-value = 0.06359)*, ni de différence d'abondance moyenne (respectivement *W = 242, p-value =0.1714 et W = 243.5, p-value = 0.1591*) (**Tableau 11**).

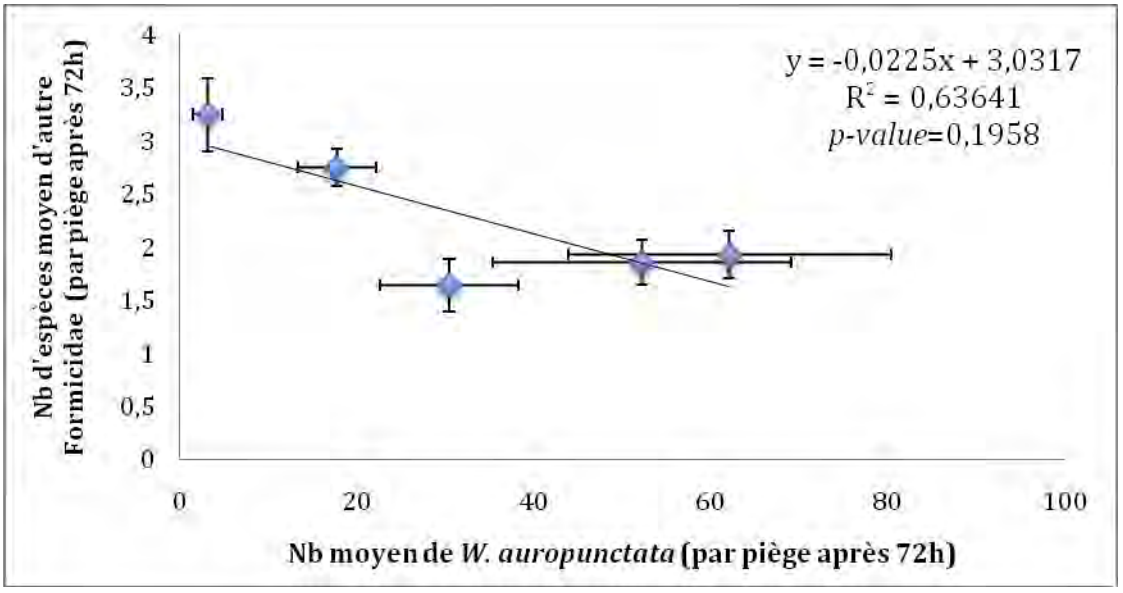


Figure 24: Richesse spécifique des autres Formicidae en fonction de l'abondance de *W. auropunctata* par parcelle dans les puits et prélèvements de litières combinés.

Cependant, lorsque l'on combine les données pitfalls et winkler, nous constatons qu'en moyenne, il y a une plus forte abondance et richesse spécifique en milieu DE par rapport au milieu SE (**Fig. 24**). *La richesse spécifique en Formicidae semble être influencée par le niveau d'invasion par W. auropunctata :* plus l'abondance de *W. auropunctata* augmente, plus la richesse spécifique moyenne par piège des autres Formicidae diminue. La pente de la droite n'est cependant pas significativement différente de zéro (**Fig. 24**).

4.3.3 Analyse de la co-occurrence entre *W. auropunctata* et *A. gracilipes* à Tiébaghi

Pour éclairer le patron saisonnier d'évolution des populations de fourmis invasives à Tiebaghi, nous avons analysé les données acquises par *pitfall trap* (mai 2013 et dec 2013). A l'image des reptiles, comme l'illustre la figure 25, il y une plus grande abondance des 2 fourmis invasives en saison sèche (fin novembre).

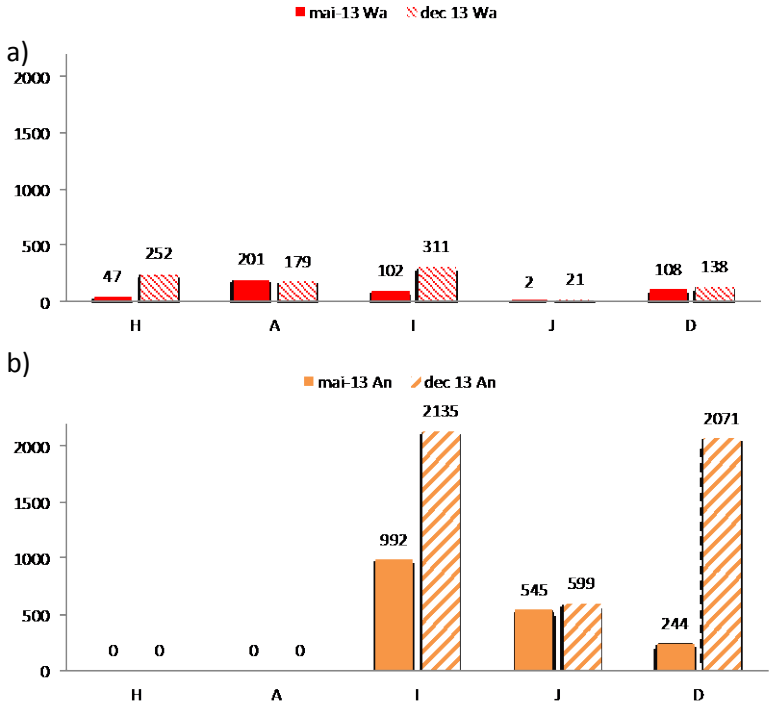


Figure 25 : *Evolution* Evolution des effectifs capturés par pièges d'interception entre les 2 saisons à Tiébaghi pour a) *W. auropunctata* ; b) *A. gracilipes*

Aux deux saisons considérées, *A. gracilipes* domine numériquement la communauté à la surface de la litière. Les effectifs capturés de *W. auropunctata* dans les différentes parcelles sont globalement plutôt faibles au niveau de la surface de la litière (Fig. 25).

Dans les conditions d'un double envahissement (DE), nous constatons que les populations de *W. auropunctata* sont moins abondantes. En moyenne, *W. auropunctata* est présente en milieu SE avec 46 individus récoltés par piège contre 24 individus en milieu DE (**Fig. 26**).

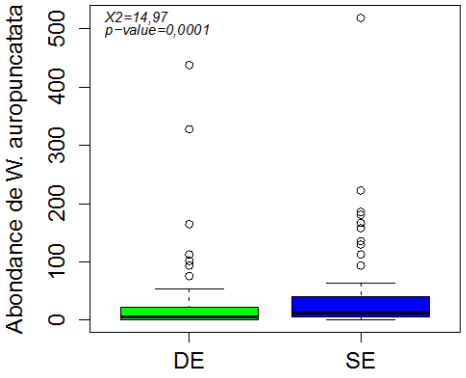


Figure 26 : *Effectif moyen de W. auropunctata retrouvé dans les puits et les prélèvements de litière en milieu SE (parcelles A et H) et en milieu DE (parcelles I, J, D)*

W. auropunctata est dominante dans la litière alors que *A. gracilipes* domine la surface de la litière (**Fig. 27**).

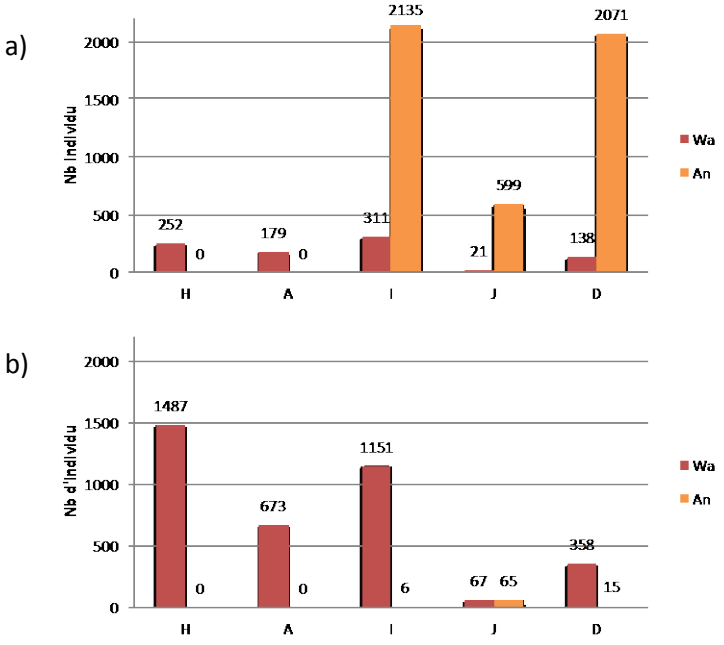


Figure 27 : Effectifs observés de *W. auropunctata* et *A. gracilipes* sur le site de Tiébaghi en décembre 2013 a) dans les pièges d'interception ;b) dans les quadrats de litière

4.3.4 Caractérisation fonctionnelle des myrmécofaunes échantillonnées

La **figure 28** illustre la structure fonctionnelle des communautés de fourmis prospectées, dans les 2 régions. Globalement, nous rencontrons plus de Myrmicines généralistes (GM) et beaucoup plus de spécialistes (CCS et TCS) dans la région du plateau de Goro par rapport à celle de Tiébaghi. Les Myrmicines généralistes sont le groupe le plus fréquent dans la région du plateau de Goro. La catégorie DO est quasi absente dans la région de Goro, et ne concerne qu'une incursion de *W. auropunctata* et de *T. melanocephalum*. La communauté des fourmis du plateau de Goro apparaît plus spécialisée et plus équilibrée. Toutefois, de façon inattendue, on observe une plus grande occurrence d'espèces généralistes cryptiques (CG) et de prédateur scryptiques (CP) à Tiébaghi par rapport au plateau de Goro. Cela pourrait s'expliquer par des conditions de litière différente malgré la présence d'invasives.

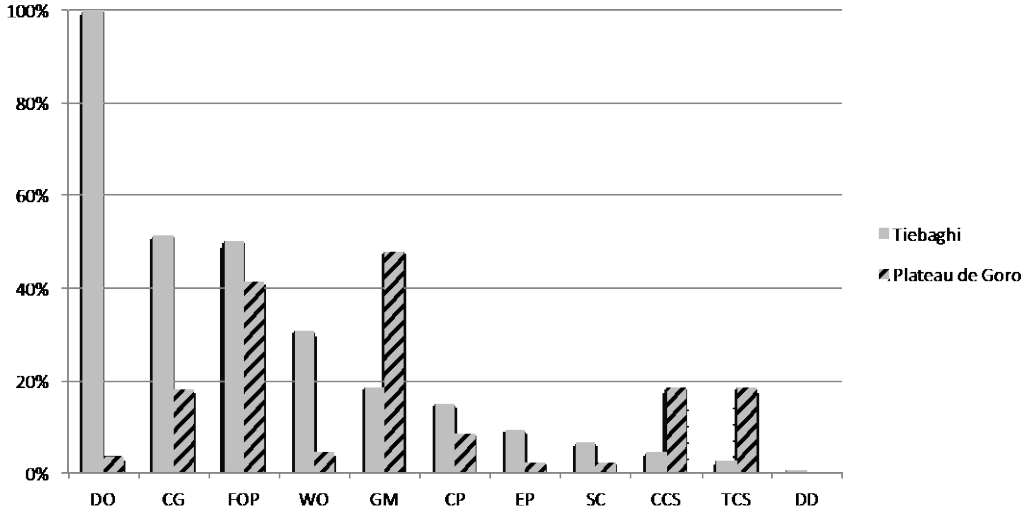


Figure 28 : Fréquences d'occurrence des groupes fonctionnels de Formicidae à Tiébaghi et sur le plateau de Goro *(DO : Dominant opportunist, CG : Cryptic generalists, FOP : Forest opportunists, WO : Weedy opportunist, GM :Generalised Myrmecinae, CCS : Cold climate specialists, CP : Cryptic predator, DD :Dominant Dolichoderinae, EP : Epigaeic predators, SC : Subordinate Camponotini, TCS : Tropical climate specialist)*

A Tiébaghi, d'un point de vue fonctionnel, on remarque que les 2 modalités d'invasion de milieux (SE/SD) présentent des profils de communautés déséquilibrées (faible équitabilité), avec une très forte prédominance des espèces opportunistes dominantes (DO) représentées par *W. auropunctata* et *A. gracilipes.* Ces 2 espèces sont retrouvées dans 100% des pièges quelle que soit la modalité d'invasion.

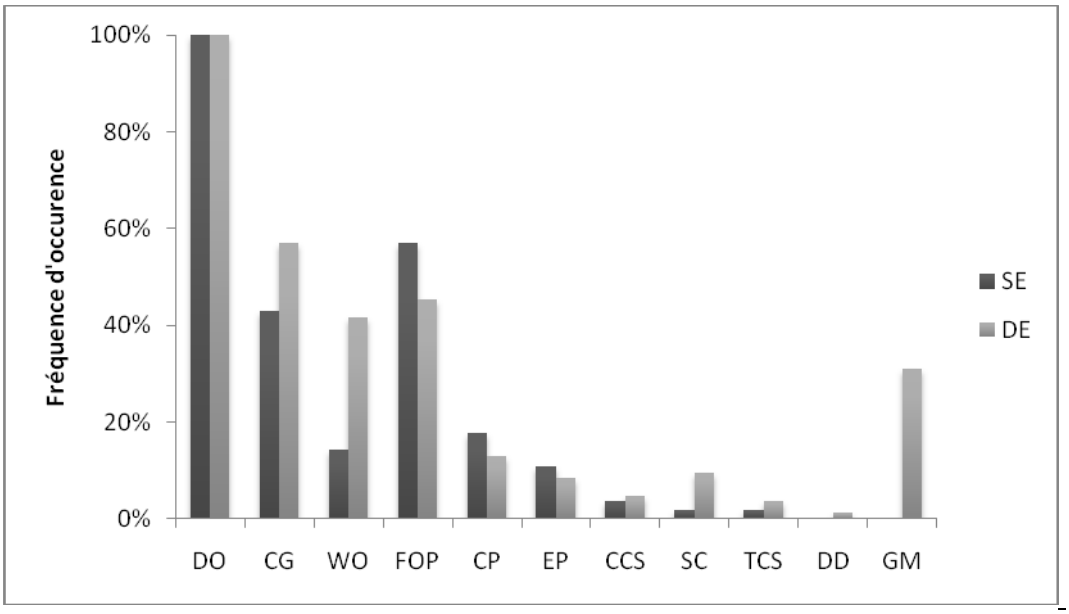


Figure 29 *:* Fréquences d'occurrence des groupes fonctionnels de Formicidae dans les pièges pitfalls et les prélèvements de litière combinés, selon modalités SE et DE, à Tiébaghi

Cependant, le structure du reste de la communauté apparaît différente. En milieu DE, nous observons une forte occurrence de Myrmicinae généralites (GM), illustrée par le genre Pheidole, genre qui est présent dans 31% des pièges, alors même qu'il est absent du milieu SE (**Fig. 29**). De même, les espèces opportunistes de litières (WO) sont très présentes en milieu DE, avec une occurrence de 41,7%, contre seulement 14,3% en milieu SE. Celles-ci sont majoritairement représentées par *B. obscurior*, en situation DE (Fig. 29). Cette espèce se comporte comme une accompagnatrice des 2 invasives majeures. D'autre part, une inversion en terme de fréquence d'occurrence par piège est observée entre les généralistes cryptiques (CG) et les opportunistes forestières (FOP) entre les milieux SE et DE, avec une plus forte prédominance de CG et une plus faible présence de FOP en milieu DE par rapport au milieu SE (**Fig. 29**). Par ailleurs, 2 groupes fonctionnels sont quasi absents en situation SE : les dominantes Dolichoderines (DD) et les Camponotini subordonnées (SC).

La communauté observée en situation SE apparaît plus altérée, avec une structure fonctionnelle plus déséquilibrée.

4.3.5. Caractérisation des communautés d'arthropodes de la litière dans les 2 régions

Les résultats exposés ci-dessous correspondent à l'analyse des prélèvements effectués dans la litière lors de la saison sèche (Oct-Nov. 2013) pour les 2 sites d'études Tiébaghi et Goro.

4.3.5.1. *Comparaison de la composition taxonomique entre les deux régions*

A Tiébaghi, 6559 arthropodes non Formicidae ont été récoltés (4278 arthropodes dans les prélèvements de quadrats de litière et 2381 les pièges d'interception), répartis dans 23 niveaux taxonomiques (ordres ou groupes). Sur le plateau de Goro, nous avons capturé 6124 arthropodes (3114 arthropodes dans les prélèvements de quadrats de litière et 3010 arthropodes dans les pièges d'interception) dans 22 niveaux taxonomiques (ordres ou groupes).

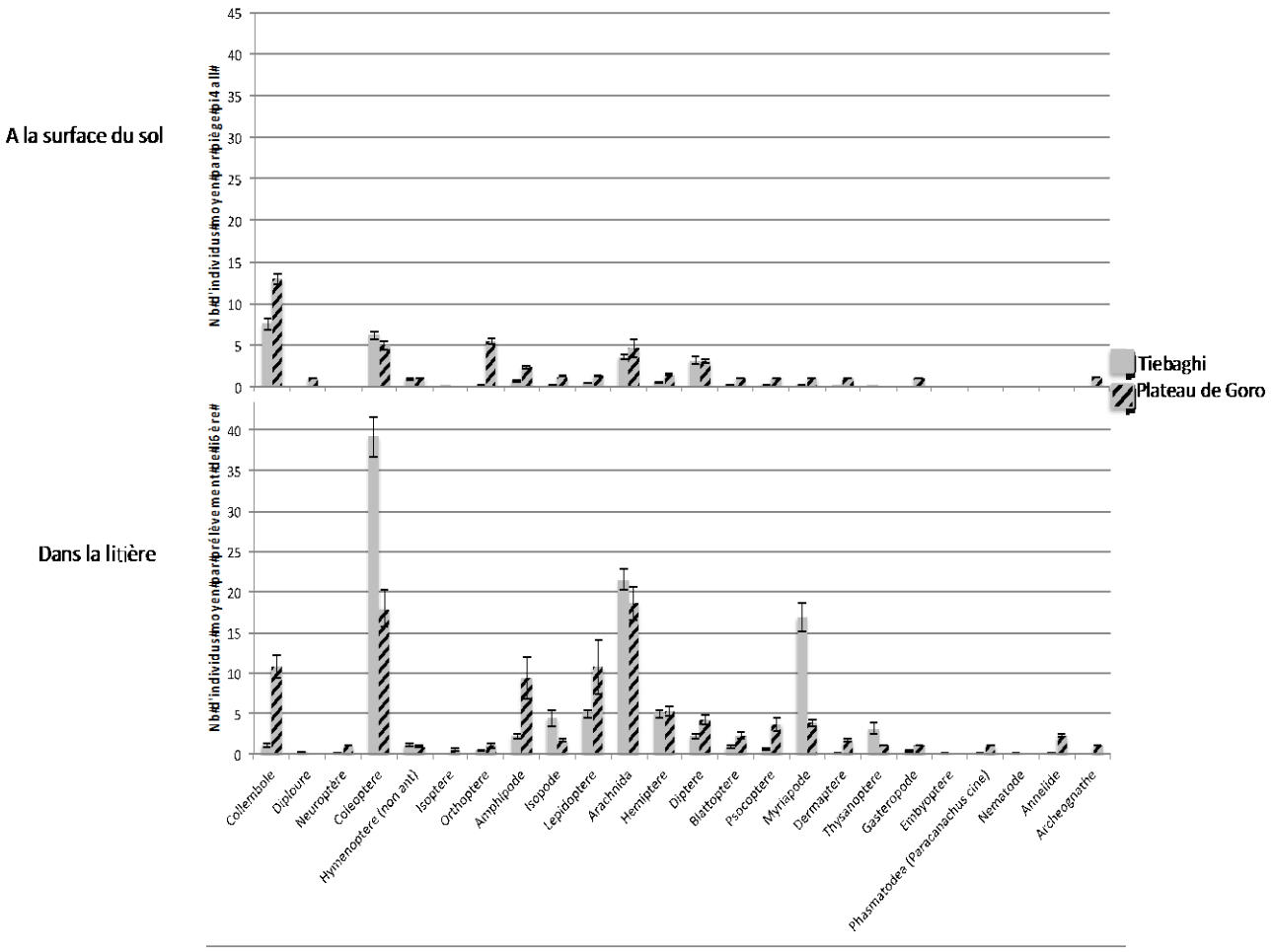


Figure 30 : Comparaison des effectifs moyens d'arthropodes (non Formicidae) capturés par piège d'interception et par prélèvement de litière

D'un point de vue de abondance globale, les effectifs capturés sont relativement faibles dans les 2 régions. il n'y a peu de différence marquée. Nous notons cependant des captures plus nombreuses par pièges d'interception à Tiébaghi et des captures plus abondantes dans les quadrats de litière dans la région du plateau de Goro. Du point de vue de la composition taxonomique de la faune des arthropodes rencontrée dans les 2 régions, là encore, de différences sont peu marquées.

Les différences d'effectifs entre taxons sont faibles et non significatives, dans un contexte de faune peu abondante. Au niveau du plateau de Goro par rapport à Tiébaghi, nous constatons une plus forte abondance de collemboles, d'amphipodes, d'orthoptères, de blattes, de phasmes, de psocoptères et de larves de lépidoptères, par contre une plus faible abondance de coléoptères et de myriapodes (**Fig. 30**).

L'impact des fourmis invasives semble peu sensible sur la communauté des arthropodes de litière, et donc la disponibilité en proies pour les scinques. Cependant, cela pourrait être sensible pour les plus grosses proies arthropodes (phasmes, orthoptères (grillons et sauterelles), blattes, chenilles voire amphipodes). Cependant, les données acquises ne permettent pas d'avoir des valeurs significatives.

4.3.5.2 Comparaison de la structure fonctionnelle des communautés d'arthropodes rencontrées dans des 2 régions

Lorsque l'on compare la structure fonctionnelle des communautés rencontrées dans les deux régions, nous nous apercevons qu'il y a peu de différence. Dans la région du plateau de Goro, il y a globalement moins de xylophages et de consommateurs de champignons, mais plus d'insectes floricoles et plus de parasitoïdes (**Fig. 31**). La plus grande

fréquence d'occurrence des Parasitoïdes pourrait être un signal d'une plus grande gamme d'hôtes présents en zones non envahies. Mais, une approche taxonomique plus fine est nécessaire.

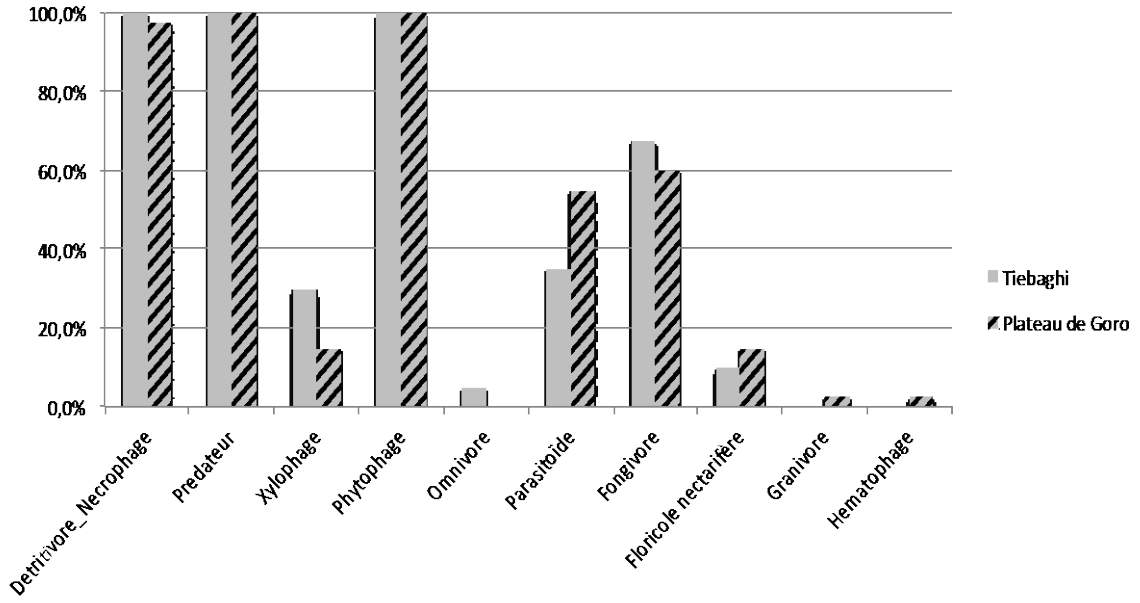


Figure 31 : Fréquences d'occurrence des groupes fonctionnels d'arthropodes non Formicidae au Nord en zone envahie et au Sud en zone non envahie

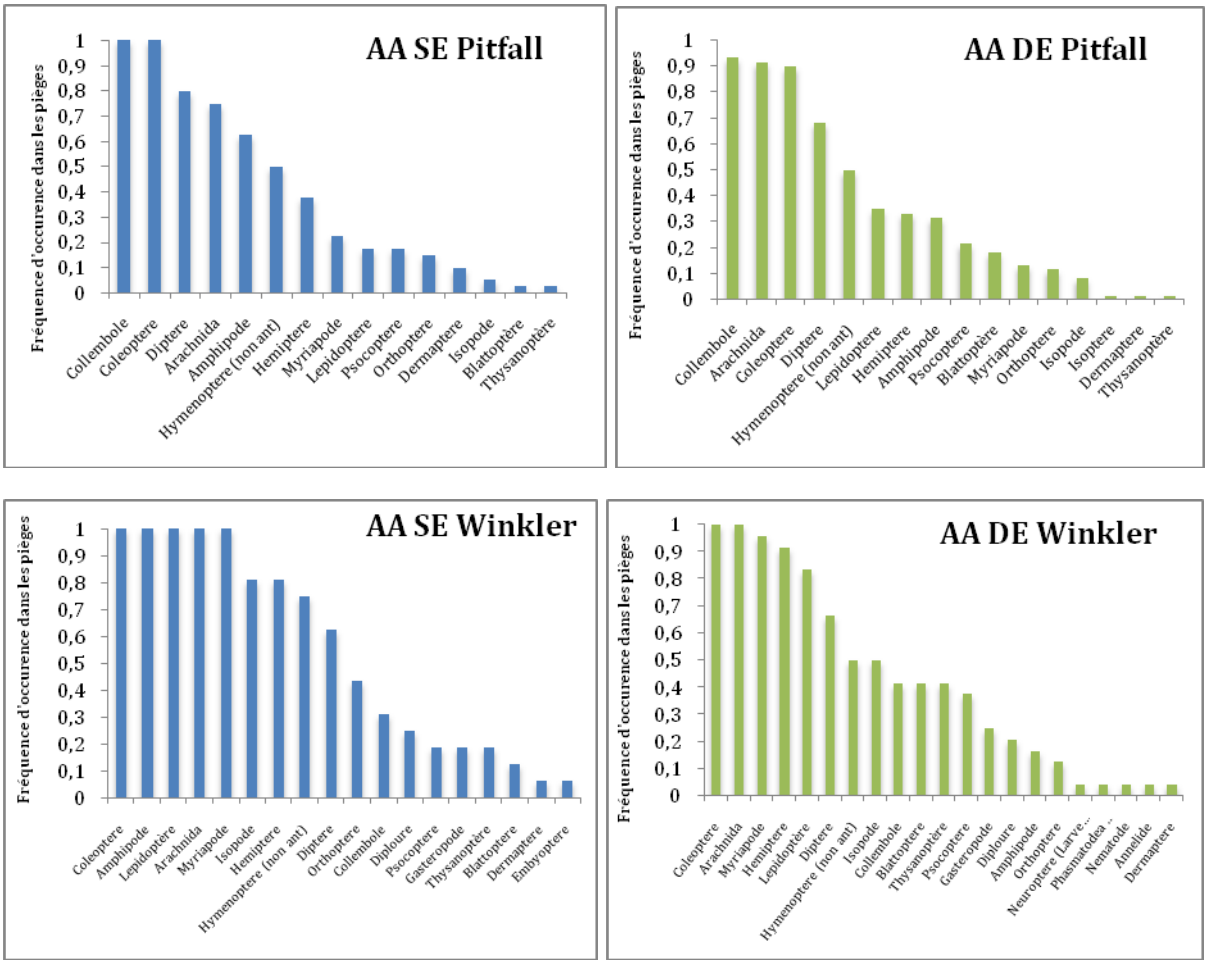


Figure 32 *: Fréquences d'occurrence des arthropodes non Formicidae (AA) capturés en milieu simplement envahi (SE) et doublement envahi (DE) par les pièges d'interception (pitfall) et les prélèvements de litière (Winkler).*

De la même façon, si nous comparons les communautés observées entre modalité simplement envahie (SE) et doublement envahis (DE), les différences sont également peu sensibles et les communautés d'arthropodes apparaissent plutôt similaires (**Fig. 32**).

Nous notons, à la surface de la litière, une raréfaction des arachnides (majoritairement représentés au niveau de ce compartiment par des araignées); des amphipodes, des isopodes et des blattes entre la situation DE et la situation SE (moindre fréquence en SE). Dans les prélèvements de litière, il y a peu de différence. Il y a une légère raréfaction des blattes, des phasmes et de psoques entre DE et SE (moindre fréquence en SE). Par contre, il y a une réduction de l'occurrence des isopodes, amphipodes et hémiptères entre la situation SE et DE (moindre fréquence en DE). En ce qui concerne les arachnides, il n'y a pas de différence, mais contrairement à la surface du sol, ceux-ci sont majoritairement représentés par différents acariens (Oribates et Gamasides) et non plus par des araignées. Les araignées semblent plus affectées par la présence de *W. auropunctata*.

4.3.6. Evaluation des conséquences sur le maintien à long terme des scinques. Analyse du cas de *Marmorosphax taom,* un scinque myrmécophage (CR) à Tiébaghi

Dans le cadre de ce projet d'écologie trophique, nous avons pu analyser 49 fèces de *Marmorosphax taom*. Le caractère myrmécophage de *M. taom* a été confirmé avec 95,9% d'occurrence de Formicidae dans les fèces (**Fig. 33**).

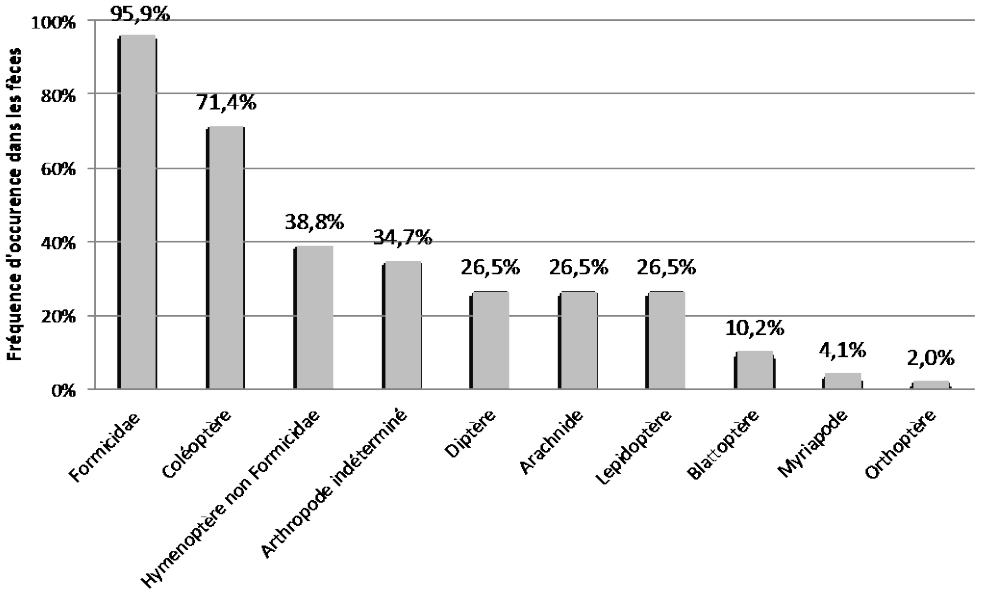


Figure 33 : Fréquences d'occurrence des différents arthropodes retrouvés dans les fèces de *M. taom*

En dehors des Formicidae, le régime alimentaire est constitué de différents groupes d'arthropodes, notamment des coléoptères (71,4% d'occurrence) (**Fig. 33**). Cependant, il faut noter qu'au sein d'une fèces, les Formicidae représentent en moyenne 73% des proies totales, et ceci quelle que soit la modalité d'invasion SE ou DE, et la proportion de Formicidae rencontrée dans le milieu (**Fig. 34**). Pourtant, dans le milieu SE, les fourmis contribuent seulement à 52% de la communauté (**Fig. 34**)

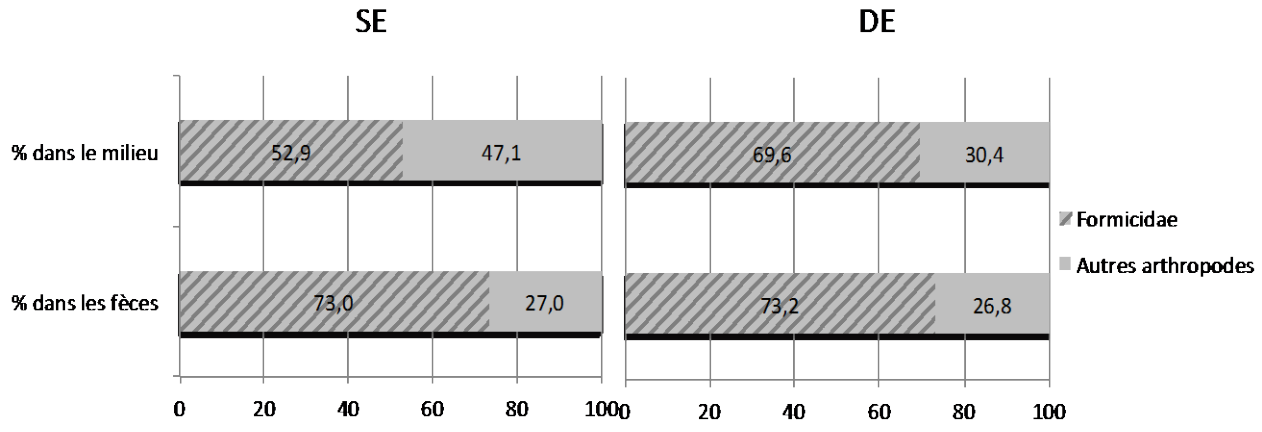


Figure 34 : *Proportions de Formicidae dans le régime alimentaire de* M. taom *en milieu SE et DE comparées à la proportion observé de fourmis dans le milieu*

En regardant de plus près l'identité des Formicidae consommées, on se rend compte que *M. taom* est capable de consommer les 2 espèces invasives. La proportion représentée par *W. auropunctata* parmi l'ensemble des proies atteint *25,3%* en milieu SE alors que les 2 fourmis invasives représentent 35% des proies rencontrées en milieu DE (avec respectivement une contribution à l'ensemble des proies de 19,9 % pour *A. gracilipes* et 15,8% pour *W. auropunctata*) (**Fig. 35**).

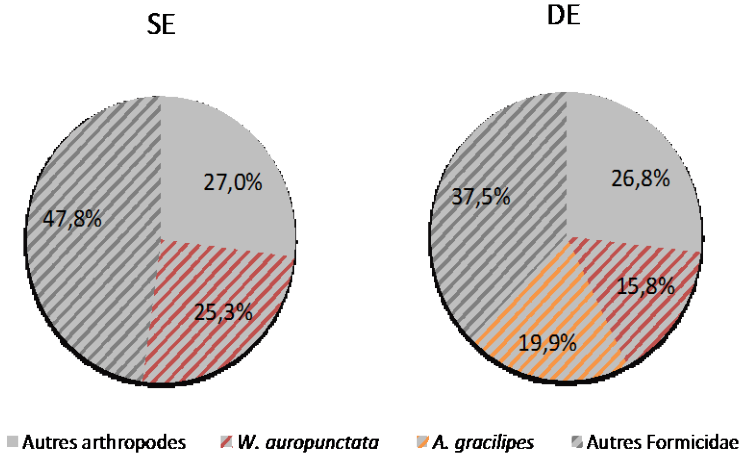


Figure 35 : *Proportion de* W. auropunctata *et* A. gracilipes *consommées par* M. taom *par rapport aux autres Formicidae et autres arthropodes selon les 2 contextes d'invasion étudiés (SE) vs (DE).*

Par ailleurs, nous remarquons que l'on retrouve une proportion plus importante de fourmis natives dans les fèces de *M. taom* comparativement à leur contribution à la communauté dans le milieu. Parallèlement, pour les invasives, leur contribution aux proies est plus faible que leur contribution aux communautés (**Fig. 36**). Ainsi, en situation SE, les fourmis autochtones représentent 40% des proies alors qu'elles ne représentent qu'à peine 7 % de la communauté. Dans le même temps, *W. auropunctata* représente 22% des proeis alors qu'elles contribuent à plus de 33% à la communauté. En situation DE, les fourmis autochtones représentent 28 % des proies pour une contribution seulement de 13% à la communauté. De même, pour les 2 invasives, elles contribuent à plus de 35% des proies alors qu'elles représentent près de 47% de la communauté. *M. taom* semble donc sélectionner les fourmis natives, une certaine préférence alimentaire à leur encontre.

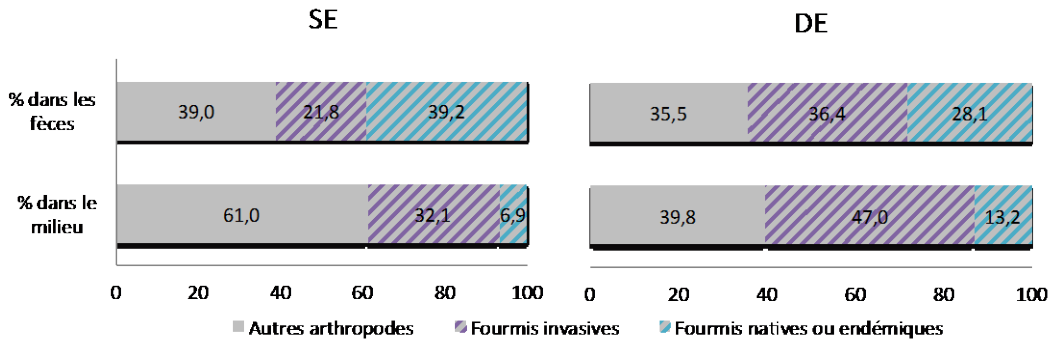


Figure 36 : *Contribution des fourmis invasives au régime alimentaire de M. taom par comparaison aux fourmis natives et à leur contribution aux communautés échantillonnées dans les habitats.*

En milieu doublement envahi, *M. taom* semble sélectionner préférentiellement la consommation de *W. auropunctata* au détriment *d'A. gracilipes*, puisque nous retrouvons en moyenne autant de *W. auropunctata* que d'*A. gracilipes* dans les fèces de *M. taom* (**Fig. 37**), alors que *W. auropunctata* est en moindre effectif dans le milieu DE par rapport à *A. gracilipes*.

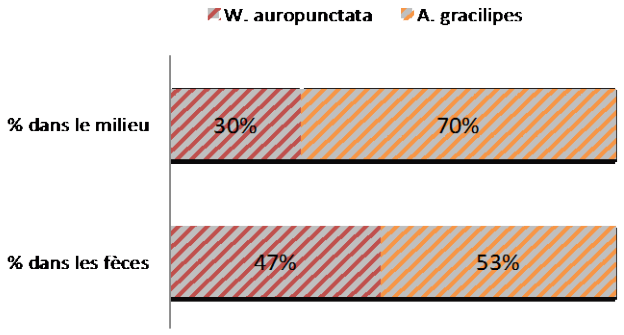


Figure 37 : *Proportion de W. auropunctata et A. gracilipes retrouvées respectivement dans les fèces de M. taom en milieu doublement envahi (DE) comparées à leur abondance respective dans les milieux naturels*

Par ailleurs, une singularité a été observée au cours de l'identification en laboratoire des débris d'arthropodes présents dans les fèces, respectivement 39% et 33% des individus de *W. auropunctata* ont été retrouvés entiers et intacts, respectivement dans les fèces des *M. taom* en milieu SE et DE. Ce qui correspond à 10% en moyenne du bol alimentaire des *M. taom* en milieu SE et 6% en milieu DE. Ce qui nous interroge sur la possible absence d'apport nutritif lors de la consommation de *W. auropunctata* par *M. taom*.

4.4 DISCUSSION DES PRINCIPAUX RÉSULTATS

Notre protocole d'échantillonnage à partir de pièges d'interceptions collants, nous a permis d'accéder aux espèces dominantes actives des deux principales guildes de reptiles présentes dans les reliques forestières et les maquis paraforestiers : (i) les espèces « cryptiques », qui s'abritent et fourragent sous la surface de la litière et les éléments qui couvrent le sol, (ii) les espèces de surface à activité diurne restreintes au sol, qui ont tendance à fourrager à la surface de la litière et qui se chauffent au soleil à la surface de la couverture du sol (litière, bois mort, blocs rocheux..). De façon occasionnelle, nous avons capturé des spécimens appartenant à la guilde des espèces de surface, à activité diurne arboricole, qui ont plutôt tendance à fourrager et à se chauffer sur les troncs et le feuillage des arbres, mais aussi actifs à la surface du sol (litière, bois mort et souches, …).

La plus forte abondance et richesse spécifique (8 espèces contre 6) des reptiles observées au Nord est paradoxale, compte tenu du contexte faunistique régional de chacune des 2 régions. Les inventaires menés ces dernières années dans ces 2 régions ont établi la richesse herpétologique à 30 taxa et 23 taxa respectivement, pour la région élargie du plateau de Goro (périphérie de la plaine des lacs, au sud du lac artificiel de Yaté et du

PPRB) et la région de Tiébaghi (voir annexes 1 & 2). Cela indique des communautés dominées par un nombre d'espèces plus restreint au sud avec des espèces à faibles effectifs.

Notre protocole nous a permis d'échantillonner principalement les scinques. Si nous regardons en détail ce compartiment, nous avons échantillonné 7 espèces de scinques à Tiébaghi contre 4 dans la région de Goro, alors que la faune attendue est respectivement de 14 et 16 espèces (Annexes 1 et 2). En outre, le massif de Tiébaghi est concerné par l'invasion de 2 fourmis hautement envahissantes (*W. auropunctata* et *A. gracilipes*) alors que les habitats visités dans la région du plateau de Goro étaient non affectés par l'une ou l'autre de ces 2 fourmis exotiques.

L'histoire de fragmentation des habitats est sans doute plus ancienne dans le sud. La région du grand sud ayant fait l'objet d'une très forte pression de déforestation lors de la colonisation pénale, associée à des incendies répétés. Ce qui a sans doute profondément fragilisé les populations résidentes de reptiles. Sur le site de Tiébaghi, la continuité des habitats pourrait avoir été plus préservée, malgré une exploitation minière démarrée en 1875, mais en l'absence d'incendies majeurs et d'une reprise récente de l'exploitation minière à grande échelle. L'inversion du patron d'abondance saisonnière au Nord et au Sud, avec une plus forte abondance de reptile capturée en saison fraîche au Sud et en saison sèche au Nord reste inexpliquée et pourrait être liée à des paramètres climatiques contrastées entre les 2 régions, influant sur les périodes de reproduction.

Du point de vue des conséquences de l'invasion par *W. auropunctata* et *A. gracilipes*, les résultats obtenus sont contrastés, mais difficile à interpréter. En particulier, de façon inattendue, nous avons pu observer des sites doublement envahies par des fourmis réputées s'exclure mutuellement. Il est difficile de savoir si l'invasion sympatrique observée est un état transitoire, ou s'Sil est stable dans le temps. Compte tenu de l'histoire d'invasion de la Nouvelle-Calédonie par les 2 espèces (Emery 1883; Fabres et Brown 1978; Jourdan 1997, 1999), l'invasion par *A. gracilipes* semble plus ancienne et *W. auropunctata* serait arrivée secondairement (nous considérons les sites doublement envahis comme ayant d'abord été envahi par *A. gracilipes*). Dans la situation doublement envahie, il semble y avoir au niveau de la litière, un réel partage (compartimentation écologique) de l'espace de fourragement entre les deux espèces de fourmis invasives, ce qui permet la cohabitation au moins temporaire entre ces 2 espèces (*A. gracilipes* domine le compartiment à la surface de la litière alors que *W. auropunctata* domine le compartiment « intérieur » de la litière). Cette situation pourrait être transitoire, le temps que *W. auropunctata* construise des populations suffisamment abondantes lui permettant alors de dominer également la surface de la litière et exclure *A. gracilipes*. Cependant, les abondances observées pour chacune des deux espèces sont relativement faibles par rapport à la littérature (Jourdan 1999 ; Abbott 2005, 2006 ; Lester et Tavite 2004 ; Orivel *et al.* 2009) et ne correspondent pas à des niveaux de pullulation exceptionnelles. Cela nous questionnent sur de possibles limitations de l'expansion de ces 2 espèces dans les conditions naturelles de Tiébaghi (limitation de ressources ? conditions climatiques plus défavorables ? ne permettant pas l'émergence de fortes populations ? défaut de sites de nidification ? …) ou également des effets de compensation entre les 2 espèces plutôt que des effets cascade tels qu'intuitivement imaginé dans un contexte d'une double invasion par des espèces agressives.

Quoi qu'il en soit du point de vue de la composition des communautés de reptiles, il y a globalement moins de scinques en situation doublement envahi, notamment des juvéniles. Le mécanisme classiquement évoqué et la disparition des proies des reptiles qui les excluraient des habitats envahis par les fourmis invasives (Suarez *et al*; 2000; Jourdan *et al.* 2001). Mais, cette hypothèse n'est pas clairement soutenue par nos résultats obtenus.

En effet, du point de vue de l'inventaire myrmécologique, nos échantillonnages standardisés, nous ont permis d'observer principalement les espèces dominantes de la myrmécofaune. Nous avons ainsi capturé 37 espèces de fourmis différentes sur Tiébaghi parmi les 51 espèces actuellement recensées du massif (nous n'avons cependant pas exploré tous les milieux et nous nous sommes cantonnés aux habitats de moyenne altitude)

contre 39 espèces dans le sud (parmi une faune actuellement recensée de 70 espèces). Cependant, si d'un point de vue composition taxonomique, il y a une moindre richesse d'espèces et de sous famille à Tiébaghi, la différence est peu prononcée par rapport à l'impact attendu de ces espèces de fourmis hautement envahissantes sur les autres espèces de fourmis. Du point de vue des communautés de fourmis, l'impact est plus marqué dans les parcelles envahies par *W. auropunctata* plutôt que dans les zones doublement envahies. D'un point de vue fonctionnel, nous constatons la diminution des Myrmicine généraliste (GM) -principalement représentées par des espèces au sein du genre Pheidole, qui ont une écologie et morphologie proche de *W. auropunctata* et qui sont donc plus sensibles à l'invasion par cette espèce de fourmi. On constate également une diminution des spécialistes (CCS et TCS) en milieu envahi au Nord, représenté par des espèces de grande taille et qui utilisent des ressources spécialisées qui sont également exploitées par les fourmis envahissantes.

Du point de vue de la communauté des arthropodes de litière, l'impact des fourmis invasives semble peu sensible, et donc n'influe pas significativement sur la disponibilité en proies pour les scinques. Cela pourrait être cependant sensible pour les plus grosses proies arthropodes (phasmes, blattes et orthoptères (grillons et sauterelles), chenilles voire amphipodes). Cependant, les données acquises ne permettent pas d'avoir des valeurs significatives. Lorsque l'on compare la structure fonctionnelle des communautés rencontrées dans les deux régions, nous nous apercevons qu'il y a peu de différence. Dans la région du plateau de Goro, il y a globalement moins de xylophages et de consommateurs de champignons mais plus d'insectes floricoles et plus de parasitoïdes. La plus grande fréquence d'occurrence des Parasitoïdes pourrait être un signal d'une plus grande gamme d'hôtes présents en zones non envahies. Seule une approche taxonomique plus fine permettrait de trancher cette hypothèse. Ainsi, la plus faible présence de coléoptères et de myriapodes au sud (des taxons dont l'écologie est étroitement liée à la présence de bois mort), illustreraient des perturbations plus anciennes que l'activité minière. En effet, avant d'être le lieu d'une exploitation minière, cette région a été pendant exploitée longtemps pour son bois (colonisation pénale à partir des années 1870). La plus faible abondance de coléoptères et de myriapodes, également illustrée du point de vue fonctionnel par la plus faible abondance de xylophages et de fongivores pourrait être les marqueurs de l'impact de cette ancienne activité d'exploitation de bois.

D'ailleurs, Read et Jaffré (2013) posent la question de l'existence de reliques forestières non impactées par l'Homme dans le sud.

De la même façon, si nous comparons les communautés observées entre modalité simplement envahie (SE) et doublement envahis (DE), les différences sont également peu sensibles et les communautés d'arthropodes apparaissent plutôt similaires. Nous notons, à la surface de la litière, une raréfaction des arachnides (majoritairement représentés au niveau de ce compartiment par des araignées); des amphipodes, des isopodes et des blattes entre la situation DE et la situation SE (moindre fréquence en SE). Dans les prélèvements de litière, il y a peu de différence. Il y a une légère raréfaction des blattes, des phasmes et de psoques entre DE et SE (moindre fréquence d'occurrence en SE). Par contre, il y a une réduction de l'occurrence des isopodes, amphipodes et hémiptères entre la situation SE et DE (moindre fréquence d'occurrence en DE). En ce qui concerne les arachnides, il n'y a pas de différence, mais contrairement à la surface du sol, ceux-ci sont majoritairement représentés par différents acariens (Oribates et Gamasides) et non plus par des araignées. Les araignées semblent plus affectées par la présence de *W. auropunctata*. La présence d'une plus grande richesse en orthoptères, amphipodes et de lépidoptères en milieu non envahi illustre également la pression réalisée par *W. auropunctata* sur ces groupes de la faune.

Par ailleurs, l'étude détaillée du régime alimentaire de *M. taom*, espèce a priori myrmécophage par analogie avec son espèce sœur dans le reste de la grande terre, *Marmorosphax tricolor* (Jourdan *et al.* 2012), nous a permis d'explorer une relation plus complexe entre une espèce à la prédation spécialisée vis-à-vis des fourmis et les fourmis envahissantes. Notre étude confirme donc le caractère myrmécophage de *M. taom* (avec

une occurrence de 95,9% de Formicidae dans les fèces). De plus, on constate une constance remarquable dans la proportion de proies représentés par les fourmis (73%), quelle que soit la composition des communautés d'arthropodes du milieu. Cette contribution importante de la myrmécophagie au régime alimentaire semble commune au genre *Marmorosphax,* puisqu'on retrouvait la même proportion Formicidae/Arthropodes non Formicidae, dans les estomacs de *M. tricolor (71% de Formicidae)* (Jourdan *et al.* 2012).

Par ailleurs, *M. taom* est capable de consommer des fourmis envahissantes contrairement à d'autres exemples de myrmécophages, trouvés dans la littérature, confrontés à la propagation de fourmis invasives. Ainsi, Suarez *et al.* (2000) ont montré que *Phryrosoma coronatum*, un lézard myrmécophage de la région sud Californienne, confronté à la progression de *Linepithema humile (Mayr)*, la fourmi d'Argentine, une autre fourmi envahissante, était incapable de consommer cette nouvelle ressource et qu'elle consommait en contre partie plus d'autres arthropodes du sol. Cependant, ce reptile montre une prédation spécialisée à l'encontre de Formicidae granivores. Ces fourmis présentent des habitudes de fourragement très particulières, que ne présente pas la fourmi d'Argentine. En l'absence de granivores, *P. coronatum* est incapable de prédater *L. humile* qui n'adopte pas le comportement que le lézard à l'habitude de chasser. Ce dernier n'a pas la capacité à s'adapter à cette nouvelle proie, faute du comportement de chasse *ad hoc*. Le lézard reporte sa prédation sur d'autres groupes d'arthropodes aux risques d'amplifier les conséquences de la progression de la fourmi d'argentine.

Dans notre étude, *M. taom* n'apparaît pas comme un prédateur spécialisé sur un groupe de fourmis autochtones particulières, mais comme opportuniste vis-à-vis des fourmis. Au contraire, *M. taom* s'est aussi montré capable de consommer des espèces exotiques. Dans ce contexte d'invasion, *A. gracilipes* et *W. auropunctata* peuvent donc représenter de nouvelles ressources alimentaires pour cette espèce de reptile en danger critique d'extinction. Cependant, *M. taom* consomme proportionnellement plus de fourmis natives que de fourmis envahissantes lorsque l'on compare aux communautés de fourmis échantillonnées dans la nature. Ainsi, *M. taom* réalise donc une sélection en faveur des proies natives. Si ce scinque apparaît capable de s'adapter à la présence d'envahissantes, pourtant, il n'est pas assuré qu'il puisse se maintenir si l'abondance de *W. auropunctata* et *d'A. gracilipes* venait à augmenter, compte tenu de ses préférences trophiques. Par ailleurs, parmi les fourmis hautement envahissantes, on remarque que *M. taom* effectue une sélection en faveur de *W. auropunctata.* Ce qui n'est pas étonnant au vue des habitudes de fourragements de *M. taom* qui prospecte discrètement sous les feuilles de la litière, là où se rencontre préférentiellemnt les agrégats de *W. auropunctata*. Cela offre l'opportunité à ce scinque de consommer des calies d'un seul coup (comme l'atteste la présence de reines dans les fèces). Cependant, lorsque l'on regarde de plus près les individus de *W. auropunctata*, on remarque qu'il y a une proportion non négligeable de spécimens qui sont intacts et entiers et qui par conséquent ne représentent potentiellement aucun intérêt nutritionnel pour *M. taom.* La consommation de cette espèce de fourmis pourrait à l'inverse engendrer une perte de *fitness* pour *M. taom* qui perd du temps à chasser une proie qui ne lui apportera aucune source d'énergie. Outre les ressources trophiques, une augmentation des populations de fourmis invasives est susceptible d'occasionner d'autres interactions biotiques qui pourraient être également défavorables (dérangement, baisse succès reproducteur, mortalité accrue notamment des juvéniles..)

Ainsi, d'autres interactions entre les fourmis invasives et la faune résidente de scinques et geckos peuvent également expliquer leur raréfaction, notamment des interférences au niveau des sites de repos et d'abris. Il pourrait notamment y avoir une prédation sur les jeunes notamment pour les espèces ovipares. Les œufs sont déposés dans des abris qui peuvent être colonisé par les 2 espèces invasives. A l'éclosion, les jeunes pourraient faire face à des agressions fortes d'ouvrières. Cela pourrait être également le cas pour des jeunes issus d'une reproduction vivipare, lorsqu'ils recherchent des abris où les fourmis nichent également. De la même façon, une mortalité d'adultes n'est pas exclue à l'image de ce qui est observé aux Usa avec la fourmi de feu, *Solenopsis invicta*, notamment par comparaison avec *W. auropunctata* qui possède également un venin puissant (Boronow

et Langkilde 2010, Langkilde et Freidenfelds, 2011). Les adultes pourraient également entretenir des interactions négatives avec un stress accru, susceptible de réduire leur succès reproducteur, comme cela a été illustré aux Usa avec la fourmi *S. invicta* (Trompeter et Langkilde 2011). Bien que dépourvu d'aiguillon, *A. gracilipes* pourrait générer également ce type de stress, compte tenu de leur capacité à projeter de l'acide formique, au niveau de sites refuges pour les reptiles, qu'elles utilisent également pour nidifier. Cela pourrait expliquer la moindre abondance de reptiles, notamment de jeunes en zones doublement envahi (effet cascade des 2 espèces ou interactions stressantes plus importante avec *A. gracilipes* qui a un encombrement spatial plus important malgré une capacité vulnérante moindre par rapport à *W. auropunctata*)

La présence des 2 fourmis invasives majeures altèrent les communautés de reptiles ; mais les mécanismes d'interactions ne semblent pas simples et des effets cumulées pourraient être impliqués. Des études détaillées restent à conduire pour établir les mécanismes en cause et ainsi être mieux en mesure de réaliser des opérations de contrôle des fourmis envahissantes pour permettre une meilleure restauration et maintien des communautés de reptiles associées aux habitats naturels sur sols issus de roches ultramafiques, en zones minières. Des opérations expérimentales de contrôles des fourmis invasives associés à un suivi standardisé de la réponse des communautés d'arthropodes permettraient également de mieux évaluer le gain de biodiversité possible pour les populations de reptiles offerts par la lutte contre l'une ou l'autre, voire ces 2 invasives majeures.

Principaux résultats et conséquences pour le maintien à long terme des communautés de reptiles de la présence de fourmis envahissantes

Respectivement, 8 et 6 espèces de reptiles ont été capturées à Tiébaghi et dans la région du plateau de Goro. Les reptiles capturés sont majoritairement des scinques. Dans les 2 régions, des geckos ont été capturé accidentellement (1 et 2 espèces respectivement à Tiébaghi et à Goro). Quoi qu'il en soit nous observons deux communautés de reptiles distinctes, avec une plus grande richesse et d'abondance à Tiébaghi malgré la double invasion en cours par W. auropunctata et A. gracilipes. Par contre, le genre Marmorosphax apparaît comme un des genres dominants dans les 2 contextes. A Tiébaghi, les communautés sont dominées par Caledoniscincus aquilonius et M. taom, dans une moindre mesure par Kanakysaurus viviparus et C. auratus. Dans la région du plateau de Goro, les communautés sont dominées par M. tricolor et dans une moindre mesure Sigaloseps deplanchei et Caledoniscincus notialis (au moins en saison humide).

*Du point de vue de l'impact des fourmis invasives sur les communautés de reptiles, il y a globalement, moins de capture par nuit piège dans les milieux simplement envahis par rapport aux milieux doublement envahis. Il y a également significativement moins de juvéniles en situation DE par rapport à la situation SE. Au niveau spécifique, Caledoniscincus auqilonius ets l'espèce la plus affectée avec M. taom. Cependant, la différence d'effectif ets significative uniquement pour C. aquilonius*La présence des 2 fourmis invasives majeures altèrent les communautés de reptiles ; mais les mécanismes d'interactions ne semblent pas simples et des effets cumulées pourraient être impliqués. *Quoi qu'il en soit du point de vue de la composition des communautés de reptiles, il y a globalement moins de scinques en situation doublement envahi, notamment des juvéniles. L'espèce Caledoniscincus aquilonius est l'espèce dominante des commuanuatés et l'espèce la plus affectée par la présence des 2 invasives.*

Nos échantillonnages standardisés, nous ont permis de capturer 37 espèces de fourmis différentes sur Tiébaghi parmi les 51 espèces actuellement recensées du massif (nous n'avons cependant pas exploré tous les milieux et sommes resté sur les habitats de moyenne altitude) contre 39 espèces pour le plateau de Goro (parmi une faune actuellement recensée de 70 espèces). Cependant, si d'un point de vue composition taxonomique, il y a une moindre richesse d'espèces et de sous famille à Tiébaghi, la différence est peu prononcée par rapport à l'impact attendu de ces espèces de fourmis hautement envahissantes sur les autres Formicidae. D'un point de vue fonctionnel, nous constatons la diminution des Myrmicine généraliste (GM) -principalement représentées par des espèces au sein du genre Pheidole, qui ont une écologie et morphologie proche de W. auropunctata. On constate également une diminution des spécialistes (CCS et TCS). Du point de vue des communautés de fourmis, l'impact est plus marqué dans les parcelles envahies par W. auropunctata plutôt que dans les zones doublement envahies par W. auropunctata et A. gracilipes. Du point de vue de la communauté des arthropodes de litière, l'impact des fourmis invasives a un effet négatif apparent sur les plus grosses proies arthropodes (phasmes, blattes, orthoptères (grillons et sauterelles), chenilles voire amphipodes) sans que cela soit significatif. Les communautés de reptiles échantillonnées apapraissent plus riche et diversifié que sur les mêmes habitats du plateau de Goro. Du point de vue des conséquences de l'invasion par W. auropunctata et A. gracilipes, les résultats obtenus sont contrastés, mais difficile à interpréter. En particulier, de façon inattendue, nous avons pu observer des sites doublement envahies par des fourmis réputées s'exclure mutuellement. Il est dfficile de savoir si l'invasion sympatrique observée est un état transitoire, ou si il est stable dans le temps. Dans la situation doublement envahie, il semble y avoir au niveau de la litière, un réel partage (compartimentation écologique) de l'espace de fourragement entre les deux espèces de fourmis invasives, ce qui permet la cohabitation au moins temporaire entre ces 2 espèces. Quoi qu'il en soit le mécanisme classiquement évoqué de disparition des proies des reptiles qui les excluraient des habitats envahis par les fourmis invasives, n'est pas clairement soutenue par nos résultats obtenus.

Du point de vue de l'écologie trophique de M. taom, l'étude nous a permis d'explorer une relation plus complexe entre une espèce à la prédation spécialisée vis-à-vis des fourmis et les fourmis envahissante. Cette étude a confirmé le caractère myrmécophage de M. taom

(avec une occurrence de 95,9% de Formicidae dans les fèces). Par ailleurs, les Formicidae contribuent en moyenne à 73% des proies totales et ceci quelque soit la modalité d'invasion SE ou DE et de la proportion de Formicidae rencontrée dans le milieu. M. taom ne s'est pas révélé comme étant spécialisée sur des espèces particulières de fourmis autochtones. Par contre, M. taom s'est montré capable de consommer des fourmis envahissantes, qui sont susceptible de constituer une nouvelle ressource alimentaire pour ce reptile en danger critique d'extinction. Cependant, M. taom consomme proportionnellement plus de fourmis natives que de fourmis envahissantes lorsque l'on compare aux communautés de fourmis échantillonnées dans la nature. Ainsi, M. taom réalise donc une sélection en faveur des proies natives. D'autre part, parmi les fourmis invasives consommées, on remarque que M. taom effectue une sélection en faveur de W. auropunctata. Cependant, lorsque l'on regarde de plus près les individus de W. auropunctata, on remarque qu'il y a une proportion non négligeable de spécimens qui sont intacts et entiers et qui par conséquent ne représentent potentiellement aucun intérêt nutritionnel pour M. taom. Ce scinque apparaît donc capable de s'adapter à la présence d'envahissantes mais il n'est pas assuré qu'il puisse se maintenir si l'abondance de W. auropunctata et d'A. gracilipes venait à augmenter, compte tenu de ses préférences trophiques. Outre les ressources trophiques, une augmentation des populations de fourmis invasives est susceptible d'occasionner d'autres interactions biotiques qui pourraient être également défavorables (dérangement, baisse succès reproducteur, mortalité accrue notamment des juvéniles..).

La présence des 2 fourmis invasives majeures altèrent les communautés de reptiles ; mais les mécanismes d'interactions ne semblent pas simples et des effets cumulées pourraient être impliqués. Des études détaillées restent à conduire pour établir les mécanismes en cause et ainsi être mieux en mesure de réaliser des opérations de contrôle des fourmis envahissantes pour permettre une meilleure restauration et maintien des communautés de reptiles associées aux habitats naturels sur sols issus de roches ultramafiques, en zones minières. Des opérations de contrôles expérimentaux des fourmis invasives associés à un suivi standardisé de la réponse des communautés permettraient également de mieux évaluer le gain de biodiversité possible pour les populations de reptiles offerts par la lutte contre l'une ou l'autre voire les 2 invasives majeures.

5. Tâche 4 – Mise au point d'une méthodologie pour l'identification des reptiles-proies et mise en œuvre d'une collection générale de référence en écologie trophique

Coordination : Hervé Jourdan, Ross Sadlier
IMBE-IRD et Australian Muséum Sydney

5.1 CONTEXTE

Un objectif important du projet R-mines a consisté en la mise en œuvre d'une tâche transversale correspondant au développement d'une méthodologie fiable d'identification des proies reptiliennes consommées par les chats et les rats, particulièrement pour le groupe des Scincidae. En effet, une des limitations actuelles pour l'évaluation correcte du risque que représentent les espèces invasives et particulièrement les prédateurs introduits sur les populations de reptiles endémiques de Nouvelle-Calédonie, correspond aux difficultés à identifier correctement les restes de reptiles présents les *items* alimentaires (fèces, contenus stomacaux,…) et à les attribuer à un taxon précis parmi les nombreuses espèces présentes dans l'herpétofaune néo-calédonienne.

Outre la présence d'éléments osseux, la présence d'éléments osseux, les scinques présentent un corps recouvert d'écailles que l'on retrouve en grande quantité dans les fèces et contenus stomacaux analysés. Les geckos sont dépourvus d'écailles et seuls des éléments osseux, en particulier des mâchoires sont retrouvées et peuvent permettre d'assigner des restes alimentaires à ce groupe de reptiles. Par ailleurs, comme cela a été exposé dans les chapitres précédents avec l'analyse des résultats de prédation par les chats et les rats, les geckos semblent être l'objet d'une moins grande fréquence de prédation. Par ailleurs, la réalisation d'un atlas ostéologique est beaucoup plus compliquée (accès à des ossements identifiés par taxons ou possibilité d'utilisation de scanner type *CT scan* (tomographie à rayons X) de spécimens entiers en collection) et nécessiterait un projet à part entière (scinques et geckos).

Aussi, dans le cadre du projet R-mines, un effort particulier a été réalisé pour développer une collection de référence d'écailles de scinques à partir d'individus identifiés et d'isoler les caractéristiques et détails anatomiques et morphologiques permettant la séparation et l'identification des différents taxons (élaboration d'une clé dichotomique de détermination).

5.2 METHODOLOGIE

Dans le cadre de ce volet du projet R-mines, nous avons exploité la collection de référence de reptiles néo-calédoniens présents à l'Australian Muséum à Sydney. Au cours de 2 missions au museum, nous avons pu consulter des spécimens de l'ensemble des taxons décrits de Nouvelle-Calédonie, disponibles en collection (à l'exception de 3 espèces, connues d'un seul spécimen et non présents à Sydney : *Phoboscincus bourcourti, Lioscincus greeri, Geoscincus haraldmeieri*).

L'ensemble des taxons disponibles a fait l'objet d'observations fines sous loupe binoculaire afin de détecter des patrons spécifiques sur les écailles des individus et orienter la sélection d'écailles diagnostiques. Rapidement, le crâne et la face dorsale des animaux sont apparus comme étant les régions du corps offrant des éléments diagnostiques, avec 4 régions d'intérêt (nuque, dos, queue et haut des pattes – prêt de l'insertion du corps, en particulier en pour les pattes postérieures). Par contre, l'examen des écailles ventrales n'a pas permis d'isoler de critères distinctifs, du fait d'une grande homogénéité au sein des taxons et entre les espèces.

Nous avons également essayé de détecter d'éventuelles différences macroscopiques entre les individus mâles et femelles (pour les espèces pour lesquelles il existe un dimorphisme sexuel : Caledonsicincus, Kanakysaurus, certains Lioscincus, Marmorosphax,

certains Sigaloseps et Tropidoscincus, mais en vain.

Lorsqu'il y avait suffisamment de spécimens, nous avons réalisé des prélèvements de tissus dans différentes régions du corps diagnostiquées d'intérêt (nuque, dos, queue et haut des pattes postérieures) pour obtenir des lots d'écailles en place qui ont fait ensuite l'objet de photographies au microscope électronique à balayage (SEM). En fonction du nombre de spécimens disponibles (possibilités de prélever des tissus dans les 2 sexes) et de variations intra-spécifiques fortes (comme chez les Kanakysaurus, avec suspicion d'une possible zone hybride, à Tiébaghi), plusieurs spécimens ont fait l'objet de prélèvements. Au total, 196 prélèvements de tissus, représentant un panorama de 39 espèces de scinques, ont été réalisés.

Chaque tissu prélevé a fait l'objet de 3 clichés SEM, selon 3 niveaux de grossissements afin de mieux appréhender les détails d'ornementations), ce qui nous a permis de construire une banque de données d'images de 588 clichés SEM. Par ailleurs, nous avons pu réaliser des photographies à la loupe binoculaire d'écailles crâniennes pour 46 espèces (soit à l'aide d'un logiciel d'automontage HD à l'Australian Museum, soit par photographies simples des patrons d'écailles crâniennes avec un appareil photo Panasonic *Lumix* FZ45 apposé sur l'oculaire de la loupe binoculaire par l'équipe de l'IMBE à Nouméa), permettant ainsi de réaliser un catalogue d'images crâniennes.

Enfin, une collection de références d'écailles montées sur des lames microscopiques a été réalisée pour 49 espèces (en général, nuque, dos, queue et pattes, mais parfois pour quelques espèces plus rares avec des écailles récupérées dans les fonds de bocaux sans distinction précise de la zone d'origine sur le corps). Seules les trois espèces absentes des collections à Sydney (voir plus haut), neuf espèces de Nannoscincus parmi les moins communes (Nannoscincus est un genre caractérisé par de très petite écaille avec une homogénéité des écailles du corps), deux espèces rares de Caledoniscincus et une parmi les deux nouvelles de Phaeoscincus récemment décrite) n'ont pas pu être intégrées à la collection d'écailles de référence. Cette collection d'écailles et les catalogues photographiques associés (photos SEM, à la loupe binoculaire et les lames montées) a été constituée non seulement avec des prélèvements réalisés dans la collection de référence de l'Australian Museum à Sydney mais également en exploitant la collection de reptiles de l'IMBE-IRD, en cours de constitution. Par ailleurs, les mêmes 49 taxons ont fait l'objet de photos de spécimens entiers (mâles, femelles) avec la caractérisation des patrons digitaux (pattes avant et arrière), avec estimation du nombre d'écailles de chaque doigt des pattes avant et arrière, afin de compléter ou valider la détermination obtenue à l'aide de la clé ainsi constituée. En effet, on retrouve régulièrement des éléments complets de pattes de scinques dans les fèces de chats harets.

Ainsi, nous avons pu construire une clé de détermination dichotomique des Scincidae basée sur les écailles en croisant les informations des collections d'écailles et catalogues photographiques constitués. Celle-ci repose sur le croisement de critères, tels que la présence, la nature et la disposition de ponctuations, la dimension des écailles, l'existence de crêtes, de fentes, la forme des écailles crâniennes, etc… Un croisement avec la distribution géographique connue des taxons permet de réduire le nombre d'espèces candidates. Enfin, des éléments complémentaires, comme les patrons digitaux, peuvent être également croisés avec les critères précedents pour une meilleure détermination des taxons consommés par les chats et les rats.

L'ensemble de la clé de détermination, des photographies diagnostiques et des critères associés sont présentés comme un document autonome de ce rapport final. Bien que fonctionnel, ce document demeure évolutif et sera encore amélioré et affiné au fur et à mesure de ces utilisations au sein du laboratoire. Actuellement, il s'appuie principalement sur l'examen et l'analyse des écailles du dos et du crâne des reptiles, compléter par un catalogue d'écailles crâniennes et de patrons digitaux. Ce travail doit se poursuivre et se compléter par une démarche similaire concernant les écailles de la nuque, de la queue et des pattes postérieures en exploitant le catalogue de photos SEM et les lames.

Quoi qu'il en soit l'utilisation de cette clé a permis d'obtenir une amélioration considérable des capacités diagnostiques, avec plus de 80% des échantillons déterminés au niveau du genre ou de l'espèce pour les chats et >90 % pour les rats.

..

CONCLUSION

Notre projet R-Mines a permis d'étudier l'un des processus par lequel l'activité minière, indirectement et involontairement, est susceptible d'impacter les populations de reptiles patrimoniaux, à savoir la favorisation de la présence et de la propagation de différentes espèces invasives majeures. En effet, l'activité minière offre des conditions favorables à l'expansion d'espèces invasives majeures au travers des flux générés par le transport de matériaux variés, l'établissement et le maintien de populations humaines dans les zones minières, l'ouverture de pistes, l'augmentation des effets de lisière du fait de la fragmentation des milieux, etc. …. Ce processus d'invasion accélérée intervient en synergie avec les effets résultant de la destruction et de la fragmentation des milieux par l'activité minière.

Ainsi, notre étude a permis de mettre en évidence l'impact important que les espèces animales invasives peuvent avoir sur les communautés de reptiles des massifs miniers, en particulier les scinques, particulièrement lorsque ceux-ci se trouvent déjà confinés dans des milieux forestiers et para-forestiers fragmentés. La prédation et les intéractions entre l'herpétofaune sur mines et les différentes espèces invasives majeures (rats, chats, forumis invasives) s'ajoutent et se superposent pour créer des situations écologiques difficiles où le maintien à long terme des populations de reptiles est clairement compromis, y compris au niveau des fragments forestiers laissés en place par l'activité minière.

Dans ce contexte, ces milieux « réserves », ne jouent probablement pas pleinement leur rôle de maintien de la biodiversité, ni n'expriment pleinement leur potentiel écologique, du fait d'effets lisière trop importants se traduisant par des pressions fortes liées aux espèces animales invasives. La lutte contre les espèces invasives et le développement de recherches scientifiques associées, se placent alors dans le cadre de mesures de type réduction d'impact ou compensation de l'activité minière.

PERSPECTIVES & OPPORTUNITES

Le programme de recherche financé par le CNRT s'est achèvé avec la remise du rapport final en Août 2014. Les résultats, données et outils continueront cependant d'être valorisés sur le plan scientifique au-delà de cette date.

Ainsi, une communication orale de synthèse du projet a d'ores et déjà été présentée lors du colloque de la Society for Restauration Ecology, section Australasia (SERA2014), qui a eu lieu en Nouvelle-Calédonie en novembre 2014. Une première publication scientifique sur l'écologie trophique et l'impact des rongeurs sur les populations de reptiles est également en cours d'écriture (Thibault *et al.,* In prep.)

En outre, une publication scientifique destinée à diffuser l'approche méthodologique novatrice développée dans le cadre de R-Mine et pointer du doigt les améliorations considérables en matière de taux de détermination de reptiles dans les échantillons trophiques de prédateurs introduits est en cours de réflexion et pourrait être proposée dans quelques temps à un journal scientifique international de type *Methods in Ecology and Evolution* ou alternativement à une revue d'herpéthologie.

Des recherches de financements complémentaires sont en cours d'élaboration afin de développer et poursuivre ce projet au-delà du cadre initialement fixé, particulièrement du fait des possibilités scientifiques nouvelles offertes par l'outil diagnostic basé sur les écailles de reptiles et développé dans le cadre du programme R-Mines et des résultats obtenus dans le cadre du projet, tant sur le plan scientifique qu'en matière de transfert dans le domaine de la gestion, conservation ou restauration de la biodiversité. Les données spécifiquement obtenues sur le volet « chats harets » seront intégrées dans un travail plus large visant à étudier le régime alimentaire et l'impact des populations de chats harets à l'échelle de l'ensemble du

hotspot calédonien, soit 15 sites d'études qui ont été ou vont être échantillonnés.

Un prolongement du projet R-mines, à la frontière entre expérimentation scientifique et action de gestion serait de développer sous forme expérimentale et à petite échelle des projets de lutte contre l'impact des chats harets, des rongeurs invasifs et dans certains cas des fourmis introduites qui peuvent représenter d'intéressantes opérations expérimentales. L'un des intérêts majeurs de ce type d'opération expérimentale sur le plan de la connaissance est qu'elles concernent des situations d'invasion où l'éradication définitive des espèces introduites n'est pas envisageable, à savoir des situations dites de «mainland island» (secteurs d'îles de grande superficie où l'éradication est techniquement impossible du fait de la superficie à traiter et/ou de secteurs adjacents par lesquels se déroulera une recolonisation). Très clairement, pour ce genre de situations, les gestionnaires de l'environnement et les acteurs de la restauration écologique ne disposent pas encore, particulièrement en Nouvelle-Calédonie, de bases de connaissances et de cadres méthodologiques suffisamment étayés pour développer « en routine » des opérations de lutte de grande ampleur qui soient à la fois efficaces, pertinentes et optimisées du point de vue des effets recherchés sur la biodiversité. Ainsi, le hiatus important existant encore entre les opérations de diagnostic des situations écologiques (cas du programme R-Mines) et la possibilité de mettre en œuvre en routine des stratégies de lutte et des plans de gestion par les organismes gestionnaires, peut être comblé par la mise en place d'opérations expérimentales de lutte à petite échelle ou échelle « intermédiaire » couplées à un dispositif scientifique permettant d'évaluer de façon tangible le déroulement et les résultats des opérations. Ces approches scientifiques de type « recherche-action », dans lesquelles la recherche scientifique s'appuie sur la réalisation d'actions concrètes de gestion en situations réelles (mais souvent à petite ou moyenne échelle) comme bases expérimentales que l'on évalue et dont on mesure les résultats positifs comme négatifs, offre la possibilité d'obtenir des éléments de connaissance tangibles et robustes permettant d'obtenir des éléments de réponse nouveaux à des questions centrales en matière de lutte contre les espèces invasives.

Plusieurs types de questions scientifiques peuvent sous-tendre ce type de recherches et notamment :

(i) lorsque l'éradication est exclue, à quels seuils d'abondance faut-il abaisser les populations d'espèces invasives pour que l'effet recherché sur l'écosystème et la biodiversité soit obtenu où que l'impact écologique des invasives puisse être considéré comme acceptable et soutenable ? (e.g. Choquenot et Parkes, 2001),

(ii) Quels sont les processus écologiques par lesquels les espèces invasives affectent directement ou indirectement les communautés indigènes et l'écosystème, et quels sont parmi ces processus ceux qui sont les plus rétablis ou modifiés par un abaissement des densités d'espèces invasives ?

(iii) Dans des contextes de multi-envahissement, les espèces invasives cibles contrôlent-elles par prédation d'autres espèces invasives et des effets-cascades délétères (relâche de prédateurs inférieurs ou de compétiteurs) se produisent-ils lorsqu'on abaisse les densités des prédateurs supérieurs introduits (e.g. Zavaleta *et al.,* 2001),

(iv) Certaines espèces invasives (par exemple ici les rongeurs polyphages ou les fourmis introduites), ont-elles pris le relai en termes de services écosystémiques (pollinisation, dispersion par ex.) d'espèces indigènes localement éteintes ou raréfiées ? (e.g. Pattemore et Wilcove, 2012).

Nous présentons quelques éléments méthodologiques et de réflexion destinés à faciliter la mise en place d'opérations expérimentales de gestion d'espèces invasives (**Annexe 7**). Ces opérations expérimentales, parce qu'elles sont réalisées à petite échelle et dans un cadre scientifique en permettant l'évaluation détaillée, constituent une étape intermédiaire nécessaire entre une étude diagnostique (cas du projet R-Mines) et la définition et la mise en œuvre ultérieures d'une stratégie de gestion des espèces invasives à l'échelle d'un site. Les éléments de connaissance qui en découleront viendront combler les lacunes encore existantes et qui empêchent pour l'instant le passage à des stades opérationnels à grande échelle.

9. BIBLIOGRAPHIE

Abbas A. 1988. *Régime alimentaire d'un phytophage introduit, le ragondin (Myocastor coypus, Molina 1782) dans différents types de marais aménagés.* Thèse Université Rennes I - Muséum National d'Histoire Naturelle, Rennes, Paris : 200 pp.

Abbott, K. L. 2005. Supercolonies of the invasive yellow crazy ant, *Anoplolepis gracilipes*, on an oceanic island: forager activity patterns, density and biomass. *Insectes Sociaux*, *52*(3), 266-273.

Abbott, K.L. 2006. Spatial dynamics of supercolonies of the invasive yellow crazy ant, *Anoplolepis gracilipes*, on Christmas Island, Indian Ocean. *Diversity and Distributions*, *12*(1), 101-110.

Agosti, D., Alonso, L.E. 2000. The ALL protocol. A standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. In: *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Agosti D, Majer JD, Alonso L, Schultz TR (eds), Smithsonian Institution Press, Washington, pp 204–206

Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L., Schultz, T.R. 2000. Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Smithsonian Institution Press, Washington, 303 pp.

Andersen, A.N. 1995. A Classification of Australian Ant Communities, Based on Functional Groups Which Parallel Plant Life-Forms in Relation to Stress and Disturbance. *J. Biogeo.*, 22(1), 15–29.

Atkinson, I.A.E. 1985. *The spread of commensal species of Rattus to oceanic islands and their effects on island avifaunas*. Pages 35-81 in Moors, P.J. (ed). Conservation of island birds ICBP Technical Publication 3.

Atkinson, I. A. E., Towns, D. R. 2001. Advances in New Zealand Mammalogy 1990-2000: Pacific rat. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 31: 99-109.

Balouet, J.C. 1984. Paléontologie des vertébrés terrestres de Nouvelle-Calédonie et paléobiogéographie du Pacifique sud ouest. Unpublished Thèse de troisième cycle. Université Pierre et Marie Curie, Paris.

Balouet, J.C. 1987. Extinctions des vertébrés terrestres de Nouvelle-Calédonie. Mém. Soc. Géol. France (ns), 150, 177-183.

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

Bauer, A.M., Sadlier, R.A. 2000. The Herpetofauna of New Caledonia. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Ithaca, New York.

Bauer, A. M., Jackman, T., Sadlier, R. A., Whitaker, A. H. 2006. A Revision of the *Bavayia validiclavis* group (Squamata : Gekkota : Diplodactylidae), a Clade of New Caledonian Geckos Exhibiting Microendemism. *Proc. California Acad. Sci.*, 57(18), 503–547.

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

Beauvais, M.-L., Coleno, A., Jourdan, H. 2006. Espèces envahissantes: risque environnemental et socio-économique majeurs pour l'archipel néo-calédonien. Collection Expetises Collégiales, IRD Edition, Paris. 260 pp + cederom.

Berman, M., Andersen, A. N., Hély, C., Gaucherel, C. 2013. Overview of the Distribution, Habitat Association and Impact of Exotic Ants on Native Ant Communities in New Caledonia. PloS one, 8(6), e67245.

Berman, M., Andersen, A. N., Ibanez, T. 2013. Invasive ants as back-seat drivers of native ant diversity decline in New Caledonia. *Biol. Invasions* 15(10): 2311–2331.

Bestelmeyer B.T. 2000. The trade-off between thermal tolerance and behavioural dominance in

a subtropical South American ant community. J. Anim. Ecol 69: 998–1009.

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.

Bolton, B. 1994. Identification guide to the Ant Genera of the World (p. 224. Harvard University Press.

Bonnaud E., Bourgeois K., Vidal E., Kayser Y., Tranchant T., Legrand J. 2007. Feeding ecology of feral cats on a small Mediterranean island. *Journal of Mammalogy*, 88(4): 1074-1081.

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, F. Medina, E. Vidal, M. Nogales, E. Zavaleta, B. Tershy, J. Donlan, B. Keitt, M. Le Corre., Fitzgerald M. 2011. A Review of feral cat diet on world'islands. *Biological Invasions*, 13: 581-603.

Boronow, K. E., Langkilde, T. 2010. Sublethal effects of invasive fire ant venom on a native lizard. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology*, *313*(1), 17-23.

Brescia F., Potter M. A., Robertson A. W. (*In prep.*) The abundance of introduced rodents (*Rattus* sp. and *Mus musculus*), and evaluation of two abundance index techniques in wet and dry forests of New Caledonia: application to the conservation of an endemic land snail of the genus *Placostylus* (Gastropoda: Bulimulidae).

Brooks, R. R. 1987. Serpentines and its vegetation: a multidisciplinary approach. Dioscoride Press.

Brown, K. S. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *J. Insect Conser. 1*(1), 25-42.

Carvalho, K.S., Vasconcelos, H.L. 1999. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants*. Biol. Conser*., 91, 151–157.

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.

Chazeau, J. 1997. Caractères de la faune sauvage de quelques milieux naturels sur sols ultramafiques en Nouvelle-Calédonie. *In:* Jaffré, T.; Reeves, R.D.; Becker, T. (Editors), *Ecologie des milieux sur roches ultramafiques et sur sols métallifères*, pp 95-105. ORSTOM, Nouméa.

Chazeau, J., Jourdan, H. 2004. Recherche des caractéristiques faunistiques à l'échelle spécifique et écosystémique, des habitats se trouvant sur les sites du complexe de Goro Nickel et sur les sites immédiatement voisins présentant un intérêt pour la conservation. *Rapport final de consultance* (Convention Goro Nickel/IRD). *IRD Nouméa*, 74 pp.

Chazeau, J., Jourdan, H., Sadlier, R. 2003. Caractérisation zoologique des écosystèmes représentatifs du grand Sud calédonien et de la vallée de la Tontouta. *Convention Province Sud/IRD N° 6024-12-2000/DRN-EN.Conventions Sciences de la Terre, Botanique, IRD Nouméa, 12:* 50pp.

Choquenot D., Parkes, J. 2001. Setting threshold for pest control : how does pest density affect resource viability? Biological Conservation, 99 : 29-46.

Clavero, M., García-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. Trends in Ecology & Evolution, 20(3), 110.

Courchamp F., Chapuis J.L., Pascal M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, 78: 347-383.

Cree, A., Daugherty, C.H., Hay, J.M. 1995. Reproduction of a rare New Zealand reptile, the tuatara *Sphenodon punctatus*, on rat-free and rat-inhabited islands. *Conservation Biology*, 9:373-383.

CSIRO. 1991. The Insect of Australia: a text book for students and research workers. Volume I & II, CSIRO Publishing, Canberra, 1029 pp.

Cunningham, D.M.,, Moors, P. J., 1996. *Guide to the identification and collection of New Zealand rodents*. Occasional Publication No. 4, 3rd edn. Department of Conservation, Wellington.

Dagostini, G., Veillon, J. M.,, Jaffré, T. 1997. Inventaire et caractérisation de la flore et des groupements végétaux du massif de la Tiébaghi. *Rapport ORSTOM*, Conventions Sciences de la vie, botanique, *9*, ORSTOM, Nouméa, 59pp.

Delvare, G., Aberlenc, H.-P. 1989. Les insectes d'Afrique et d'Amérique tropicale. CIRAD Ed., Montpellier, 298 pp.

Diamond J., Veitch C.R. 1981. Extinctions and introductions in the New-Zealand avifauna : causes and effects ? *Science*, 211 : 499-501.

Duron Q., Bourget E., Franquet R., Folger D., Teimpouene G., Wanguene M., Cassan J-J., Rigault F., De Meringo H., Millon A., Vidal E. (2014) Rat control in New Caledonian "mainland island" rainforest : will the game be worth the candle. Proceeding pour Vertebrate Pest Conference, Hawaii 2014.

Fabres, G., Brown, W. L. 1978. The recent introduction of the pest ant *Wasmannia auropunctata* into New Caledonia. *Aust. J. entomol.*, 17(2), 139–142.

Fisher, R., Ineich, I. 2012. Cryptic extinction of a common Pacific lizard *Emoia impar* (Squamata, Scincidae) from the Hawaiian Islands. Oryx, 46(02), 187–195.

Goulet, H., Huber, J.T. 1993. Hymenoptera of the world: an identification guide to families. Research Branch, Agriculture Canada, 668 pp.

Grandcolas, P., Murienne, J., Robillard, T., Desutter-Grandcolas, L., Jourdan, H., Guilbert, E., Deharveng, L. 2008. New Caledonia: a very old Darwinian island? Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences, 363(1508), 3309–17.

Hangay, G. 2010. A guide to the beetles of Australia. CSIRO Publishing, Canberra, 248 pp.

Hansen, D.M., Müller, C.B. 2009. Invasive ants disrupt gecko pollination and seed dispersal of the endangered plant Roussea simplex in Mauritius. *Biotropica* 41: 202-208.

Harper, G. A., Bunbury, N. 2015. Invasive rats on tropical islands: Their population biology and impacts on native species. *Global Ecology and Conservation* 3, 607-627.

Hill, J. K., Rosengaus, R. B., Gilbert, F. S., Hart, A. G. 2013. Invasive ants-are fire ants drivers of biodiversity loss? *Ecol. Entomol.*, *38*(6), 539-539.

Hill, R.S., Hom, K., Vel, T., Shah, N.J., Matyot, P. 2003. Impact of the introduced yellow Yellow Crazy Ant *Anoplolepis gracilipes* on Bird Island, Seychelles. *Biodiversity &Conservation* 12: 1969-1984.

Hoffmann, B.D., Saul, W.C. 2010. Yellow crazy ant (Anoplolepis gracilipes) invasions within undisturbed mainland Australian habitats: no support for biotic resistance hypothesis. *Biol. Invasions 12*: 3093-3108.

Hölldobler, B., Wilson, E. O. 1990. The Ants. Harvard University Press, 732 pp.

Holway, D.A., Lach, L., Suarez, A. V., Tsutsui, N. D., Case, T. J. 2002. the Causes and Consequences of Ant Invasions. Ann. Rev. Ecol. Syst., 33(1), 181–233.

Honnegger, R.E. 1981. List of amphibians and reptiles either known or throught to have become extinct since 1600. *Biological Conservation,* 19 : 141-158.

Jaffré T., Dagostini G., Rigault F., Coic N. 2004. Inventaire floristique des unités de végétation de la zone d'implantation des infrastructures minières et industrielles de Goro Nickel. Rapport de synthèse IRD pour Goro Nickel S.A.

Jaffré, T., Dagostini, G., Rigault, F. 2003. Identification, typologie et cartographie des groupements végétaux de basse altitude du Grand Sud Calédonien et de la vallée de la Tontouta. Sciences de la vie. Botanique. Conventions N° 12. Nouméa, IRD: 84 p. + cartes.

Jourdan, H. 1997. Are serpentine biota free from successful biological invasions? Example of southern New Caledonian ant community. in "*Ecologie des milieux sur roches*

ultramafiques et sols métallifères. Actes de la 2éme conférence internationale sur l'écologie des milieux serpentiniques"; T. Jaffré; R.D. Reeves T. Becker (Eds), *Coll. Documents Scientifiques et Techniques ORSTOM*, 3 (2) : 107-108

Jourdan, H. 1999. Dynamique de la biodiversité de quelques écosystèmes terrestres néo-calédoniens sous l'effet de l'invasion de la fourmi peste *Wasmannia auropunctata* (Roger) (Hymenoptera : Formicidae). Thèse de Doctorat de l'Université Paul Sabatier : 376 p. + annexes

Jourdan, H. 2002. New Caledonian ant fauna: a hotspot for ant diversity in the Pacific. In XIV International Congress of IUSSI. The golden Jubilee Proceedings (p. 167. Hokkaido.

Jourdan, H., De Meringo, H., Scussel, S. 2012. Evaluation des ressources trophiques nécessaires au maintien des populations de reptiles forestiers communs dans la région du plateau de Goro – Premiers éléments d'écologie trophique. Rapport de Convention de recherche IRD- Vale NC, Nouméa, 25 pp.

Jourdan, H., Sadlier, R.A., Bauer, A.M., 2001. Little fire ant invasion (*Wasmanniaauropunctata*) as a threat to New Caledonian Lizards: evidences from a sclerophyll forest (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 38(3): 283-301.

Jourdan, H., Sadlier, R.A., Bauer, A.M. 2001. Little Fire Ant Invasion (*Wasmannia auropunctata*) as a threat to New Caledonian Lizards: Evidences from a sclerophyll forest (Hymenoptera: Formicidae). Sociobiology 38(3A): 283-301.

Jourdan, H., Vidal, E. 2013. Proposition et recommandations pour l'évolution des listes des espèces protégées et des espèces envahissantes en Province sud et dans le cadre de la CITES. Rapport de collaboration de recherche C564-13 entre DENV et IMBE / IRD. pp 1–24.

Kaiser-Bunbury, C., Cuthbert, H., Fox, R., Birch, D., Bunbury, N. 2014. Invasion of yellow crazy ant Anoplolepis gracilipes in a Seychelles UNESCO palm forest. NeoBiota, 22, 43–57.

King, W.B. 1985. Island birds : will the future repeat the past ? In Conservation of Island birds, vol.3, pp3-15, ICBP Technical Publication.

L'huillier, L., Jaffré, T., Wulff, A. 2010. Mines et Environnement en Nouvelle-Calédonie: Les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration. Edition IAC, Nouméa, 412 pp.

Lach, L., Thomas, M.L. 2008. Invasive ants in Australia: documented and potential ecological consequences. *Aust. J. Entomol. 47*: 275-288.

Lach, L., Parr, C. L., Abbott, K. L. 2010. Ant ecology. Oxford University Press, Oxford.

Langkilde, T., Freidenfelds, N. A. 2011. Consequences of envenomation: red imported fire ants have delayed effects on survival but not growth of native fence lizards. *Wildlife Research*, *37*(7), 566-573.

Le Breton, J. 2008. Inventaire ornithologique et Myrmécologique du Massif de Tiébaghi. Rapport Biodical pour la SLN: 1–69.

Le Breton, J. 2011. Inventaire faunistique partiel du Massif de Tiébaghi, zone alpha. Rapport Biodical pour la SLN. 42 pp.

Le Breton, J., Chazeau, J., Jourdan, H. 2003. Immediate impacts of invasion by *Wasmannia auropunctata* (Hymenoptera: Formicidae) on native litter ant fauna in a New Caledonian rain forest. *Austral Ecology 28: .*204-209.

LeBrun, E.G., Plowes, R.M., Gilbert, L.E. 2012. Imported fire ants near the edge of their range: disturbance and moisture determine prevalence and impact of an invasive social insect. *J. anim. ecol*., 81(4), 884–95.

Lester, P.J., Tavite, A. 2004. Long-Legged Ants, *Anoplolepis gracilipes* (Hymenoptera: Formicidae), have invaded Tokelau, changing composition and dynamics of ant and invertebrate communities. *Pac. Sci.,* 58(3), 391–401.

Longino, J. T., Fernández, F. 2007. Taxonomic review of the genus. Memoirs of the American Entomological Institute, Vol. 80 : 271–289.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. 2004. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. (N. Speciali, Ed.). The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12 pp.

Manchester S.J., Bullock J.M. (2000) The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *J. Applied Ecology*, 37 : 845-864.

McCallum J (1986) Evidence of predation by kiore upon lizards from the Mokohinau Islands. New Zealand Journal of Ecology 9: 83–87.

McGeoch, M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biol. Rev. Cambridge Phil. Soc.*, 73(2), pp 181–201.

Mcglynn, T.P. 1999. The worldwide transfer of ants: geographical distribution and ecological invasions. *J. Biogeogr*. 26, 535–548.

Medina F., Bonnaud E., Nogales M., Vidal E., Zavaleta E., Tershy B., Donlan J, (2011) A Review of the impacts of feral cat on island endangered species. *Global Change Biology,* 17 : 3503-3510.

Medina, F. M., Bonnaud, E., Vidal, E., Tershy, B. R., Zavaleta, E.S.,Donlan, C.J., Keitt, B.S., 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(11), 3503–3510.

Mikheyev, A.S., Tchingnoumba, L., Henderson, A., Alonso, A. 2008. Effect of propagule pressure on the establishment and spread of the little fire ant *Wasmannia auropunctata* in a Gabonese oilfield. *Diversity and Distributions*, 14(2), 301–306.

Miravete, V., Roura-Pascual, N., Dunn, R. R., Gómez, C. 2014. How many and which ant species are being accidentally moved around the world? *Biol. Lett.*, 10: 20140518.

Munzinger, J., Kurpisz, D., Rigault, F., Dagostini, G. 2008. Caractérisation taxonomique et patrimoniale des lambeaux forestiers dans le grand sud calédonien, Implication pour la gestion et la préservation de ces formations - Rapport Final, IRD : Rapport de Convention DRN Province Sud, N°6024-60/2005: 74 p. .

Nelson, L.J., Clark, F.W. 1973. Correction for sprung traps in catch/effort calculations of trapping results. *Journal of Mammalogy* 54: 295-298.

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. *N.Z. J. Zoology* 17: 55-63.

Norman, F.I 1970. Food preferences of an insular population of Rattus rattus. Journal of Zoology 162 : 493-503

Orivel, J., Grangier, J., Foucaud, J., Le Breton, J., Andrès, F.X., Jourdan, H., Delabie, J.H.C., Fournier, D., Cerdan, P., Facon, B., Estoup, A., Dejean, A. 2009. Ecologically heterogeneous populations of the invasive ant *Wasmannia auropunctata* within its native and introduced ranges. *Ecol. Entomol. 34:* 512-523.

Pascal, M., Barré, N., de Garine-Wichatitsky, M., Lorvelec, O., Frétey, T., Brescia,F., Jourdan, H. (2006)Les peuplements néo-calédoniens de vertébrés : invasions, disparitions. Cédérom : 116-167, *In* « Espèces envahissantes : risque environnemental et socio-économique majeurs pour l'archipel néo-calédonien », M.L. Beauvais, A. Coleno, & H. Jourdan (Eds). Coll. Expertise Collégiale, IRD Editions, Paris.

Pattemore D. E., Wilcove D.S. 2012. Invasive rats and recent colonist birds partially compensate for the loss of endemic New-Zealand pollinators. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 279 : 1597–1605.

Porter, S.D., Williams, D.F., Patterson, R.S., Fowler, H.G. 1997. Intercontinental differences in the abundance of Solenopsis fire ants (Hymenoptera: Formicidae): an escape from natural enemies? *Environmental Entomology*, 26(2), 373–384.

Raymundo, M.L., Miller, R.H. 2012. Little Fire Ant, *Wasmannia auropunctata* (Roger)

(Hymenoptera: Formicidae), Established at Several Locations on Guam. *Proc. Hawaian entomol. Soc*. 45: 85-87.

Read, J., Jaffré, T. 2013. Population dynamics of canopy trees in New Caledonian rain forests: are monodominant Nothofagus (Nothofagaceae) forests successional to mixed rain forests? *J. Trop. Ecol. 29*(06), 485-499.

Revilliod, P. 1914. *Les mammifères de la Nouvelle-Calédonie et des Iles Loyalty*. Pp. 343–365 in Nova Caledonia, recherches scientifiques en Nouvelle-Calédonie et aux Iles Loyalty. A. Zoologie (F. Sarasin and J. Roux, eds.). C. W. Kreidels Verlag, Wiesbaden, Germany 1:1-365.

Roberts, M., A. Rodrigo, McArdle, B., Charleston, W.A.G., 1992. The effect of habitat on the helminth parasites of an island population of the Polynesian rat *(Rattus exulans*). Journal of Zoology 227: 109-125.

Rosenberg, D. M., Danks, H. Y., Lehmkuhl, D. M. 1986. Importance of Insect in Environmental Impact assessment. *Environ. management*, 10(6), pp 773–783.

Rouys, S., J. Theuerkauf. (2003) Factors determining the distribution of introduced mammals in nature reserves of the southern province, New Caledonia. *Wildlife Research* 30: 187-191.

Sadlier, R.A. 1989. *Bavayia validiclavis* and *Bavayia septuiclavis*, two new species of gekkonid lizard from New Caledonia. Records of the Australian Museum 40: 365–370.

Sadlier, R.A. 2009. Systematic studies on the scincid lizards of New Caledonia, PhD thesis, Griffith School of environment, Griffith University, 370 pp.

Sadlier, R. A., Smith, S. A., Bauer, A. M., Whitaker, A. H. 2009. Three new species of skink in the genus Marmorosphax Sadlier (Squamata: Scincidae) from New Caledonia. *Mém. Mus. Nat. hist. Nat.* 198, 373–390.

Sadlier, R., Jourdan, H. 2010. Inventaire herpétologique des aires protégées de la Province Sud. Synthèse Bibliographique & données complémentaires issues des réserves du Pic Ningua, du Mont Do, du Mont Humboldt, de Nodela, des Chutes de la Madeleine et de la Réserve du Barrage de Yaté. Rapport de Convention de Recherche IRD - DENV Province Sud. Convention n° 313.07 – Avenants 1 & 2, IRD Nouméa, 41 pp.

Sadlier, R., Jourdan, H. 2011. Inventaire herpétologique des aires protégées de la Province Sud. Données issues des réserves de la Montagne des sources, de forêt de Sailles, du Mont Kouakoué, du Ouen Toro, du parc Zoologique et forestier, du parc des grandes fougères, de la haute Pourina, de la montagne des sources & Synthèse sur la conservation de l'herpétofaune par le réseau d'aires protégées en province Sud. Rapport de Convention de Recherche IRD - DENV Province Sud. Convention n° 313.07 – Avenants 4 & 5, IRD Nouméa, 57 pp.

Sadlier, R.A., Swan, G., 2008. Monitoring of Lizards in Humid Forests on the Goro Nickel Lease, Prony. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Goro Nickel. 34 pp

Sadlier, R.A., Swan G., 2009a. revised version. A survey of the Lizard fauna of maquis forest habitat on the Vale Inco Mine Site (5 to 10 year plan of development). Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale-Inco Nouvelle-Calédonie. 28 pp

Sadlier, R.A., Swan G., 2009b. A survey of the Lizard fauna of humid forest habitat on the Kwè Nord Range. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale-Inco Nouvelle-Calédonie. 22 pp.

Sadlier, R.A., Swan G., 2010a. A survey of the Lizard fauna of maquis forest habitat on the Vale-Inco Mine Site (10 to 20 year plan of development). Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale-Inco Nouvelle-Calédonie, 28 pp.

Sadlier, R.A., Swan G., 2010b. An assessment of the lizard fauna on the Vale Nouvelle-Calédonie Fer 02 campaign. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy toVale Nouvelle-Calédonie. 15 pp.

Sadlier, R.A., Swan G., Astrongatt, S. 2011a. The Lizard fauna of humid forests on the proposed Wadjana basin preserve. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy

to Vale Nouvelle-Calédonie, 19pp.

Sadlier, R.A., Swan G., Astrongatt, S. 2011b. A survey of the Lizard Fauna of maquis forest habitat on the Vale Nouvelle-Caledonie Mine Site 20 to 30 year plan of development). Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale-Inco Nouvelle-Calédonie, 24 pp.

Sadlier, R.A., Swan G., Astrongatt, S., 2011c. An assessment of the lizard fauna on the Vale Nouvelle-Caledonie AS2 and AS7 concessions. Unpublished report by Cygnet Surveys & Consultancy to Vale Nouvelle-Calédonie, 10 pp.

Sadlier, R.A., Whitaker, T., Wood, P. L., Bauer, A.M. 2012. A new species of scincid lizard in the genus *Caledoniscincus* (Reptilia: Scincidae) from northwest New Caledonia. *Zootaxa*, 57, 47–57.

Sadlier, R. A., Whitaker, A. H., Wood, P. L., Bauer, A. M. 2014. A new species of lizard in the genus *Caledoniscincus* (Reptilia: Scincidae) from far northwest New Caledonia. *Zootaxa,* 3795(1): 45-60 .

Sax, D.F., Gaines, S.D. 2008. Species invasions and extinction : The future of native biodiversity on islands. PNAS, 105 (Suppl. 1), 11490–11497.

Shattuck, S. 1999. Australian Ants-Their Biology and Identification. Monographs on Invertebrate Taxonomy Vol 3. CSIRO Publishing, Canberra, 256pp.

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*, *15*(5), 1037-1048.

Shiels, A.B., Pitt, W.C., Sugihara, R.T., Witmer, G.W., 2014. Biology and impacts of Pacific island invasive species. 11. Rattus rattus, the Black Rat (Rodentia: Muridae). *Pacific Science*, *68*(2), 145-184

Shea, G., Jourdan, H., Sadlier, R., Bauer, A. 2009. Natural history of the New Caledonian whiptailed skink *Tropidoscincus variabilis* (Bavay, 1869) (Squamata: Scincidae). *Amphibia-Reptilia* 30: 207-220.

Stevenson, J., Dodson, J. R., & Prosser, I. P. 2001. A late Quaternary record of environmental change and human impact from New Caledonia. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, *168*(1), 97-123.

Suarez, A. V., Richmond, J. Q., Case, T. J. 2000. Prey selection in Horned Lizards following the invasion of Argentine Ants in Southern California. *Ecol. Applic.*, 711–725.

Suarez, A.V., Case, T.J. (2002) Bottom-up on persistence of a specialist predator: ant invasions and horned lizards. *Ecol. Appl. 12*: 291-298.

Suarez, A.V., McGlynn, T.P., Tsutsui, N.D. 2010. Biogeographic and Taxonomic Patterns of Introduced Ants. In L. Lach, C. L. Parr, & K. L. Abbott (Eds.), Ant Ecology. Oxford University Press, Oxford, pp 233–244.

Suarez, A.V., Richmond, J.Q., Case, T.J. 2000. Prey selection in horned lizards following the invasion of argentine ants in southern California. *Ecol. Appl. 10*: 711-725.

Suarez, A.V., Yeh, P., Case, T.J. 2005. Impacts of Argentine ants on avian nesting success. *Insect. Soc 52*: 378–382.

Theuerkauf, J.; S. Rouys, F. Brescia. 2010. *Guide photographique d'identification des rongeurs de Nouvelle-Calédonie et Wallis & Futuna*. CORE.NC, Nouméa, Nouvelle-Calédonie.

Towns D.R., Ballantine W.J. 1993. Conservation and restoration of New-Zealand island ecosystems. *Trends Ecol. Evol.,* 8 : 452-457.

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.

Trompeter, W. P., Langkilde, T. 2011. Invader danger: Lizards faced with novel predators exhibit an altered behavioral response to stress. *Hormones and Behavior*, *60*(2), 152-158.

Vitousek PM, Dantonio CM, Loope LL, Rejmanek M, West- brooks R 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. N Z J Ecol 21:1–16

Wang CL, Strazanac J, Butler L 2001. A comparison of pitfall traps with bait traps for studying leaf litter ant communities. *J Econ Entom* 94:761–765 123

Waugh C.A., Linod J.F., Foronda P., Angeles-Santana M., Lorenzo-Morales J., Robinson R.D. 2006. Population distribution and zoonotic potential of gastrointestinal helminthes of wild rats *Rattus rattus* and *R. norvegicus* from Jamaica. The Journal of Parasitology 92 : 1014-1018

Whitaker, A.H. 1973. Lizard populations on islands with and without Polynesian rats, *Rattus exulans* (Peale). *Proceedings of the New Zealand Ecological Society* 20: 121-130

Whitaker, A.H. 1978. *The effects of rodents on reptiles and amphibians*. In Dingwall, P.R., Atkinson, I.A.E. and Hay, C. (Eds) "The ecology and control of rodents in New Zealand nature reserves. New Zealand Department Lands and Survey Inform. Ser. 4.

Whitaker, A.H. 2009. Summary of the Lizard fauna of the Dôme prospect, Tiébaghi, and the conservation issues related to the proposed mine expansion. Whitaker Consultants Limited, New Zealand, 14 pp.

Whitaker, A.H., Sadlier, R.A. 2011)Skinks and geckos from New Caledonia in: IUCN 2013. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2*. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 16 June 2014.

Whitaker, A.H., Sadlier, R. A. 2011. *Marmorosphax taom*. In IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2.

Williams, K., Ford, A., Rosauer, D., De Silva, N., Mittermeier, R., Bruce, C., Larsen, F., Margules, C.2011. Chap. 16 - Forests of East Australia: The 35th Biodiversity Hotspot. *in* "Biodiversity Hotspots", Zachos, F.E.& Habel, J. (eds), Springer, Berlin: 295-310

Williamson M. (1996) *Biological Invasions*. Springer Editions, 256p.

Wittman, S.E. 2014. Impacts of invasive ants on native ant communities (Hymenoptera: Formicidae)*. Myrmecol. News* 19: 111-123

Wright, J.L., Bauer, A.M., Sadlier, R.A. 2000. Two new gecko species allied to *Bavayia sauvagii* and *Bavayia cyclura* (Reptilia: Squamata: Diplodactylidae) from New Caledonia. *Pac. Sci.* 54: 39-55.

Zavaleta E. S., Hobbs R. J., Mooney H. A. (2001) Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. Trends in Ecology & Evolution, 16 : 454–459.

CNRT NICKEL & son environnement

ANNEXE 1. Liste des reptiles connus des habitats du sud de la Grande terre (au sud d'une ligne Yaté-Mont Dore)

	Genre	*espèce*	Auteur (s)	Date	Statut NC	Répartition	Statut UICN	Habitats
Scincidae	*Caledoniscincus*	*atropunctatus*	(Roux)	1913	A		**LC**	F
	Caledoniscincus	*austrocaledonicus*	(Bavay)	1869	E		**LC**	F, MP
	Caledoniscincus	*festivus*	(Roux)	1913	E		**LC**	F, MP
	Caledoniscincus	*haplorhinus*	(Günther)	1872	E		**LC**	MP, M
	Caledoniscincus	*notialis*	Sadlier, Bauer, Wood, Smith & Jackman	2013	E	PS	**VU**	F, MP
	Cryptoblepharus	*novocaledonicus*	(Mertens)	1928	E		**LC**	M
	Graciliscincus	*shonae*	Sadlier	1986	EE	PS	**VU**	F, MP
	Lacertoides	*pardalis*	Sadlier, Shea & Bauer	1997	EE	PS	**VU**	M
	Lioscincus	*nigrofasciolatum*	(Peters)	1869	EE		**LC**	F, MP
	Lioscincus	*tillieri*	(Ineich & Sadlier)	1991	EE	PS	**NT**	MP, M
	Marmorosphax	*tricolor*	(Bavay)	1869	EE		**LC**	F, MP
	Nannoscincus	*mariei*	(Bavay)	1869	EE	PS	**VU**	F
	Phoboscincus	*garnieri*	(Bavay)	1869	EE		**LC**	F, Mp, M
	Sigaloseps	*deplanchei*	(Bavay)	1869	EE	PS	**NT**	F, MP
	Simiscincus	*aurantiacus*	Sadlier & Bauer	1997	EE	PS	**VU**	F, MP
	Tropidoscincus	*variabilis*	Bavay	1869	EE	PS	**LC**	MP, M
Diplodactylidae	*Bavayia*	*cyclura*	(Günther)	1872	EE		**DD**	F, MP
	Bavayia	*geitaina*	Wright, Bauer & Sadlier	2000	EE	PS	**VU**	F, MP
	Bavayia	*goroensis*	Bauer, Jackman, Sadlier, Shea & Whitaker	2008	EE	PS	**EN**	F
	Bavayia	*robusta*	Wright, Bauer & Sadlier	2000	EE	PS	**LC**	F
	Bavayia	*sauvagii*	(Boulenger)	1883	EE		**DD**	F, Mp
	Bavayia	*septuiclavis*	Sadlier	1989	EE	PS	**NT**	F, MP
	Correlophus	*sarasinorum*	(Roux)	1913	EE	PS	**EN**	F
	Eurydactylodes	*symmetricus*	(Andersson)	1908	EE	PS	**EN**	F, MP
	Eurydactylodes	*vieillardi*	(Bavay)	1869	EE		**NT**	F, Mp
	Rhacodactylus	*auriculatus*	(Bavay)	1869	EE		**LC**	Mp, M
	Rhacodactylus	*leachianus*	(Cuvier)	1829	EE		**LC**	F, MP
Gekkonidae	*Hemidactylus*	*frenatus*	Schlegel *in* Duméril & Bibron	1836	I		**LC**	M
	Hemidactylus	*garnotii*	Duméril & Bibron	1836	I		**LC**	M
	Lepidodactylus	*lugubris*	(Duméril & Bibron)	1836	I		**LC**	M

.. : espèces menacées selon critères UICN // EE : genre endémique, E : Espèce endémique, A : autochtone, I : introduite / Ps : Province sud / F : Forêt, Mp : Maquis paraforestier / M : maquis.

ANNEXE 2. Liste des reptiles recensés des habitats naturels du massif de Tiébaghi

	Genre	*espèce*	Auteurs	Date	Statut NC	Répartition	Statut UICN	Habitats
Scincidae	*Caledoniscincus*	*aquilonius*	Sadlier, Bauer & Colgan	1999	E	PN	NT	F, MP
	Caledoniscincus	*atropunctatus*	(Roux)	1913	A		LC	F, MP
	Caledoniscincus	*auratus*	Sadlier, Bauer & Colgan	1999	E	PN	EN	F, MP
	Caledoniscincus	*cf aff. austrocaledonicus*			E			F, MP
	Caledoniscincus	*festivus*	(Roux)	1913	E		LC	F, MP
	Caledoniscincus	*haplorhinus*	(Günther)	1872	E		LC	M
	Caledoniscincus	*pelletieri*	Sadlier, Whitaker, Wood & Bauer	2014	E	PN	CR	F, MP
	Lioscincus	*nigrofasciolatum***	(Peters)	1869	EE		LC	F, MP
	Lioscincus	*novaecaledoniae*	(Parker)	1926	EE	PN	LC	M
	Phoboscincus	*garnieri*	(Bavay)	1869	EE		LC	F, MP
	Tropidoscincus	*boreus*	Sadlier & Bauer	2000	EE	PN	LC	M
	Kanakysaurus	*viviparus*	Sadlier, Smith, Bauer & Whitaker	2004	EE	PN	EN	F, MP
	Marmorosphax	*taom*	Sadlier, Smith, Bauer & Whitaker	2009	EE	PN	CR	F, MP
	Nannoscincus	*sp.***			EE	PN		F, MP
Diplodactylidae	*Bavayia*	*nsp.*			EE	PN	CR*	F, MP
	Dierogecko	*nehoueensis*	Bauer, Jackman, Sadlier, Whitaker	2006	EE	PN	CR	F, MP
	Oedodera	*marmorata*	Bauer, Jackman, Sadlier, Whitaker	2006	EE	PN	CR	F
	Eurydactylodes	*agricolae*	Henkel & Böhme	2001	EE		NT	F, M, MP
	Mniarogekko	*jalu****	Bauer, Whitaker, Sadlier & Jackman,	2012	EE	PN	EN***	F, MP
	Rhacodactylus	*auriculatus*	(Bavay)	1869	EE		LC	M, MP
Gekkonidae	*Hemidactylus*	*frenatus*	Schlegel *in* Duméril & Bibron	1836	I		LC	M
	Hemidactylus	*garnotii*	Duméril & Bibron	1836	I		LC	M
	Lepidodactylus	*lugubris*	(Duméril & Bibron)	1836	I		LC	M

.. : espèces menacées selon critères UICN // EE : genre endémique, E : Espèce endémique, A : autochtone, I : introduite / PN : Province Nord / F : Forêt, Mp : Maquis paraforestier / M : maquis

C. cf aff. austrocaledonicus ; espèce avec variations morphologiques, et dont statut taxonomique non encore tranché (n sp. ou pas)

* : selon A. Bauer, espèce restreinte au massif de Tiébaghi, taxon non encore décrit/ compte tenu du critère de restriction géographique, c'est une espèce candidate au statut CR

** : espèces échantillonnées pour la première fois à l'occasion du projet R-mines à Tiébaghi (pour *L. nigrofasciolatum*, présence suspectée selon Whitaker 2009)

***: identifié initialement par Whitaker (2009) comme *Mniarogekko chahoua. M. jalu* est une espèce distincte de *M. chahoua* décrite uniquement depuis 2012 –Bauer *et al*. 2012)

ANNEXE 3. Résultats des tests de Chi2 et de Fisher exact entre les individus prédateurs de scinques, leur qualité et le contexte environnemental.

	Rattus exulans							***Rattus rattus***						
				Chi2	*P value*	Fisher exact	*P value*				Chi2	*P value*	Fisher exact	*P value*
Nord	Prédation	*vs*	Maturité	-	-	0,32	0,24 (-)	Prédation	*vs*	Maturité	-	-	0,78	1 (-)
	Prédation	*vs*	Sexe	-	-	2,21	0,40 (-)	Prédation	*vs*	Sexe	-	-	0,2	**0,056 (*)**
	Prédation	*vs*	Milieu	-	-	0,59	0,66 (-)	Prédation	*vs*	Milieu	-	-	0,5	0,46 (-)
	Prédation	*vs*	Espèce	1,7	1,19 (-)	-	-							
	Prédation	*vs*	site	0,47	0,49 (-)	-	-	Prédation	*vs*	site	0,2	0,66 (-)	-	-
Sud	Prédation	*vs*	Maturité	1,4	0,24 (-)	-	-	Prédation	*vs*	Maturité	-	-	0,6	1 (-)
	Prédation	*vs*	Sexe	0,02	0,89 (-)	-	-	Prédation	*vs*	Sexe	-	-	inf	**0,05 (*)**
	Prédation	*vs*	Milieu	0,31	0,58 (-)	-	-	Prédation	*vs*	Milieu	-	-	inf	0,32 (-)
	Prédation	*vs*	Espèce	1,67	0,2 (-)	-	-							
Total	Prédation	*vs*	Maturité	2,95	**0,086 (*)**	-	-	Prédation	*vs*	Maturité	-	-	0,75	0,77 (-)
	Prédation	*vs*	Sexe	0,27	0,60 (-)	-	-	Prédation	*vs*	Sexe	0,02	0,88 (-)	-	-
	Prédation	*vs*	Milieu	0,14	0,71 (-)	-	-	Prédation	*vs*	Milieu	-	-	0,42	0,24 (-)
	Prédation	*vs*	Espèce	2,72	**0,099 (*)**	-	-							

Des tests de Chi2 ont été effectués lorsque les effectifs observés étaient supérieurs à n=5. Lorsque les effectifs observés étaient trop faibles, le test de Fisher exact a été préféré

ANNEXE 4. *Fréquences d'occurrence des restes de scinques dans les tubes digestifs de rats noirs (Rattus rattus) et rats polynésiens (Rattus exulans) en fonction du sexe, de la maturité et du type d'habitat*

(a) Site Nord		*Rattus exulans*							*Rattus rattus*						
		Sexe		Maturité		Milieu			Sexe		Maturité		Milieu		
	Total	Mâle	Femelle	Juvénile	Adulte	Maquis	Forêt	Total	Mâle	Femelle	Juvénile	Adulte	Maquis	Forêt	Total
Nb captures	98	14	20	16	19	25	10	35	37	26	27	36	33	30	63
Nb prédateurs	16	4	3	2	6	5	3	8	2	6	3	5	3	5	8
% Occurrence	**16,3**	28,6	15,0	12,5	31,6	20,0	30,0	**22,9**	5,4	23,1	11,1	13,9	9,1	16,7	**12,7**

(b) Site Sud		*Rattus exulans*							*Rattus rattus*						
		Sexe		Maturité		Milieu			Sexe		Maturité		Milieu		
	Total	Mâle	Femelle	Juvénile	Adulte	Maquis	Forêt	Total	Mâle	Femelle	Juvénile	Adulte	Maquis	Forêt	Total
Nb captures	185	77	58	71	64	55	80	135	26	24	14	35	12	38	50
Nb prédateurs	29	14	10	10	14	11	13	24	5	0	1	4	0	5	5
% Occurrence	**15,7**	18,2	17,2	14,1	21,9	20,0	16,3	**17,8**	19,2	0,0	7,1	11,4	0,0	13,2	**10,0**

(c) Total		*Rattus exulans*							*Rattus rattus*						
		Sexe		Maturité		Milieu			Sexe		Maturité		Milieu		
	Total	Mâle	Femelle	Juvénile	Adulte	Maquis	Forêt	Total	Mâle	Femelle	Juvénile	Adulte	Maquis	Forêt	Total
Nb captures	283	91	78	87	83	80	90	170	63	50	41	71	45	68	113
Nb prédateurs	45	18	13	12	20	16	16	32	7	6	4	9	3	10	13
% Occurrence	15,9	19,8	16,7	**13,8**	**24,1**	20,0	17,8	**18,8**	11,1	12,0	9,8	12,7	6,7	14,7	**11,5**

ANNEXE 5. Tableau récapitulatif de présence des groupes fonctionnels d'arthropodes non Formicidae retrouvés dans les prélèvements de litière entre Tiébaghi et le plateau de Goro

Ordre	Super-famille	Famille	Sous famille/Larve	Groupe fonctionnel	Nord	Sud
Collembola				Detritivore	--	--
Diploura				Detritivore	--	-
Neuroptera		Larve Myrmeleontidae		Predateur	--	--
Coleoptère	Caraboidea	Carabidae		Predateur	--	--
	Hydrophiloidea	Hydrophilidae		~~Predateur/Detritivore~~	-	+
	Staphylinoidea	Ptiliidae		Detritivore	+	+
		Scydmaenidae		Predateur	+	+
		Staphilinidae		Predateur	+	+
			Pselaphinae	Predateur	+	+
			Scaphidiinae	Fongivore	-	+
	Scarabaeoidea	Scarabaeidae		Detritivore	+	+
	Elateroidea	Eucnemidae		Xylophage	-	+
		Elateridae		Predateur	+	+
		Larve lampyridae		Predateur	+	-
	Bostrichoidea	Dermestidae		Detritivore	+	+
		Anobiidae		Xylophage	-	--
	Cleroidea	Trogossitidae		Predateur	--	-
	Cucujoidea			Polyphage	-	--
		Nitidulidae		Predateur	+	+
		Silvanidae		Fongivore	+	-
		Phalacridae		Floricole	+	+
		Cryptophagidae		Fongivore	+	-
		Bothrideridae		Predateur	+	-
		Endomychidae		Fongivore	+	-
		Coccinellidae		Predateur	+	-
	Tenebrionoidea	Corylophidae		Fongivore	+	+
		Ciidae		Fongivore	+	+
		Mordellidae		Floricole	-	+
		Zopheridae (Colydiinae et Zopherinae)		Xylophage	+	+
		Tenebrionidae		Detritivore	+	+
		Anthicidae		Omnivore	+	-
	Chrysomeloidea	Cerambycidae		Xylophage	+	+
		Chrysomelidae (Cryptocephalinae)	Adulte	Phytophage	+	+
			Larve	Detritivore	+	+
		Chrysomelidae (autres)		Phytophage	+	+
	Curculionoidea	Brentidae		Xylophage	+	-
		Curculionidae		Phytophage	+	+
			Scolytinae	Xylophage	+	+
		Larve indC		Polyphage	+	+
Orthoptère		Tetrigidae		Phytophage	+	+
		Gryllidae		Detritivore	+	+
		Autre orthoptère		Phytophage	+	+
Amphipode				Detritivore	+	+
Isopode				Detritivore	+	+
Lepidoptère		Adulte		Floricole	+	+
		Larve		Phytophage	+	+
Araneae		Scytodidae		Predateur	+	?
		Salticidae		Predateur	+	+
		Hahniidae		Predateur	+	?
		Thomisidae		Predateur	+	?
		Oonopidae		Predateur	+	+
		Tetragnatidae		Predateur	+	?
		Clubionidae		Predateur	+	?
		Gnaphosidae		Predateur	+	+
		Oxyopidae		Predateur	+	?
		Tetrablemmidae		Predateur	-	+
		Mygalomorpha		Predateur	-	+
Schizomida				Predateur	+	-
Pseudoscorpionida				Predateur	+	+
Opilionidae				Predateur	+	+
Acarien				Polyphage	+	+
Hemiptère		Aradidae		Fongivore	+	+
		Coccoidea		Phytophage	+	+
		Fulgoromorpha		Phytophage	+	+
		Lygaeidae		Phytophage	+	+
		Reduvidae		Predateur	+	+
		Pentatomidae		Phytophage	+	-
		Cicadelidae		Phytophage	+	+
		Cydnidae		Phytophage	+	-
		Nabidae		Predateur	-	+
		Mesovellidae		Predateur	-	+
		Geocoridae		Granivore	-	+
		Schizopteridae		Predateur	-	+

Diptère		Phoridae		Parasitoide	+	+
		Sciaridae		Fongivore	+	+
		Stratiomyidae larve		Detritivore	+	?
		Bibionidae		Detritivore	+	-
		Cecidomyiidae		Phytophage	+	+
		Mycetophilidae		Fongivore	+	+
		Psychodidae		Detritivore	-	+
		Tipulidae		Detritivore	-	+
		Ceratopogonidae		Hematophage	-	+
		Brachycera		Polyphage	+	+
Blattoptère				Detritivore	+	+
Psocoptère				Detritivore	+	+
Myriapode	Diplopode			Detritivore	+	+
	Chilopode	Scolopendromorpha		Predateur	+	+
		Scutigerida		Predateur	+	-
Phasmatodea				Phytophage	+	+
Annelide				Detritivore	+	+
Dermaptère				Detritivore	+	+
Gasteropode				Phytophage	+	+
Embyoptere				Detritivore	+	?
Archeognathe				Phytophage	-	+
Thysanoptère				Phytophage	+	+
Hymenoptère non Formicidae		Diapriidae		Parasitoïde	+	+
		Braconidae		Parasitoïde	+	-
		Chalcidoidae		Parasitoïde	+	+
		Bethylidae		Parasitoïde	+	-
		Scelionidae		Parasitoïde	-	+
		Plastygastridae		Parasitoïde	+	+

ANNEXE 6. Tableau récapitulatif de présence des classes fonctionnelles d'arthropodes non Formicidae retrouvés dans les prélèvements de litière selon les 2 modalités d'invasion à Tiébaghi

Ordre, Famille, Sous-famille	Groupe fonctionnel	SE	DE
Collemboles	Detritivore	+	+
Diploures	Detritivore	+	+
Neuroptères (Larve Myrmeleontidae)	Predateur	-	+
Coleoptères			
Anthicidae	Omnivore	+	-
Bothrideridae	Predateur	+	-
Brentidae	Xylophage	-	+
Carabidae	Predateur	+	+
Cerambycidae	Xylophage	+	+
Chrysomelidae Cryptocephalinae / Larve	Detritivore	+	+
Chrysomelidae Cryptocephalinae /adulte	Phytophage	+	+
Ciidae	Fongivore	+	+
Coccinellidae	Predateur	+	+
Corylophidae	Fongivore	+	+
Cryptophagidae	Fongivore	+	+
Curculionidae	Phytophage	+	+
Dermestidae	Detritivore	+	-
Elateridae	Predateur	+	+
Endomyichidae	Fongivore	+	+
Lampyridae (larve)	Predateur	+	+
Nitidulidae	Predateur	+	+
Phalacridae	Floricole	-	+
Pselaphidae	Predateur	+	+
Ptiliidae	Detritivore	+	+
Scarabaeidae	Detritivore	+	+
Scolytidae	Xylophage	-	+
Scydmaenidae	Predateur	+	+
Silvanidae	Fongivore	+	+

Ordre, Famille, Sous-famille	Groupe fonctionnel	SE	DE
Staphilinidae	Predateur	+	+
Tenebrionidae	Detritivore	+	+
Trogossitidae	Predateur	-	+
Zopheridae	Xylophage	-	+
Larve indC	?	+	+
Hymenoptères (non fourmis)			
Bethylidae	Parasitoïde	+	+
Braconidae	Parasitoïde	-	+
Chalcidoidea	Parasitoïde	+	+
Diapriidae	Parasitoïde	+	-
Plastygastridae	Parasitoïde	-	+
Hymenoptere ind	?	+	+
Orthoptères			
Tetrigidae	Phytophage	+	+
Gryllidae	Detritivore	-	+
Autre orthopteres	Phytophage	-	+
Amphipodes	Detritivore	+	+
Isopodes	Detritivore	+	+
Lepidoptères			
Lepidopteres adulte	Floricole	-	+
Larve lepidoptere (chenilles)	Phytophage	+	+
Arachnida			
Araneae			
Clubionidae	Predateur	-	+
Gnaphosidae	Predateur	-	+
Hahniidae	Predateur	+	+
Oonopidae	Predateur	+	+
Oxyopidae	Predateur	-	+
Salticidae	Predateur	+	+
Scytodidae	Predateur	-	+
Tetragnathidae	Predateur	-	+

Hémiptères			
Aradidae	Fongivore	+	+
Cicadelidae	Phytophage	+	+
Coccoidea	Phytophage	+	+
Cydnidae	Phytophage	-	+
Fulgoromorpha	Phytophage	+	+
Hemiptères ind (Heteroptere)	?	+	+
Larve indH	?	+	+
Lygaeiidae	Phytophage	+	+
Pentatomidae	Phytophage	-	+
Reduvidae	Predateur	-	+
Diptères			
Phoridae	Parasitoide	-	+
Sciaridae	Fongivore	-	+
Stratiomyidae	Detritivore	+	+
Bibionidae	Detritivore	-	+
Cecidomyiidae	Phytophage	-	-
Mycetophilidae	Fongivore	-	-
Brachycera	?	+	+
Larve indD	?	+	+
Blattoptères	Detritivore	+	+
Psocoptères	Detritivore	+	+
Myriapodes			
Diplopodes	Detritivore	+	+
Chilopodes			
Scolopendromorpha	Predateur	+	+
Scutigerida	Predateur	-	+
Phasmatodea (*Paracanachus circe?*)	Phytophage	-	+
Annelides	Detritivore	-	+
Dermaptères	Detritivore	+	+
Gasteropodes	Phytophage	+	+
Embioptères	Detritivore	+	-
Thysanoptères	Phytophage	+	+

Thomisidae	Predateur	-	+
Araneae indet	Predateur	+	+
Schizomida*	Predateur	+	+
Pseudpscorpionidae	Predateur	+	+
Opilionidae	Predateur	+	+
Acarien	?	+	+

Annexe 7. Note de réflexion pour la mise en place d'une stratégie raisonnée de lutte contre les espèces invasives animales

Préambule

En ce qui concerne les espèces animales invasives, les échanges réguliers que les scientifiques peuvent avoir avec les gestionnaires d'espaces naturels ou d'espaces miniers, mettent régulièrement en évidence des attentes fortes exprimées de la part des gestionnaires de disposer de solutions de gestion, de régulation, d'atténuation des effets voire de compensation. Pour différentes raisons liées à la complexité des phénomènes associés aux espèces animales invasives, à la diversité des situations rencontrées, aux spécificités des contextes écologiques, institutionnels et humains en Nouvelle-Calédonie mais également à la prise de conscience très récente à l'échelle du pays de la nécessité de développer des actions et plans de gestion, les solutions peuvent pour l'instant difficilement être apportées « clés en main », comme des recettes de cuisine disponibles parmi lesquelles ils suffirait de piocher en fonction des situations. Les opérations de lutte contre les espèces animales invasives, afin d'être efficaces, pertinentes et optimisées nécessitent des diagnostics scientifiques détaillés et une réflexion approfondie quand aux objectifs recherchés, ainsi que souvent, la mise en place d'opérations intermédiaires de gestion dans un cadre expérimental et scientifique (opérations dites de « recherche-action »).

C'est ce cheminement intellectuel logique que nous détaillons dans la courte note de réflexion ci-après, destinée avant tout aux gestionnaires d'espaces naturels ou miniers calédoniens. Cette note est bâtie autour des espèces invasives majeures que sont les rongeurs introduits, les chats harets et les fourmis envahissantes.

I – Eléments introductifs : Lutte contre les espèces invasives, opérations de «recherche-action», démarche adaptative

I.1- Différents types de lutte pour diverses situations d'invasion; focus sur la lutte active

Classiquement, en milieu insulaire où les problématiques liées aux impacts environnementaux et écologiques des espèces invasives sont les plus développées et les plus pressantes, deux grandes stratégies principales sont développées en matière de lutte contre les espèces invasives par les autorités et organismes en charge de l'environnement :

(i) la prévention d'introductions supplémentaires par la mise en œuvre de dispositifs et stratégies de bio-sécurité et de quarantaine visant simultanément à limiter l'arrivée de nouvelles espèces invasives, faciliter leur détection précoce et permettre l'interception des premiers individus ou propagules ;

(ii) la lutte active contre les espèces invasives déjà établies sur le territoire concerné, qu'il s'agisse d'opérations de contrôle (= limitation de densités ou confinement géographique) des populations ou d'opérations visant à l'éradication (= élimination totale des individus présents, généralement sur de petites îles ou îlots).

II.2 – Grandes îles vs Petites îles, des contraintes et des possibilités différentes

Contrairement aux territoires continentaux, sur les îles, ces différentes opérations sont facilitées et encouragées par des territoires plus réduits et contraints et par les succès récents de nombreuses opérations (e.g. Genovesi, 2011). Le second type d'actions (lutte active), visant à traiter ou limiter en intensité ou en emprise géographique les impacts occasionnés par les espèces invasives déjà établies, correspond à un effort majeur développé depuis quelques décennies par les institutions et autorités en charge de l'environnement et des questions de biodiversité, en particulier au sein des territoires insulaires où la pression exercée par les espèces invasives est généralement forte. Ces actions de lutte, complexes et lourdes, qu'il s'agisse de contrôle ou d'éradication de populations, nécessitent souvent l'engagement de moyens financiers, humains ou techniques importants, souvent associées à un encadrement scientifique significatif (e.g. Martins

et al., 2006). Au moins 1129opérations d'éradication d'espèces invasives ont été entreprises à la surface du globe, la plupart (97%)dans un contexte insulaire et visant principalement des espèces animales invasives, en particulier des vertébrés (>94%) (Genovesi, 2011).

Les principes directeurs concernant les espèces invasives adoptés dans la convention sur la diversité biologique (CBD, U.N.) reflètent ces constatations : la prévention (biosécurité par exemple) est la réponse prioritaire à développer, la détection rapide, la réponse rapide et l'éradication de populations pionnières ou établies (quand possible) constituent les autres réponses successivement envisageables quand la prévention a échoué. La gestion (contrôle) à long-terme représente la dernière option de gestion, lorsque toutes les autres doivent être exclues (Fig.1), particulièrement lorsque les surfaces à traiter sont trop importantes et les espèces concernées trop présentes et introduites de longue date.

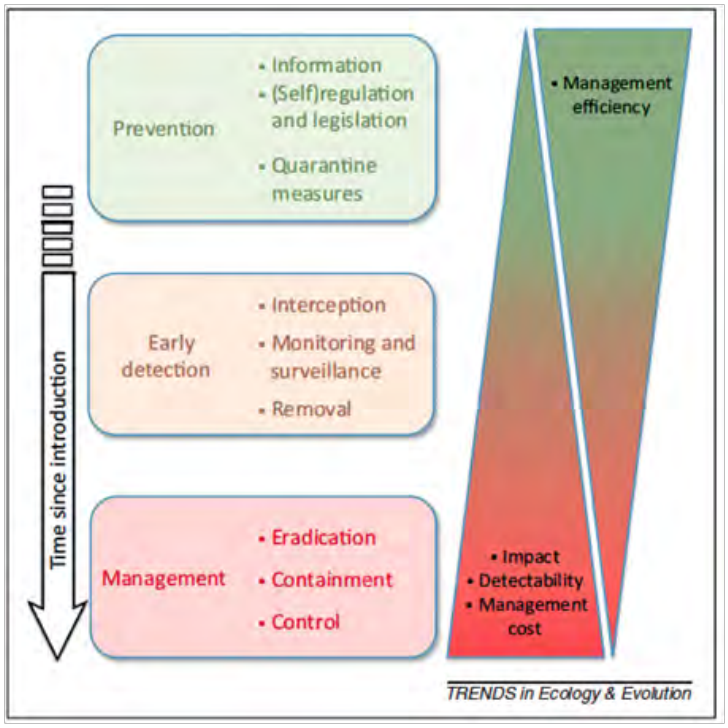


Fig.1 La stratégie optimale d'action recommandée évolue en fonction du temps depuis l'introduction et l'importance de l'invasion, notamment sur le plan spatial. L'ancienneté de l'introduction induit des coûts d'intervention supérieurs pour une efficacité plus faible et un effet moins durable (Simberloff et *al*., 2013).

Ce dernier cas correspond notamment à celui des espèces invasives majeures que sont les chats harets et les rongeurs du genre *Rattus* et dans une assez large mesure les fourmis invasives. Au contraire des îles « véritables » généralement de tailles réduites et entourées d'eau, la restauration écologique en système insulaire des terres émergées de très grande superficie (« grandesterres ») est beaucoup plus problématique car celles-ci sont adjacentes à des terres qui ne font pasl'objet de gestion intensive et à visée de conservation. L'éradication des mammifères introduits en particulier y est en pratique irréalisable pour des raisons de coûts, des raisons techniques et sociales (Atkinson, 2001).

Les opérations mises en place concernent de la régulation (ou contrôle) des espèces et consistent en la limitation de la population de l'invasive considérée et en gérant ses impacts. Dans ces conditions, le concept de « Mainland Island » développé en Nouvelle-Zélande par Saunders & Norton, 2001 sous-entend que (i) des objectifs de restauration des écosystèmes soient recherchés, (ii) une lutte intensive et intégrée contre les espèces nuisibles soit engagée et que (iii) les activités, les résultats et les bénéfices attendus soient rigoureusement suivis.

I.3 - De la nécessité de l'évaluation scientifique des actions conduites

De façon générale, la plupart des opérations de lutte contre les espèces invasives gagneraient à être d'avantage encadrées par des évaluations scientifiques détaillées, que ce soit en amont, en aval ou durant les opérations elles-mêmes. L'une des raisons est que ces actions de lutte contre les espèces invasives et de restauration des populations et écosystèmes altérés qui se déroulent au sein de milieux complexes, profondément modifiés et souvent « multi-envahis », peuvent générer en cascade des effets écologiques parfois imprévus voire contraires aux objectifs de conservation et de restauration qui étaient visés au départ, en particulier via des phénomènes de relâche de prédateurs ou de compétiteurs (e.g. Zavaleta *et al.,* 2001 ; Courchamp & Caut 2005). La plupart de ces « effets cascades » non désirés peuvent cependant être anticipés voire évités par une connaissance détaillée des interactions biotiques établies entre espèces invasives et espèces indigènes ou entre les différentes espèces invasives elles-mêmes.

Ces aspects essentiels de compréhension des conséquences en cascade des opérations de contrôle constituent un important axe potentiel de réflexion et d'action scientifique, de même que l'évaluation précise des conséquences positives recherchées sur les espèces ou groupes cibles indigènes.

Développer des opérations de lutte contre les espèces invasives majeures et largement établies, n'a de sens que si des objectifs clairs ont été identifiés et définis au préalable et si des dispositifs de suivi sont mis en place pour que les effets puissent être mesurés, tant du point de vue des espèces contre lesquelles se porte la lutte, que du point des vue des objectifs de conservation ou de restauration des populations locales ou des écosystèmes en place.

I.4 - Logique de réflexion et d'action nécessaire pour la mise en place d'un plan de gestion

La figure 2 présente de façon très simplifiée la logique de réflexion et d'action nécessaire pour la mise en place d'un **plan de gestion raisonné** des espèces animales invasives.

Ce schéma logique inclut ici à minima les 3 volets suivants : (i) un diagnostic précis de la situation d'invasion et des types et niveaux d'impacts ; (ii) la définition d'objectifs de gestion pour les populations invasives et/ou pour les populations impactées et (iii) la mise en œuvre et l'évaluation scientifique d'opérations expérimentales à petite échelle. A l'issue, une confirmation ou re-définition des objectifs de gestion sera réalisée permettant alors l'élaboration puis la mise en œuvre du plan de gestion.
Sans les 2 premières étapes, il est généralement impossible de construire un plan de gestion qui a du sens. Sans la 3ème étape, les choix méthodologiques ne peuvent pas être validés et testés, de même que les effets obtenus avant la mise en œuvre d'un plan d'action à échelle réelle.

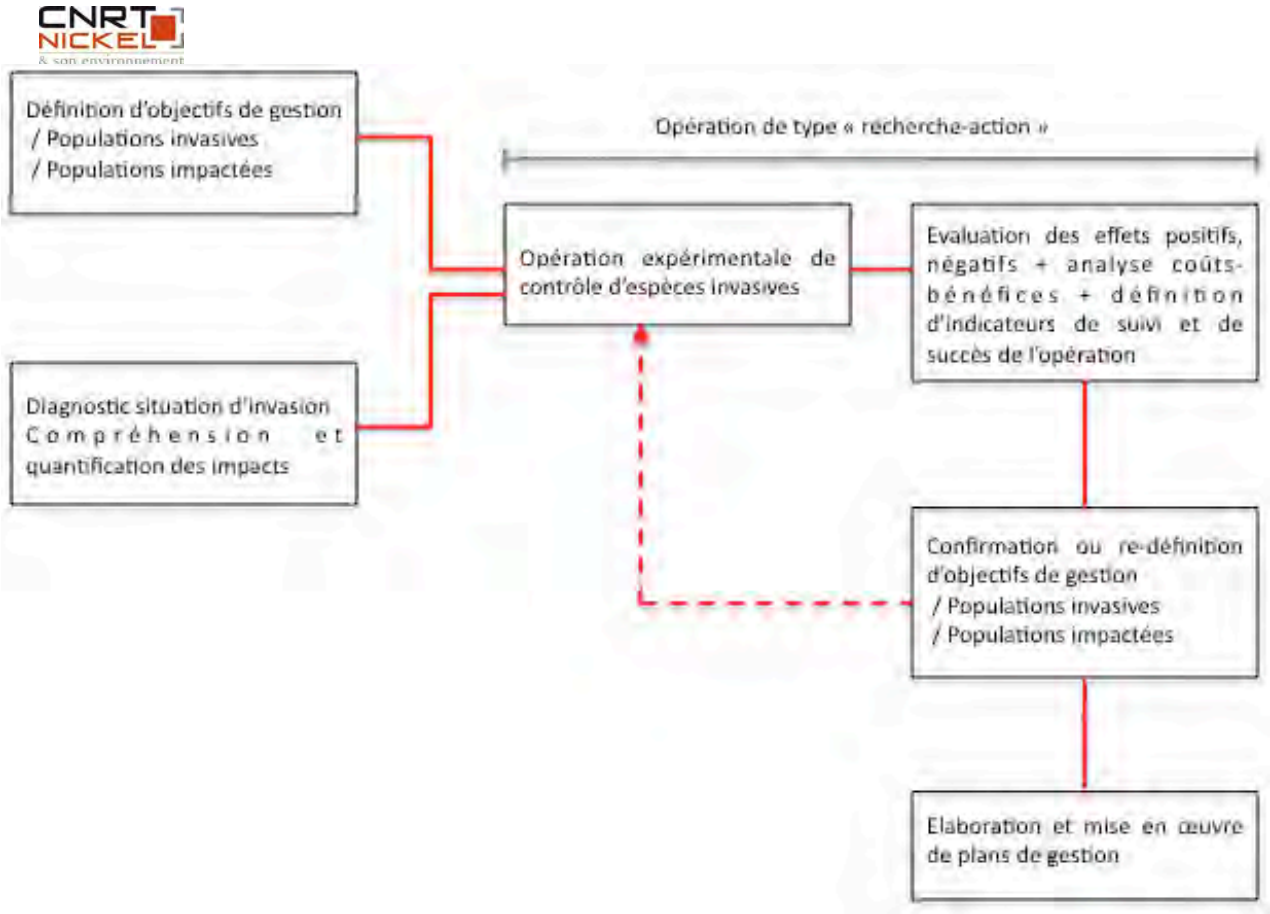


Fig. 2 - Schéma simplifié de logique de réflexion et d'action pour la mise en place raisonnée d'un plan de gestion des espèces animales invasives concernées. Approche adaptative couplée à une démarche de type « recherche-action ».

Au-delà des simples choix de méthodologies d'action, différentes questions scientifiques sous-tendent ce type de démarche logique, par exemple :

(i) lorsque l'éradication est exclue, à quels seuils d'abondance faut-il abaisser les populations d'espèces invasives pour que l'effet recherché sur l'écosystème et la biodiversité soit obtenu où que l'impact écologique des invasives puisse être considéré comme acceptable et soutenable ? (e.g. Choquenot & Parkes, 2001),

(ii) quels sont les processus écologiques par lesquels les espèces invasives affectent directement ou indirectement les communautés indigènes et l'écosystème, et quels sont parmi ces processus ceux quisont les plus rétablis ou modifiés par un abaissement des densités d'espèces invasives ?

(iii) dans des contextes de multi-envahissement, les espèces invasives cibles contrôlent-elles par prédation d'autres espèces invasives et des effets-cascades délétères (relâche de prédateurs inférieurs ou de compétiteurs) se produisent-ils lorsqu'on abaisse les densités des prédateurs supérieurs introduits (e.g. Zavaleta et al., 2001),

(iv) certaines espèces invasives (par exemple ici les rongeurs polyphages ou les fourmis introduites),ont-elles pris le relai en termes de services écosystémiques (pollinisation, dispersion par ex.)d'espèces indigènes localement éteintes ou raréfiées ? (e.g. Pattemore & Wilcove, 2012).

Ainsi, dans le cadre de la lutte contre les espèces animales invasives établies et abondantes au niveau de situations de « grande terre » où des éradications ne sont pas envisageables et où seul un contrôle (limitation) des populations est possible, il est essentiel de comprendre que nous sommes actuellement loin de « recettes de cuisine » ou de « toolkits » disponibles et opérationnels, dans lesquels les gestionnaires n'auraient plus qu'à piocher pour établir leurs plans de gestion. Si les expériences dans les pays voisins, notamment la Nouvelle-Zélande ou encore l'Australie peuvent offrir un premier cadre général de réflexion, notamment méthodologique et de moyens d'action, celui-ci devra être considérablement affiné, adapté, complété et testé pour correspondre au contexte calédonien, tant du point de vue des écosystèmes et des espèces en place, des considérations légales et réglementaires, des usages, des aspects culturels et coutumiers, des objectifs ou encore des moyens humains, techniques ou financiers mobilisables.

En Nouvelle-Calédonie où la stratégie générale de lutte contre les espèces invasives à l'échelle pays est tout juste en train d'être élaborée sous l'égide du CEN et où les opérations de lutte contre les rongeurs, chats harets et fourmis n'en sont qu'à leur début, il est essentiel de respecter le cadre logique présenté plus haut si l'on veut un jour aboutir à la mise en place de plans de gestions opérationnels et raisonnés en contexte minier, comme en contexte naturel.

Déclinées pour les trois groupes d'espèces animales invasives majeures que sont les rongeurs introduits, les chats harets et les fourmis envahissantes, nous présentons ci-après les grandes lignes de telles démarches logiques et expérimentales, particulièrement du point de vue des opérations à petite échelle qui pourraient être conduites et des indicateurs de suivi et d'évaluation de ces opérations (démarche de type « recherche-action ») et qui constituent donc des préalables nécessaires à l'établissement de plans de gestion. Outre les objectifs de restauration de populations de reptiles, en contexte minier, ces opérations de contrôle d'invasives pourraient aussi concerner des programmes liés à la conservation d'oiseaux marins nicheurs dans les massifs miniers (pétrel de Tahiti et Pétrel de Gould), ou encore les roussettes (et plus largement le groupe des chauves-souris), avec qui l'on sait également que les invasives (rats et chats) entrent en interférence.

II – Eléments de déclinaison pas groupe d'espèces

II.1 – Gestion des populations de chats harets / contours d'opérations expérimentales

(i) Eléments généraux de cadrage relatifs à la lutte contre les chats harets

Au niveau planétaire, de nombreuses opérations d'éradication de chats harets ont eu lieu, particulièrement sur des îles et îlots de petite à moyenne superficie, ainsi que sur quelquesgrandes îles (e.g. Nogales et al., 2004 ; Campbell et al., 2011). Ainsi environ **90 opérations d'éradication** réussies de chats harets ont été conduites sur des îles allant de 5 à 29.000 ha et une vingtaine d'opérations infructueuses sont également connues. La plupart des éradications de chats harets ont été réalisées à l'aide de poison et parfois de tir ou de captures par piège pour des îles de superficie réduite. En Nouvelle-Calédonie, particulièrement sur la Grande terre, la gestion des chats harets ne peut s'apparenter qu'à du **contrôle des populations** (limitation des densités par élimination régulière d'individus sur des îles où les éradications ne sont pas envisageables).

Dans ce domaine, la communauté des gestionnaires manque encore decadre général d'intervention par défaut de centralisation et d'analyse des opérations decontrôle qui ont été conduites en différents points de la Planète, à l'exception de l'Australiepour laquelle une synthèse d'éléments en provenance d'une centaine d'opérations de contrôlede chats harets est disponible (Reddiex et al., 2006a,b).

En Nouvelle-Calédonie, la gestion des populations de chats harets est encore balbutiante, malgré l'impact élevé et l'abondance des populations (IMBE-IRD données inédites). Au niveau du Parc Provincial de la Rivière Bleue des empoisonnements réguliers semblent conduits depuis plusieurs années par lesautorités.Plus récemment, l'équipe de l'IMBE-IRD a initié tant sur le

massif de Tiébaghi (partenariat IRD/SLN), qu'au niveau de la Presqu'île de Pindaï (partenariat IRD/Province Nord) deux opérations expérimentales pilotes de gestion des populations de chats harets par piégeage non létal puis euthanasie vétérinaire (site test de 200ha environ sur le massif de Tiébaghi ; site de 1000ha sur la presqu'île de Pindaï). Outre le contrôle des chats harets, ces deux opérations sont motivées par la conservation de colonies d'oiseaux marins (respectivement Pétrels de Tahiti et Puffins du Pacifique).

(ii) Vers des opérations expérimentales de gestion et l'évaluation scientifique des actions

La limitation des populations - Dans le cadre d'opérations expérimentales, destinées à apporter de nouvelles connaissances permettant ensuite la mise en œuvre de plans opérationnels, l'utilisation de la lutte chimique contre les chats harets n'est pas à conseiller, notamment car elle ne permet pas de savoir combien d'individus sont éliminés par le dispositif mis en place. Dans ce cadre, l'emploi de pièges de type « cages-trappes » à simple ou double entrée est à privilégier. Les animaux sont capturés vivants et peuvent ensuite être euthanasiés par une injection létale réalisée par un vétérinaire selon les protocoles habituels de destruction des animaux errants. Les animaux peuvent également être sexés, pesés et leur âge approximatif peut être déterminé (par examen de la dentition), ainsi que leur état sanitaire général, fournissant ainsi de précieuses indications sur les caractéristiques de la population invasive cible. L'utilisation de pièges non létaux et l'euthanasie ultérieure de l'animal par un vétérinaire alourdit la méthodologie mais cela reste gérable dans le cadre d'une opération expérimentale tout en évitant d'éventuelles protestations d'associations de protection des animaux.

A plus grande échelle, particulièrement lors de la mise en place d'une véritable stratégie de gestion de l'espèce à l'échelle d'un massif par exemple, l'emploi de ce type de pièges-cages peut se poursuivre, mais nécessite alors des moyens humains de mise en œuvre relativement importants, et est donc souvent remplacé par la lutte chimique, ou l'emploi de pièges létaux, qui nécessitent un temps d'intervention humaine moins important pour une même superficie « traitée ». Les pièges létaux présentent cependant quelques risques d'utilisation, particulièrement sur des sites ouverts au public. Dans le cadre de sites miniers une information du personnel et une signalétique claire doit permettre de limiter le risque. De façon générale l'emploi du poison en Nouvelle-Calédonie semble mal accepté et génère potentiellement des effets collatéraux indésirables.

Le suivi des abondances - La récolte et l'analyse régulière des fèces de chats sur des itinéraires–échantillons définis au niveau de secteurs traités et leur comparaison avec les résultats ici secteurs non-traités, permet à la fois de mesurer la diminution de la densité de fèces sur les itinéraires échantillons (bienque cette densité de fèces ne soit pas strictement corrélée à l'abondance des populations ;Forin-Wiart et al., 2014) et de mieux connaître les patrons de prédation. Les fréquences d'occurrence des proies-cibles dans les contenus des fèces constituent un bon indicateur des effets positifs du contrôle des populations de chats sur la diminution des taux de prédation (e.g. Bonnaud et al., 2010).Des suivis d'abondance, voire des estimations de densités, par l'emploi de pièges-photos automatisés et l'examen détaillé des photographies obtenues afin d'individualiser les chats en fonction des caractéristiques de leur pelage est en cours de test actuellement par l'équipe de l'IMBE-IRD, sur les sites de Pindaï et de Kopéto.

Des relations complexes avec les rongeurs - Comme déjà évoqué dans le paragraphe introductif de ce document, si l'éradication ou le contrôle des populations de chats harets se traduit très majoritairement par des effets très bénéfiques et souvent rapides sur les espèces-proies indigènes et la conservation de la biodiversité en général, des effets négatifs peuvent parfois survenir (Zavaleta et al., 2001),particulièrement des augmentation d'abondance et parfois d'impact des rongeurs introduits(Rayner et al., 2007 ou souris Caut et al., 2007) qui constituent généralement des proies de base des chats harets. Ainsi, par précaution et lorsque cela est possible, il est recommandé de faire accompagner les opérations de contrôle des chats harets, d'un contrôle des proies introduites (rongeurs) ou pour le moins d'un suivi de leur abondance de façon à réduire le risque d'effets secondaires non. Toutefois ces effets négatifs se produisent très

rarement, car le principal facteur de contrôle de l'abondance des rongeurs invasifs est généralement les ressources alimentaires offertes par le milieu et non la pression de prédation. En outre, les gains à la biodiversité liés à la suppression des chats harets sont souvent largement supérieur aux effets d'une possible relâche des populations de rongeurs (Russell et al. 2009, Bonnaud etal. 2010, Campbell et al. 2011).

Entreprendre à titre expérimental un contrôle pilote des populations de chats harets à des fins de conservation d'espèces menacées (reptiles, oiseaux marins) en massifs miniers et le coupler avec une opération expérimentale de contrôle des populations de rongeurs (voir paragraphe II.2 ci dessous), offrirait un cadre expérimental particulièrement pertinent et riche d'informations utilisables ensuite pour bâtir une stratégie de gestion.

II.2 - La gestion des rongeurs introduits: quelques éléments de base à prendre en considération

(i) Eléments généraux de cadrage relatifs à la lutte contre les rongeurs introduits : éradication vs régulation et le concept de Mainland Island

Les rongeurs ont été introduits par l'Homme sur plus de 80% des iles de la planète (Atkinson 1985; Harris 2009). Ils constituent aujourd'hui une menace sérieuse pour la biodiversité insulaire (Towns et al. 2006) et impactent aussi bien la flore, l'avifaune, les reptiles, les invertébrés mais aussi de manière générale le bon fonctionnement des écosystèmes (et en particulier les grandes fonctions de dispersion, pollinisation, germination).

Quatre espèces de rongeurs introduits sont présentes en Nouvelle-Calédonie : le rat noir *Rattus rattus*, le rat polynésien *Rattus exulans*, le surmulot *Rattus norvegicus* et la souris domestique *Mus musculus*. Leur gestion en Nouvelle-Calédonie en est à ses balbutiements. Quelques essais sur des îlots de petite taille ont été réalisés (e.g. Ilot Surprise, Courchamp et al. 2011) et des dispositifs expérimentaux sont actuellement testés par l'IAC en forêt sèche dans le conservatoire de Nékoro et en forêt humide par l'IRD sur le Mont Panié (projet REFCOR).

En Nouvelle-Zélande, la restauration écologique d'îlots ou d'îles est effective depuis de nombreuses années déjà (Saunders & Norton, 2001): des espèces natives très vulnérables ont été déplacées sur des îles périphériques dans le but d'établir de nouvelles populations, et de nombreuses espèces envahissantes (en particuliers des mammifères introduits comme les rongeurs) ont été éradiquées de ces îles, créant les conditions favorables pour la restauration de certaines espèces et milieux.

L'éradication des rongeurs introduits constitue un des outils de conservation le plus efficace afin de préserver ou restaurer la biodiversité sur des iles de taille réduite (Brooke et al. 2007, Howald et al. 2007). L'éradication sous entend que 100% des rongeurs ont été retirés du milieu considéré. Plusieurs centaines d'opérations d'élimination de mammifères introduits dans des îles ont déjà été menées, principalement en Australie et Nouvelle-Zélande. Les succès sont de plus en plus nombreux et concernent aujourd'hui des îles avec des superficies de plusieurs centaines d'hectares (dernière « sucess story » : Macquarie Island (Tasmanie) d'une superficie de 13 000 ha, la plus grande île déclarée exempte de lapins, rats et souris en avril 2014.

Cependant, au contraire des îles « véritables » généralement de tailles réduites et entourées d'eau, la restauration écologique en système insulaire des terres émergées de très grande superficie (« grandes terres ») est beaucoup plus problématique car celles-ci sont adjacentes à des terres qui ne font pas l'objet de gestion intensive et à visée de conservation. **L'éradication des mammifères introduits y est en pratique irréalisable** pour des raisons de coûts, des raisons techniques et sociales (Atkinson, 2001). Les opérations mises en place concernent **de la régulation (ou contrôle) des espèces** et **consistent en la limitation de la population de l'invasive considérée et en gérant ses impacts.** Dans ces conditions, le concept de **« Mainland Island »** développé en Nouvelle-Zélande par Saunders & Norton, 2001 sous entend que (i) des objectifs de restauration des écosystèmes soient recherchés, (ii) une lutte intensive et intégrée contre les espèces nuisibles soit engagée et que (iii) les activités, les résultats et les bénéfices attendus soient rigoureusement suivis.

La gestion des rongeurs introduits en terrains miniers en Nouvelle-Calédonie s'entend ainsi dans ce contexte de Mainland Island.

(ii) Les méthodes de lutte pour la gestion des rongeurs en système Mainland Island et leurs limites (Russel et al. 2008)

Deux grands types de méthodes sont couramment employés pour la régulation des rongeurs introduits.

A- les méthodes chimiques sont basées sur l'utilisation de poison délivré comme appât au sein de stations d'empoisonnement. Cette méthode est la moins couteuse en temps et argent, et permet de réguler les populations de rats lorsque l'éradication est impossible (Howard 1987, Cowan et al. 2003). Les anticoagulants de seconde génération sont les poisons les plus utilisés et conduisent à la mort de l'animal après un seul repas (Moors et al. 1992). Ils ont été développés pour lutter contre les effets observés de résistance aux anticoagulants de première génération. Les risques d'empoisonnement d'espèces non cibles doivent être pris en compte. Environ une dizaine de molécules actives sont aujourd'hui utilisées (Fisher 2005).

Les stations d'empoisonnement utilisées sont destinées à être clairement identifiées par les hommes afin de limiter les risques d'intoxication, à protéger le poison des éléments naturels, à limiter les pertes en minimisant la consommation d'espèces non visées et à cibler préférentiellement l'espèce à réguler (Kaukeinen 1989 ; Moors et al. 1992 ; Inglis et al. 1996).

B- les méthodes mécaniques sont basées sur l'utilisation de pièges de type tapettes à rats (méthode létale). Contrairement aux stations d'empoisonnement, les tapettes constituent une technique d'élimination non toxique, elles permettent d'avoir accès au cadavre de l'animal (important pour l'identification des espèces en présence et pour des analyses scientifiques de type étude du régime alimentaire), et permettent de confirmer l'élimination d'un animal (Moors et al. 1992 ; O'Connor & Eason 2000). Le piégeage intensif avant l'utilisation de poisons, est une méthode assez commune employée par les Français lors d'éradications sur les îles (Pacal et al. 2005). Les méthodes de régulation par piégeage sont couteuses en main d'œuvre et lorsqu'elles sont employées seules (non couplées à de l'empoisonnement) ne permettent pas de parvenir à une éradication-sauf dans des iles de taille < 10ha (Moors et al. 1992 ; Pascal et al. 1996 ; Wittenberg et Cock 2001; Couchamp et al. 2003).

Différents modèles de pièges existent mais tous ont en commun le fait d'être basé sur l'utilisation d'un appât non empoisonné qui lorsque l'animal s'en saisi déclenche un système de mise à mort ou de capture.

Les principales contraintes possibles relatives à l'utilisation de ces deux méthodes et qui en limitent l'efficacité sont :

- Liées au comportement bien connu chez les rongeurs d'évitement de dispositifs représentant une nouveauté dans leur environnement (néophobie)
- Les risques d'empoisonnement d'espèces non cibles (effets collatéraux) soit par ingestion directe de poison soit lors de la consommation répétée de cadavres de rats empoisonnés (empoisonnement secondaire) dans le milieu.
- Les phénomènes de résistance aux anticoagulants ; les molécules utilisées doivent régulièrement être changées
- La nature des appâts non empoisonnés et leur attractivité (il n'y a pas un seul type d'appât qui fonctionne le mieux, le plus couramment utilisé étant le fromage couplé à du beurre de cacahuète). Changer régulièrement d'appât non empoisonné peut s'avérer nécessaire afin de renforcer la capturabilité.

(iii) Retours d'expériences de quelques opérations de régulation des rongeurs en système Mainland Island

Saunders (2000) passe en revue six opérations relatives à la gestion multi-espèces de mammifères introduits en situation Mainland Island pour de la restauration écologique conduites par le DoC (Department of Conservation) en Nouvelle-Zélande ; il les commente de manière critique (compte tenu des coûts, des techniques disponibles, des objectifs) afin d'établir des recommandations pour les projets futurs. En ce qui concerne les rongeurs, pour tous ces projets, les opérations de régulation ont été conduites essentiellement à partir de l'empoisonnement au sein de stations réparties selon un carroyage adapté suivant les zones considérées. Le suivi de la population de rongeurs tout au long de la procédure pour mesurer l'efficience de la régulation est réalisé à partir d'une méthode indiciaire basée sur les traces laissées lors du passage des rats sur des cartes pré-encrées et appâtées (tunnels à empreintes et taux de passages).
Enfin, dans la plupart des tentatives passées en revue, l'auteur met en lumière que certains objectifs de la restauration souhaitée ne justifient pas vraiment pourquoi les rongeurs sont ciblés en particulier et précise qu'afin de déterminer la nécessité de la régulation des rongeurs, les problèmes spécifiquement causés doivent être clairement identifiés au préalable et les **hypothèses de départ clairement énoncées puis testées tout au long des opérations de régulation** (les principes de la **recherche / action).**

(iv) De RMines à la restauration expérimentale de communautés de reptiles sur les sites miniers en Nouvelle-Calédonie

Le projet R-Mines visait à étudier les impacts de trois invasives majeures sur les communautés de reptiles sur les massifs miniers afin de renforcer les niveaux de connaissances et aider à la priorisation des risques. L'étude du régime alimentaire des rongeurs introduits a en particulier pu mettre en évidence que le scinque *Kanakysaurus viviparus* (classé En danger) est l'espèce la plus consommée par les rongeurs à Tiebaghi.

Afin de participer à la mise en place de plans de gestion des reptiles en milieux miniers, et après la phase de diagnostic abordée au sein du projet R-Mines, l'étape suivante pourrait concerner la mise en pratique des quelques recommandations abordées ici dans cet outil d'aide à la réflexion pour la mise en place d'une stratégie raisonnée de gestion des invasives.
Il pourrait ainsi s'avérer opportun de tester de manière expérimentale les effets d'une régulation multi-espèces (chats, fourmis et rats) sur Tiébaghi afin de réduire les impacts sur les communautés de reptiles (*K. viviparus* en particulier) afin d'en révéler la pertinence, les limites, les effets.

II.3 – Eléments généraux de cadrage relatifs à la gestion des populations de fourmis invasives: quelques éléments de base à prendre en considération

(i.i)- Mise en contexte de la problématique des fourmis introduites en Nouvelle-Calédonie

Un cortège d'environ 200 espèces ont été (sont) déplacées avec succès par l'Homme à travers la planète, au cours des 4derniers siècles (McGlynn 1999, Rabitsch 2011, Miravete *et al.* 2013). Les fourmis envahissantes sont reconnus comme une menace majeur pour les économies humaines, la santé publique et le maintien de la biodiversité (Holway *et al.* 2002, Lowe *et al.* 2004, Lach *et al.* 2010 ; Wittmann 2014). Ces espèces constituent aujourd'hui une menace sérieuse pour la biodiversité insulaire et impactent aussi bien la flore, l'avifaune, les reptiles, les invertébrés mais aussi de manière générale le bon fonctionnement des écosystèmes (et en particulier les grandes fonctions de dispersion, pollinisation, voire de germination).

Au moins 32 espèces de fourmis sont considérées comme exotiques et peuvent se rencontrer dans les milieux naturels de Nouvelle-Calédonie, notamment dans les zones minières. Parmi elles, seules quatre (*W. auropunctata, P. megacephala, A. gracilipe set S. geminata*) sont considérées comme particulièrement impactantes pour les économies humaines et la biodiversité (Lowe *et al.* 2004, Wittman 2014). Les 3 premières espèces sont capables de se propager dans uen alrge gamme de milieux présents sur sites miniers (depuis les maquis jusqu'aux reliques forestières), alors que *S. geminata* se cantonne plutôt aux milieux ouverts et aux zones de lisières ouvertes des habitats forestiers et paraforestiers, notamment en zone minière. De ce point de vue,

cette dernière espèce apparaît comme une moindre priorité dans la perspective d'actions visant à préserver/restaurer la biodiversité en contexte minier.

Plusieurs espèces ont un statut plus ambigu (*P. longicornis*, *T. bicarinatum*, *T. melanocephalum* ..), avec des effets plus discrets ou non évalués sur le maintien de la biodiversité à long terme. Cependant, elles sont capables ponctuellement de constituer des pullulations, notamment en présence d'hémiptères suceurs de sève (cochenilles, pucerons, cicadelles, …), dont elles contribuent à faire pulluler les populations. Les autres espèces exotiques de fourmis apparaissent plutôt restreintes aux milieux perturbés et dégradés, où parfois elles vont reconstituer une communauté complète, en quasi absence de fourmis autochtones (notamment en conditions de maquis ouverts), et en présence de fourmis des 2 autres catégories précédentes. Les conditions de maintien de ces co-occurrences entre invasives et l'existence de néo-communautés de Formicidae constituées majoritairement d'espèces introduites est un champ de recherche à investir pour mieux évaluer les implications pour le maintien et le fonctionnement des écosystèmes et être à même de mener des programmes de contrôle efficace et à moindre coût.

(i.ii)-Les possibilités d'action contre les fourmis invasives dans les milieux naturels

D'une façon générale, il existe trois possibilités de gestion : 1) l'éradication, 2) le contrôle avec confinement à certaines zones, 3) ou une palliation (contrôle continu) de l'invasion lorsque celle-ci est généralisée. Le choix entre ces stratégies est conditionné par l'extension observée *in situ* du phénomène et les objectifs opérationnels notamment en termes de préservation/restauration de la biodiversité. Chacune des modalités peut se décliner à différentes échelles (possibilité d'agir selon l'une de ses modalités en fonction du type de foyer rencontré).

L'éradication constitue un des outils de conservation le plus efficace pour préserver ou restaurer la biodiversité sur des iles de taille réduite (Brooke *et al.* 2007, Howald *et al.* 2007). L'éradication sous entend que 100% des individus ont été retirés du milieu considéré.

En ce qui concerne les fourmis invasives, au cours de la dernière décennie, des opérations pilotes d'éradication au moins de populations ont été conduites à Hawaii, aux Galapagos, en en Australie, Nouvelle Zélande ou à Christmas island (Abedrabbo, 1994 ; Krushelnycky et Reimer 1998 ;Causton *et al.* 2005 ; Hoffmann 2009, 2010 ; Plentovitch *et al.* 2010, 2011 ; Ward *et al.* 2010). La gestion des fourmis introduites dans les milieux naturels est un champ de recherche en plein essor (Stanley 2004 ; Causton *et al.* 2005 ; Lach *et al.* 2010 ; Hoffmann 2010, 2011 ;), malgré. Les succès sont de plus en plus nombreux et concernent aujourd'hui des superficies de plusieurs dizaines d'hectares (Green et al. 2009 ; Hoffmann 2012 ; Webb et Hoffmann 2012 ;). Des méthodes à large échelle par épandage aérien ont également été réalisés au cours des dernières décennies notamment à Hawaii (Krushelnicky et al. 1998), Christmas island (Boland et al. 2011), en Australie (Scanlan et Vanderwoude 2006) respectivement pour les espèces cibles : *Linepithema humile*, *Anoplolepis gracilipes* et *Solenopsis invicta*). Ce type d'opération à large échelle a été également conduit en Polynésie Française contre *Wasmannia auropunctata,* mais sans cadrage scientifique, ni évaluation des effets et gains. Dans le contexte de la Nouvelle-Calédonie, quelques essais pilotes ont été conduits en caféries et en forêt sèche sur de petites surfaces (Chazeau *et al.* 2002; Jourdan *et al.* 2004 ; Jourdan *et al.* 2006).

A l'image des programmes de lutte contre les rongeurs introduits (voir partie précédente de ce guide méthodologique), la lutte contre les fourmis invasives pourrait aussi s'inspirer des principes de *mainland island.* Au contraire des îles « véritables » généralement de tailles réduites et entourées d'eau, la restauration écologique en système insulaire des terres émergées de très grande superficie (« grandes terres ») est beaucoup plus problématique car celles-ci sont adjacentes à des terres qui ne font pas l'objet de gestion intensive et à visée de conservation. L'éradication est alors en pratique irréalisable (coûts, techniques disponibles). Les opérations mises en place concernent de la régulation (ou contrôle) des espèces et consistent en la limitation de la population de l'invasive considérée et en gérant ses impacts. Dans ces conditions, ce concept de lutte sous entend que (i) des objectifs de restauration des écosystèmes soient recherchés, (ii) une lutte intensive et intégrée contre les espèces cibles soit engagée et que (iii) les activités, les résultats et les bénéfices attendus soient rigoureusement suivis.

Le succès de la lutte contre les fourmis réside dans l'attractant (l'appât alimentaire). Concrètement, le succès est conditionné par la nature de l'appât, plutôt que par la nature de la molécule toxique active. L'appât doit être le plus appétant possible pour l'espèce cible. Le choix

d'un appât adapté permet d'avoir une action plus ciblée, ce qui permet non seulement d'utiliser des concentrations plus faibles de matières actives, mais aussi d'avoir des doses d'application faibles, on parle de *low dose toxicants* (Klotz et *al*., 1997 ; Stanley 2004). Les projets de contrôle/éradication s'appuient sur deux types de molécules :

1) des insecticides de contact classiques, plus ou moins rémanents (rémanence recherchée dans le cadre de traitements de type « barrière » autour d'infrastructures),

En effet, ce type de produit agit sur les ouvrières et non pas sur le potentiel reproducteur des colonies (reines et couvains restent à l'abri dans les nids). Par contre, cela permet de répondre à des situations d'urgence pour des infestations qui altèrent la qualité de vie ou les activités agricoles.

2) et les appâts toxiques à effet différé. Pour obtenir un contrôle durable des populations, cela suppose la destruction des colonies. La lutte par insecticide de contact ne permet pas d'obtenir un tel contrôle. Nous distinguons trois types de produits :

a) des inhibiteurs de croissance (analogues d'hormone de croissance, bloquant des récepteurs hormonaux et inhibant ainsi la mue) ;

b) des molécules à effet retardé (activité métabolique après leur ingestion et agissant sur le système nerveux) ;

c) et d'autres molécules (des précurseurs métaboliques de molécules toxiques).

On distinguera donc **une réponse d'urgence** qui vise à soulager des zones fortement sous pression et fortement impactées, en particulier en zones industrielles (pourtour des bâtiments et des infrastructures, zones de stockage variées…). Dans ce cas, des applications par arrosage du sol peuvent convenir ou par fumigation. Mais, il s'agit d'une solution temporaire : l'action dépressive des populations sera rapide mais limitée dans le temps. Les zones traitées seront à terme ré-envahies à partir de zones adjacentes non traitées ou simplement à partir de l'émergence de nouvelles ouvrières (sans compter que la faculté à déplacer des nids, conduit à compenser la dépression de populations ouvrières par un regroupement des survivants). En arboriculture, ce type d'intervention peut être couplé à une action mécanique, visant à bloquer l'accès des *Wasmannia* au feuillage. Ces mesures reposent sur la mise en place d'un bourrelet de chiffons imbibés périodiquement d'huile de coco, additionnée d'un insecticide. Cela n'a pas d'impact sur l'évolution des populations des parcelles infestées mais cela peut permettre de maintenir une activité de cueillette (Chazeau et *al*., 2000, 2002b).

Pour les mesures de contrôle à long terme, une lutte par appât à effet retard est à privilégier. Les molécules utilisées sont des inhibiteurs de croissance (analogues de l'hormone juvénile (JH), ou inhibiteurs de la synthèse de la chitine) ou des molécules à activation métabolique (après ingestion) et dont le délai d'activation permet le retour au nid et la dispersion par échanges alimentaires, en particulier vers les reines et le couvain. Dans ce cas, il est nécessaire d'obtenir la collaboration active des ouvrières pour ramener les toxiques au nid, et entraîner, par des échanges alimentaires, l'empoisonnement des sexués et des larves. Cette caractéristique explique qu'il ne faut jamais utiliser simultanément insecticides de contact et appâts empoisonné

Pour **la phase opérationnelle de lutte**, il faut être prudent sur la définition des périmètres à traiter, et s'assurer que la zone considérée permet d'avoir une action significative. En effet, nos expériences *in situ* en Nouvelle-Calédonie montrent que pour une zone traitée, au cœur d'une zone plus large envahie, on obtient guère mieux qu'un répit transitoire (Chazeau et *al.,* 2000, 2002b). Aussi, pour des foyers bien circonscrits, on pourra envisager une éradication par traitement complet de la zone.

En termes d'action, il faut être pragmatique : traiter tous les petits foyers isolés (éradications ponctuelles), mener des actions de contrôle au niveau des fronts (stabilisation de fronts) pour les zones de plus grandes superficies, et envisager ainsi sur plusieurs années la disparition de ces infestations (confinement sur des surfaces en régression, d'année en année). Cette stratégie de lutte (élimination des foyers satellites périphériques et confinement des infestations majeures) est une mesure classique qui a été largement validée, tant du point de vue théorique qu'empirique, pour le contrôle des envahissantes végétales (Moody et Mack, 1998). La stabilisation de fronts doit être accompagnée de mesures drastiques pour éviter le transfert par

l'homme de fourmis vers des zones déjà traitées ou indemnes.

Par sécurité, il est recommandé de traiter une zone tampon aux marges de la zone infestée (une bande complémentaire d'au moins 20 à 50m de large). Outre le coût économique de l'achat des produits, il existe donc un coût logistique important : l'application des appâts nécessite une main-d'œuvre importante sur le terrain, avec un niveau de formation minimale pour reconnaitre les espèces cibles.

À l'échelle d'une parcelle traitée, il faut systématiser le traitement. Compte tenu de la structure unicoloniale (une seule colonie diffuse à l'échelle de la parcelle traitée), avec des agrégats répartis aléatoirement, il est nécessaire d'appliquer l'empoisonnement de la façon la plus large possible (avec point d'appâtage ou alors dispersion de l'appât sur une surface importante. On peut préconiser un traitement avec des épandeurs à main lorsque le terrain est favorable et qu'on utilise des granules, en particulier dans les milieux plus ouverts, ou alors tout simplement à la volée à la main lorsque le milieu est fermé.

Selon la nature du terrain, on peut envisager deux options : soit un quadrillage de la zone avec une grille couvrant le site, et une station d'appât à chaque intersection de la maille (à l'image de l'éradication réalisée contre la fourmi d'Argentine sur 11 ha à Tiriti Matangi, au large d'Auckland (P. Green, communication personnelle), ou les opérations tentées en Nouvelle-Calédonie, (Chazeau et *al.,* 2002b), soit des transects parallèles, distants d'environ 10 m et parcourant la longueur du site à traiter. Il faut alors deux opérateurs par transect, l'un traitant le coté gauche et l'autre le coté droit du transect, offrant ainsi une garantie meilleure de dispersion homogène de la matière active (Causton et *al*., 2005). Selon la densité de la végétation, il est à prévoir ou non du débroussement pour ouvrir des transects pour faciliter les déplacements.

Dans les milieux naturels situés à proximité de cours d'eau, l'éradication/contrôle n'est souvent pas envisageable ; il faut alors orienter la campagne de confinement en priorité de l'amont vers l'aval, afin d'éviter à l'occasion de crues d'avoir la dissémination de propagules vers les zones basses que l'on aurait déjà traitées.

Une lutte par appâts suppose également des contraintes précises : les inhibiteurs de croissance et les toxiques retard ont une rémanence faible dans l'environnement car ils sont photosensibles et se dégradent au contact de l'eau. En particulier, il faut éviter une application lors des périodes de pluie ou juste après un épisode pluvieux, et éviter une exposition prolongée au soleil (dégradation par les UV). Par conséquent, pour optimiser les chances de succès des traitements, il est préférable d'intervenir en saison sèche quand les populations sont au plus bas (le pouvoir reproducteur des colonies est le plus affaibli et les populations ne sont pas en expansion), ce qui correspond également à la période la plus favorable pour l'application de matières actives à forte labilité environnementale.

En milieu naturel, on pourrait également envisager de compléter la possibilité d'une lutte physique pour ralentir la progression de l'espèce, et réaliser un confinement de populations envahissantes en attendant d'avoir les moyens de lutter à plus grande échelle (en complément du traitement d'un front, par exemple).

Cependant, ces mesures physiques (mise en place de corridors débroussaillés aux marges d'une invasion) n'ont jamais été mises en œuvre à grande échelle, même s'il existe des illustrations de l'intérêt de ces mesures au niveau des abords des maisons traditionnelles kanak ou au niveau des pistes en milieu forestiers (qui freinent l'invasion). Ces « pare-fourmis » devraient avoir une largeur suffisante pour être inhospitalières du point de vue de la fourmi (des bandes ouvertes d'au moins 10 m de largeur). En effet, en raison de ses préférences de nidification, la fourmi électrique ne peut s'établir dans les zones découvertes ou n'offrant pas de couvert végétal (il faut une disponibilité en site de nidification). De tels corridors devraient bénéficier d'un balisage pour informer les populations humaines du risque lié à la présence de la fourmi dans les zones ainsi confinées.

L'éradication suppose une validation sur la base d'un seuil : si pendant un temps donné le suivi n'a pas permis de détecter de nouveaux individus, on considère qu'il y a éradication. Selon les standards actuels pour la fourmi de feu, on considère une période de deux années sans nouvelles captures sur les sites préalablement traités pour considérer une éradication réussie.

Dans toutes ces opérations de lutte, le suivi post-traitement est fondamental pour évaluer le

succès, et éventuellement pour recadrer l'action. À l'image de la détection initiale, le suivi repose sur une détection par piège attractif (beurre de cacahuète pour espèces type *W. auropunctata*, *P. megacephala et S. geminata* ou alors un appâtage à base de protéine et de sucre pour *A. gracilipes* et de nombreuses fourmis autochtones pour évaluer recolonisation par exemple) sur les périmètres traités.

(i.iii)-Détecter et cartographier les fronts d'invasion et les zones envahies en vue de programme d'éradication ciblée ou de contrôle/confinement de populations.

Aussi, le préambule à toute opération repose sur la cartographie précise des invasions de fourmis dans les habitats cibles. La priorité est d'avoir la détection la plus sensible possible des espèces cibles (Baxter et Possingham 2011). Les surfaces envahies permettront d'évaluer le stade d'avancement de l'invasion : si on se trouve dans le contexte d'une détection précoce, une éradication sera envisageable ; dans le cas d'une situation plus avancée, des tentatives de confinement des populations pourront être envisagées (ce qui n'exclut pas des éradications de foyers périphériques). Au contraire, si on se trouve dans une situation déjà hors de contrôle, on sera amené à tenter de pallier à l'invasion avec des actions pragmatiques localisées pour défendre des intérêts ponctuels. Les protocoles de détection concernent les phases pré et post opérations de contrôle/éradication. Souvent, la détection est de plus grandes difficultés après traitement dans le contexte de populations en régression (le maillage et les temps de détection soient alors à modifier).

En ce qui concerne la méthodologie de détection, celle-ci doit reposer sur une double détection à vue et une campagne standardisée de détection par appâts pour définir les zones de front. En effet, d'un point de vue efficacité, il vaut mieux privilégier dans un premier temps une détection lâche à vue pour définir les périmètres contaminés dans les milieux naturels cibles du projet de restauration de la biodiversité. Il n'est pas nécessaire de déposer des appâts là où l'infestation est évidente. Il s'agit ensuite de détecter finement les limites des invasions, là où « disparaissent » les invasives (lorsqu'on perçoit une réduction à vue). Il s'agit alors de poser des appâts alimentaires attractifs selon une grille de détection géo-référencée par GPS, pour établir la cartographie des fronts d'invasion (le pas du maillage est à définir selon la topographie des sites à inspecter et de l'espèce cible de l'ordre de 5 à 20 m). Rappelons que les 3 espèces invasives majeures (*W. auropunctata*, *A. gracilipes* et *P. megacephala*) progressent selon des fronts d'invasion discrets avec une absence de vols nuptiaux efficaces et un bouturage des colonies, du fait d'une structure sociale unicoloniale. *Solenopis geminata* montre des vols nuptiaux efficaces, ce qui implique des capacités de dispersion plus importantes avec l'établissement de fronts d'invasion discontinus. La détection est beaucoup plus difficile et nécessite un investissement plus important.

Dans le cas de zones à risques de contamination (zones de stockage de matériaux à risque ((tels que *top soils*, matériaux divers pour la mine..), zones de décharges (déchets verts issus de défrichement,…), des zones de pépinières, des zones portuaires (où il y aun flux de matériaux entrants) etc.), il faut également organiser une surveillance continue par appâts, une veille active préventive, dans une démarche de biosécurité des activités minières.

On doit utiliser les appâts alimentaires les plus appétants en fonction des espèces cibles de fourmis. L'appât idéal est constitué par du beurre de cacahuète (pour *W. auropunctata*, *S. geminata* et *P. megacephala*). Ce type d'appât est peu cher et facile à utiliser sur le terrain (pas de mélange à réaliser avec problème de conservation, des pots disponibles faciles à utiliser sur le terrain). On envisagera un appâtage avec du sucre et des protéines pour *A. gracilipes,* cette espèce n'est pas attirée par le beurre de cacahuètes.

Compte tenu de notre expérience en Nouvelle-Calédonie, un temps de pose de 2h est pertinent, si on utilise les appâts dans des petits piluliers. Une telle pose permet non seulement de conserver les échantillons de fourmis sans compromettre une identification ultérieure en cas de doute, mais réduit également le risque de consommation par des rats, chats. Un temps de pose plus court peut être envisagé lorsqu'on dépose les appâts à l'air libre (1h). Mais des temps de pose trop courts peuvent conduire à une sous-estimation de l'invasion sur les fronts, ou dans le cas d'infestations émergentes (les populations y sont à plus basse densité, et sont donc plus difficile à détecter).

Parmi les invasives majeures, les ouvrières peuvent être actives 24h / 24h, comme dans le cas de *W. auropunctata*, avec un pic d'activité qui s'étale de la matinée au milieu de l'après-midi. Cependant, elles ne fourragent pas en conditions exposées en plein soleil (zones découvertes,

exposées). Aussi, il est préférable de mener les campagnes de détection dans la matinée avant que le soleil ne soit à son zénith (exposition au soleil direct des appâts), ou dans l'après midi lorsque l'exposition au soleil direct est plus rare sur les appâts.

(i.iii) Prévention de l'expansion des fourmis invasives / mesures de biosécurité interne sur les sites miniers : une mesure de gestion à moindre coût

Contrairement à de nombreuses autres espèces invasives, les 3 espèces majeures (*Wasmannia auropunctata, Pheidole megacephala et Anoplolepis gracilipes*) ont des capacités intrinsèques de dispersion faible. Ces espèces ne présentent pas de vol nuptial, les reines semblent incapables de fonder seules, et pour démarrer une colonie il leur faut être accompagnées d'ouvrières (Ulloa-Chacon, 1990). De ce fait, les colonies se propagent principalement à court terme, par bouturage à partir de nids déjà existants. Si bien qu'à partir d'un foyer de contamination, la propagation est lente (au plus quelques centaines de m / an), selon des fronts discrets que l'on peut détecter (Meier, 1994 ; Chazeau et *al.,* 2002a). La dispersion à longue distance (plusieurs dizaines de kilomètres) est assistée par les activités humaines. De ce fait, la première priorité est de ne pas la disperser vers de nouveaux sites. Si aujourd'hui une large surface de la Nouvelle-Calédonie est concernée, notamment les zones anthropisées en contexte miniers, il subsiste des zones naturelles indemnes notamment de haute valeur biologique sur les sites miniers. Ces zones méritent d'être l'objet de protection et d'une veille préventive pour diminuer les risques de propagation d'espèces invasives majeures. La clé réside dans une application stricte d'un principe de précaution vis-à-vis des sources et des voies possibles de dispersion (en particulier, lorsqu'on ouvre de nouvelles voies d'accès, ou que l'on construit des infrastructures pour les randonneurs et les touristes dans des zones naturelles).

Nous rappelons donc ici les voies possibles de propagation et à surveiller dans le cadre d'une stratégie de prévention et de contrôle de biosécurité :

- **les produits de pépinières, les plantes ornementales, les plants vivriers** (plantes en pot, plants de bananiers, cocotiers, etc.) ;
- **les déchets verts et les déchets de défrichements (y compris potentiellement les top soils)**
- **les matériaux de construction** (pour exemple, la contamination des îles Banks ; Jourdan et *al.,* 2002) ;
- **les équipements divers** (engins de chantier stockés longtemps en zones contaminées, etc.) ; Le lavage des engins est a envisagé lorsqu'il ya eu un stockage prolongé sans activité, permettant l'installation de colonies dans les engins ou la terre encroutant les engins.
- **les sols issus de terrassements en zone contaminée ;**
- **les bois d'œuvre ou pour le feu (**pour exemples, l'interception en Nouvelle- Calédonie sur des grumes de *Vitex* en provenance des îles Salomon, ou la contamination du parc de la rivière bleue en Nouvelle-Calédonie**) ;**
- **les fruits ou tubercules déplacés en quantité (**en particulier, en paniers traditionnels tressés) ;

et pratiquement **tout « objet » laissé à l'extérieur en zone contaminée, puis transporté ailleurs** (par exemple containers, fûts (cf situation à Walpole pour la fourmi électrique (Debar *et al.* 2013), etc…).

Des procédures standardisées de biosécurité avec orientation des matériaux issus des défrichements et des *top soils* devraient être établis (procédure de contrôle, mesure sde décontamination si possibles). Cela implique également la gestion du stockage des engins après campagne en zones contaminée set procédures associés de lavages. Les produits de pépinières destinés à la revégétalisation et la restauration minière devraient également faire l'objet de procédures scrupuleuses de biosécurité. Des traitements simples avec de l'eau bouillante et des appâts (Tschinkel et King 2007 ; Hara *et al.* 2011) pourraient être envisagées ou des bains d'insecticides systémiques (Beauvais *et al.* 2006).

(i.iv) Vers des opérations expérimentales de gestion et l'évaluation scientifique des actions : De RMines à la restauration expérimentale de communautés de reptiles sur les sites miniers en Nouvelle-Calédonie par contrôle des fourmis invasives

Afin de participer à la mise en place de plans de gestion des reptiles en milieux miniers, et après la phase de diagnostic abordée au sein du projet R-Mines, l'étape suivante pourrait

concerner la mise en pratique des quelques recommandations abordées ici dans cet outil d'aide à la réflexion pour la mise en place d'une stratégie raisonnée de gestion des invasives.

Il pourrait ainsi s'avérer opportun de tester de manière expérimentale les effets d'une régulation multi-espèces (chats, fourmis et rats) sur Tiébaghi afin de réduire les impacts sur les communautés de reptiles (*K. viviparus* et *M. taom* en particulier) afin d'en révéler la pertinence, les limites, les effets.

Dans un tel contexte, pour les fourmis, la gestion des populations invasives ne peut se faire qu'à des échelles géographiques restreintes pour un gain de biodiversité ciblé. La gestion en terrains miniers en Nouvelle-Calédonie s'entend donc bien dans un contexte de Mainland Island et sans aucun doute de multi-invasions (qui devrait imposés des contrôles conjoints rats/fourmis par exemple) . Pour un tel projet, les opérations expérimentales suivantes pourraient être envisagées :

(i) Définition de l'objectif général de la régulation: par exemple, tester les effets de la régulation de 2 fourmis invasives majeures sur les communautés de reptiles sur le site de Tiébaghi, et en particulier détecter les changements sur les populations de *M. taom,* une espèce emblématique majeure du site de Tiébaghi, et dont le régime myrmécophage en fait une cible privilégiée. L'espèce *K.viviparus* serait également une espèce d'intérêt, car également à distribution restreinte et avec un régime alimentaire insectivore a priori moins spécialisé, mais avec une contribution des fourmis non négligeable (Jourdan, non publié).

(ii) Définition des objectifs spécifiques pour les fourmis

- Evaluer les possibilités de réduction des populations des 2 invasives fourmis (*W. auropunctata* et *A. gracilipes*) à des niveaux les plus faibles possibles par l'utilisation d'appâts empoisonnés.

(iii) Etat initial et suivis pré-opératoire

Pour les fourmis et des autres arthropodes :

- Identification des espèces présentes et évaluation de leur abondance relative initiale par campagne d'échantillonnage standardisée (appâts, pièges d'inteception (pitfall traps) et extraction par sacs de winkler de quadrats de litière pour les arthropodes, chasse à vue et pièges collants pour les reptiles cibles) au niveau de parcelles d'étude (400m2) et de leurs variations saisonnières (afin de choisir la période la plus favorable pour une intervention de lutte)

iv) Régulation et suivis

Régulation pour les fourmis :

- De trois à cinq sites d'étude en zone de présence de *K. viviparus et M. taom (plusieurs centaine s de m^2)*
- Sur chaque site, définition de deux réplicats appariés d'environ 20 x 20 m, distants d'au moins 20m (indépendance des observations) : comparaison de zones empoisonnées et de zones témoins par un échantillonnage standardisé des populations de reptiles et d'arthropodes pour évaluer l'efficacité et le gain de biodiversité
- Zones empoisonnées : 1 réplicat par site régulé par empoisonnement (maille et modalités d'application à définir selon espèces). Molécule active et formulation à définir selon chacune des espèces cibles.

Suivis pour les fourmis

- Détection par appâts alimentaires de la présence relictuelle de fourmis invasives et éventuel ré-empoisonnement (périodicité mensuelle).
- Suivis mensuel complémentaires par pièges d'interception *(pitfall traps)*, pour valider l'éradication locale (quand le niveau de détection par appâts est dépassé, population relictuelle de fourmis invasives à trop bas bruit) avec retraitement possible si détection des invasives

Suivis standardisés des populations résidentes de reptiles, et de groupes cibles (autres fourmis, macro-arthropodes (blattes, grillons, phasmes, coléoptères et araignées...)

- Suivis saisonniers de l'abondance et richesse des communautés d'arthropodes et de reptiles par les mêmes méthodes standard utilisées lors du bilan pré-opérationnel, afin de contrôler l'efficience de la régulation/ gains attendus de biodiversité.

BIBLIOGRAPHIE

Baxter, P. W., Possingham, H. P. 2011. Optimizing search strategies for invasive pests: learnbefore you leap. Journal of applied ecology, 48(1), 86-95.

Bayliss, H., Stewart, G., Wilcox, A., Randall, N. 2011. A perceived gap between invasivespecies research and stakeholder priorities. NeoBiota, 19, 67-82.

Beauvais, M.-L., Coleno, A., Jourdan, H. 2006. Espèces envahissantes: risqué environnemental et socio-économique majeurs pour l'archipel néo-calédonien. CollectionExpetises Collégiales, IRD Edition, Paris. 260 pp + cederom.

Bergstrom, D. M., Lucieer, A., Kiefer, K., Wasley, J., Belbin, L., Pedersen, T. K. & Chown, S. L. 2009. Indirect effects of invasive species removal devastate World Heritage Island.J. Appl. Ecol. , 46 : 73–81.

Boland, C. R. J., Smith, M. J., Maple, D., Tiernan, B., Barr, R., Reeves, R., & Napier, F. 2011. Heli-baiting using low concentration fipronil to control invasive yellow crazy antsupercolonies on Christmas Island, Indian Ocean. Island invasives: eradication andmanagement. IUCN, Gland, Switzerland, 152-156.

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. AnimalConservation, 13: 556–567.

Campbell KJ, Harper G, Algar D, Hanson CC, Keitt BS, Robinson S. 2011. Review of feral cat eradications on islands. Pages 37–46 in Veitch CR, Clout MN, Towns DR, eds. IslandInvasives: Eradication and Management. International Union for Conservation of Nature.

Causton, C. E., Sevilla, C. R., & Porter, S. D. 2005. Eradication of the little fire ant, Wasmannia auropunctata (Hymenoptera: Formicidae), from Marchena Island, Galapagos:on the edge of success? Florida Entomologist, 88(2), 159-168.

Caut S, Casanovas JG, Virgos E, Lozano J, Witmer GW, Courchamp F. 2007. Rats dying for mice: Modeling the competitor release effect. Austral Ecology, 32: 858–868.

Chazeau, J., Jourdan, H., Le Breton, J. 2002c. Etude de l'invasion de la Nouvelle-Calédonie par la fourmi pionnière Wasmannia auropunctata (Roger) : modalités, impact sur ladiversité, moyens d'une maîtrise de la nuisance. Convention Ecofor/IRD N°2000-05.Conventions Sciences de la Vie, Zoologie Appliquée, IRD Nouméa, 13 : 193 pp.

Chazeau, J., Pinna, S., Jourdan, H., Konghouleux, J., 2002b – Essais de contrôle des populations de la "fourmi électrique" Wasmannia auropunctata au moyen d'appâtstoxiques en milieu naturel et caféries. Convention Province Nord/IRD N°1131/2001.Conventions Sciences de la Vie, Zoologie Appliquée, IRD Nouméa, 12 : 57 pp.

Choquenot D. & Parkes, J. 2001. Setting threshold for pest control : how does pest density affect resource viability? Biological Conservation, 99 : 29-46.

Courchamp F, Caut S, Bonnaud E, Bourgeois K, Angulo E, Watari Y. 2011. Eradication of alien invasive species: surprise effects and conservation successes. In: Veitch CR, CloutMN, Towns DR, editors.Island invasives: eradication and management. Gland,Switzerland: IUCN; pp. 285–289.

Courchamp F. & Caut S. 2005. Use of biological invasions and their control to study thedynamics of interaction populations. Pp 253-279, In M.W. Cadotte et al. (eds)Conceptual ecology and invasion biology, Springer.

Courchamp F., Langlais M. & Sugihara G. 1999. Control of rabbits to protect island birds from cat predation. Biological Conservation, 89 : 219-225.

Courchamp, F.; Chapuis, J.-L.; Pascal, M. 2003: Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. Biological Reviews 78 : 347–383.

Cowan, D.P.; Quy, R.J.; Lambert, M.S. 2003: ecological perspectives on the management ofcommensal rodents. Pp. 433–439 in Singleton, G.R.; Hinds, L.A.; Krebs, C.J.; Spratt,D.M. (eds): Rats, miceand people: rodent biology and management. Australian Centre forInternational Agricultural Research, Canberra, Australia

Fisher, P. 2005: Review of house mouse (Mus musculus) susceptibility to anticoagulantpoisons. DOC Science Internal Series 198. Department of Conservation, Wellington,New Zealand.19 p.

Folgarait, P. J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. Biodiversity Conservation, 7(9), 1221-1244.

Forin-Wiart M.A., Gotteland C., Gilot-Fromont E. &Poulle M.L. 2014. Assessing the homogeneity of individual scat detection probability using the bait-marking method on amonitored free-ranging carnivore population. Eur. J. Wildlife Research, 60 : 665-672.

Genovesi P. 2011. Are we turning the tide ? eradications in time of crisis : how the global community is responding to biological invasions. Pp 5-8 in Veitch C.R., Clout M.N. &Towns D.R. (eds.) Island invasives : eradication and management. IUCN, Gland,Switzerland.

Gentz, M. C. 2009. A review of chemical control options for invasive social insects in Island ecosystems. Journal of Applied Entomology, 133(4), 229-235.

Hara, A. H.. Cabral, S. K , Niino-Duponte, R. Y., Jacobsen, C. M., Onuma, K. 2011. Bait insecticides and hot water drenches against the Little Fire Ant, Wasmannia auropunctata(Hymenoptera: Formicidae), infesting containerized nursery plants. Florida Entomologist94(3): 517-526.

Herrera, H.W., Causton, C.E. 2008. Distribution of fire ants Solenopsis geminata and Wasmannia auropunctata (Hymenoptera: Formicidae) in the Galapagos Islands.Galapagos Research, 65, 11-14.

Hoffmann, B. D. 2010. Ecological restoration following the local eradication of an invasive ant in northern Australia. Biological Invasions, 12(4), 959-969.

Hoffmann, B. D. 2011. Eradication of populations of an invasive ant in northern Australia: successes, failures and lessons for management. Biodiversity and Conservation, 20(13), 3267-3278.

Hoffmann, B. D., Andersen, A. N., Hill, G. J. 1999. Impact of an introduced ant on native rain forest invertebrates: Pheidole megacephala in monsoonal Australia. Oecologia, 120(4),595-604.

Hoffmann, B. D., O'Connor, S. 2004. Eradication of two exotic ants from Kakadu National Park. Ecological Management & Restoration, 5(2), 98-105.

Hoffmann, B. D., Parr, C. L. 2008. An invasion revisited: the African big-headed ant (Pheidole megacephala) in northern Australia. Biological Invasions, 10(7), 1171-1181.

Holway, D. A., Lach, L., Suarez, A. V., Tsutsui, N. D., Case, T. J. 2002. The causes and consequences of ant invasions. Annual review of ecology and systematics, 181-233.

Hooper-Bui, L. M., & Rust, M. K. (2000). Oral toxicity of abamectin, boric acid, fipronil, and hydramethylnon to laboratory colonies of Argentine ants (Hymenoptera: Formicidae).Journal of economic entomology, 93(3), 858-864.

Howard, W.. 1987: Rodent-free using permanent bait stations. Pp. 147–154 in Richards, C.G J.; Ku, T.Y. (eds): Control of mammal pests. Taylor & Francis, London, UK.

Igual J. M., Tavecchia G., Jenouvrier S., Forero M. G.& Oro D. 2009. Buying

years to extinction: is compensatory mitigation for marine bycatch a sufficient conservationmeasure for long-lived seabirds? PLoS One, 4, e4826.

Inglis, I.R.; Shepherd, D.S.; Smith, P.; Haynes, P.J.; Bull, D.S.; Cowan, D.P.; Whitehead, D. 1996: Foraging behaviour of wild rats (Rattus norvegicus) towards new food and baitcontainers. Applied Animal Behaviour Science 47: 175–190.

Jourdan, H., Chazeau J. 2004a - Etude comparative de l'efficacité d'appâts toxiques utilisables contre Wasmannia auropunctata. Conventions Sciences de la Terre, Zoologie,IRD Nouméa, 14 : 18 pp.

Kaukeinen, D.E. 1989: Rodent bait stations.Journal of Food Protection 52: 756–757.

Krushelnycky, P. D., Reimer, N. J. 1998. Efficacy of maxforce bait for control of theArgentine ant (Hymenoptera: Formicidae) in Haleakala National Park, Maui, Hawaii.Environmental Entomology, 27(6), 1473-1481.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. 2004. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. (N.Speciali, Ed.). The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of theSpecies Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12 pp.

Martins T. L. F., Brooke M.de L., Hilton G., Farnsworth S., Gould J. & Pain D. J. 2006. Costing eradication of alien mammals from islands. Animal Conservation, 9 : 439-445.

Medeiroa, M. J., Eiben, J. A., Haines, W. P., Kaholoaa, R., King, C., Krushelnycky, P. D., Magnacca, K.N.; Rubinoff, D., Starr , F.., Starr, K. 2013. The importance of insectmonitoring to conservation actions in Hawaii. Proc. Hawaian Entomol. Soc. 45: 149-166.

Miravete, V., Roura-Pascual, N., Dunn, R. R., Gómez, C. 2013. How many and which ant species are being accidentally moved around the world?. Biology letters, 9(5), 20130540.

Moors, P.J.; Atkinson, I.A.E.; Sherley, G.H. 1992: Reducing the rat threat to island birds. Bird Conservation International 2: 93–114

Nogales M, Martín A, Tershy BR, Donlan CJ, Veitch D, Puerta N, Wood B, Alonso J. 2004. A review of feral cat eradication on islands. Conservation Biology 18: 310–319.

O'Connor, C.E., Eason, C.T. 2000: Rodent baits and delivery systems for island protection. Science for Conservation 150. Department of Conservation, Wellington, New Zealand.25 p.

Pascal, M.; Siorat, F.; Cosson, J.F.; Burin des Roziers, H. 1996: Éradication de populations insulaires de Surmulot Archipel des Sept-Îles-Archipel de Cancale: Bretagne, France. Vieet Milieu-Life and Environment 46 : 267–283.

Pascal, M.; Siorat, F.; Lorvelec, O.; Yéson, P.; Simberloff, D. 2005: A pleasing conséquence of Norwayrat eradication: two shrew species recover.Diversity and Distributions 11:193–198.

Pattemore D. E. & Wilcove D.S. 2012. Invasive rats and recent colonist birds partially compensate for the loss of endemic New-Zealand pollinators. Proceedings of the RoyalSociety B: Biological Sciences, 279 : 1597–1605.

Plentovich, S., Eijzenga, J., Eijzenga, H., Smith, D. 2011. Indirect effects of ant éradication efforts on offshore islets in the Hawaiian Archipelago. Biological invasions, 13(3), 545-557.

Plentovich, S., Swenson, C., Reimer, N., Richardson, M., Garon, N. 2010. The effects of hydramethylnon on the tropical fire ant, Solenopsis geminata (Hymenoptera:Formicidae), and non-target arthropods on Spit Island, Midway Atoll, Hawaii. Journal ofinsect conservation, 14(5), 459-465.

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. Proc. Natl. Acad.Sciences (USA), 52 : 20862– 20865.

Reddiex, B., and Forsyth, D. M. (2006). Control of pest mammals for biodiversity protection in Australia. II. Reliability of knowledge. Wildlife Research 33, 711–717.

Reddiex, B., Forsyth, D. M., McDonald-Madden, E., Einoder, L., Griffioen, P. A., Chick, R. R., and Robley, A. J. (2006a). Control of pest mammals for biodiversity protection inAustralia. I. Patterns of control and monitoring. Wildlife Research 33, 691–709.

Russell J.C.; Town, D.R. and Clout, M.N. 2008. Review of rat invasion biology: Implications for island biosecurity. Science for Conservation 286. Department of Conservation. NewZealand. http://www.doc.govt.nz/upload/documents/science-andtechnical/sfc286entire.pdf [Accessed 10 August 2014]

Russell, J. C., Lecomte, V., Dumont, Y. & Le Corre, M. 2009. Intraguild predation and mesopredator release effect on long-lived prey. Ecological Modelling , 220 : 1098–1104.

Saunders,A. 2000. A review of Department of Conservation mainland restoration projects and recommendations for further action. Page 220. Department of Conservation, Wellington.

Scanlan, J. C., Vanderwoude, C. 2006. Modelling the potential spread of Solenopsis invicta Buren (Hymenoptera: Formicidae)(red imported fire ant) in Australia. Australian journalof entomology, 45(1), 1-9.

Simberloff D., J-L Martin, P Genovesi, V Maris, D A Wardle, J Aronson, F Courchamp, B Galil, E García-Berthou, M Pascal, P Pyšek, R Sousa, E Tabacchi & M Vilà. 2013.Impacts of biological invasions - what's what and the way forward. Trends in Ecologyand Evolution, 28: 58–66.

Souza, E., Follett, P. A., Price, D. K., Stacy, E. A. 2008. Field suppression of the invasive ant Wasmannia auropunctata (Hymenoptera: Formicidae) in a tropical fruit orchard inHawaii. Journal of economic entomology, 101(4), 1068-1074.

Stanley, M. C. 2004. Review of the efficacy of baits used for ant control and eradication. Landcare research contract report: LC0405/044.

Suarez, A. V., McGlynn, T. P., & Tsutsui, N. D. 2010. Biogeographic and taxonomic patterns of introduced ants. Ant Ecology (eds Lach L, Parr CL, Abbott KL), OxfordUniversity Press, Oxford: 233-244.

Taniguchi, G., Thompson, T., Sipes, B. 2005. Control of the big-headed ant, Pheidole megacephala,(Hymenoptera: Formicidae) in pineapple cultivation using Amdro in baitstations. Sociobiology, 45(1), 1-7.

Tobin, P. C., Kean, J. M., Suckling, D. M., McCullough, D. G., Herms, D. A., Stringer, L. D. 2014. Determinants of successful arthropod eradication programs. Biological invasions,16(2), 401-414.

Towns DR, 1994. The role of ecological restoration in the conservation of Whitaker's skink (Cyclodina whitakeri), a rare New Zealand lizard (Lacertilia: Scincidae). NZ J Zool21:457–471

Towns DR, Parrish GR, Tyrrell CI, Ussher GT, Cree A, Newman DG et al., 2007. Responses of Tuatara (Sphenodon punctatus) to removal of introduced Pacific rats from islands.Conserv Biol 21:1021–1031.

Tschinkel, W.R., King, J.R. 2007. Targeted removal of ant colonies in ecological experiments, using hot water. J. Insect Sci. 7, 41: 12 pp.

Vanderwoude, C., Nadeau , B. 2009. Application Methods for Paste Bait Formulations inControl of Ants in Arboreal Situations. Proc. Haw. Entomol. Soc. 41: 113-119

Vanderwoude, C., Nadeau, B. 2010.

Eradicating Wasmannia auropunctata (Hymenoptera: Formicidae) from Maui, Hawaii: The Use of Combination Treatments to Control anArboreal Invasive Ant. Proc. Haw. Entomol. Soc. 42: 23-31

Ward, D. F., Green, C., Harris, R. J., Hartley, S., Lester, P. J., Stanley, M. C., ... & Toft, R. J. 2010. Twenty years of Argentine ants in New Zealand: past research and future prioritiesfor applied management. New Zealand Entomologist, 33(1), 68-78.

Webb, G.A., Hoffmann, B.D. 2012. Field evaluations of the efficacy of distance plus on invasive ant species in northern Australia. Journal of economic entomology, 106(4),1545-1552.

Williams, D. F., & Whelan, P. M. (1992). Bait attraction of the introduced pest ant,Wasmannia auropunctata (Hymenoptera: Formicidae) in the Galapagos Islands. J.Entomol. Sci, 27(1), 29-34.

Wittenberg, R.; Cock, M.J.W. 2001: Invasive alien species: a toolkit of best prevention andmanagement practices. CAB International, Wallingford, UK. 228 p.

Wittman, S.E. 2014. Impacts of invasive ants on native ant communities (Hymenoptera:Formicidae). Myrmecol. News 19: 111-123

Zavaleta E. S., Hobbs R. J. & Mooney H. A. 2001. Viewing invasive species removal in awhole-ecosystem context. Trends in Ecology & Evolution, 16 : 454–459.

Annexe 8. Interview pour le magazine NC Nickel – Avril 2013

MINES VERTES

R-Mines
au secours des reptiles

Dans le cadre d'un appel à projet lancé par le CNRT « Nickel et son environnement » le projet R-Mines (R pour reptiles) se propose d'étudier comment les espèces animales invasives, favorisées directement ou indirectement par les activités minières, impactent la faune reptilienne calédonienne. Explications avec Eric Vidal, chargé de recherche à l'IRD.

NC Nickel : Pourquoi les reptiles ?
Eric Vidal : Les communautés de reptiles terrestres représentent l'un des plus remarquables éléments patrimoniaux de la biodiversité animale de l'île. La faune reptilienne calédonienne ne compte pas moins d'une centaine d'espèces différentes dont 90 % sont endémiques. Deux tiers environ de ces reptiles sont menacés d'extinction. Outre la destruction ou la fragmentation de leurs habitats, la propagation des espèces animales invasives semble être une menace importante. Les espèces animales invasives concernées sont les chats haïrés, les rats polynésiens et rats noirs, les fourmis électriques.

Pouvez-vous présenter le projet R-Mines ?
R-Mines est un projet déposé dans le cadre d'un appel à projet du CNRT « Nickel et son environnement » qui concernait les milieux terrestres et la faune. Au niveau de la faune, ce projet cible les populations de reptiles (geckos, scinques) que l'on va trouver sur les massifs miniers. Il ne s'agit pas d'étudier l'impact direct de l'activité minière sur les populations de reptiles mais d'évaluer dans quelles mesures l'activité minière, mise qu'elle ouvre des pistes, fragmente les milieux, transporte des matériaux ou encore fait en sorte qu'il y ait, de façon permanente, des populations humaines sur les massifs isolés, va favoriser la présence et la diffusion des espèces animales invasives et comment ces dernières vont avoir un impact sur les reptiles.

MINES VERTES

Tropidonotus variabilis, un reptile diurne classique des massifs du Sud

Rat noir Rattus rattus, l'espèce invasive très présent dans tous les milieux naturels de Nouvelle-Calédonie.

Quels sont les objectifs du projet ?
Lorsque les mineurs laissent des parcelles en réserve avec l'idée que la biodiversité puisse y trouver refuge, il y a, à priori, dans ces petits habitats, une pression écologique beaucoup plus forte qui est exercée par les espèces animales invasives. L'objectif du projet est d'arriver à caractériser et à quantifier cette pression écologique pour savoir si finalement, au-delà de la destruction de l'habitat, les quatre espèces animales invasives constituent une menace que les exploitants miniers doivent prendre en compte sur les massifs exploités pour maintenir autant que possible la biodiversité. Enfin, par une meilleure connaissance des espèces impactées, des processus d'impact et de la quantification de la mortalité associée, ce projet permettra une hiérarchisation des priorités d'action et des recommandations de gestion pour les exploitants miniers.

« Les communautés de reptiles terrestres représentent l'un des plus remarquables éléments patrimoniaux de la biodiversité animale de l'île. »

Deux sites ateliers ont été choisis. Le premier dans le Sud à proximité de l'exploitation du groupe Vale, situé dans des zones forestières qui restent en réserve. Le second sur le massif de Tiébaghi exploité par la SLN.

R-Mines, un projet novateur et ambitieux ?
Novateur car à ce jour, aucune étude de cette ampleur n'a été entreprise en Calédonie. Ambitieux car la question en termes de conservation de la faune reptilienne menacée sera traitée simultanément sur les trois groupes d'espèces animales invasives et sur des mêmes sites, ce qui nécessite la superposition de tout un tas de protocoles d'investigations. Enfin, grâce aux collections de références de reptiles calédoniens maintenues à l'Australian Museum de Sydney, une collection de références d'écailles de reptiles de la Nouvelle-Calédonie sera réalisée permettant l'identification précise des proies consommées.

Une équipe scientifique d'une dizaine de personnes

Les participants à ce projet ont été choisis sur la base de leur complémentarité scientifique ou technique. L'équipe impliquée dans ce projet regroupe du personnel scientifique basé en Nouvelle-Calédonie (IRD, IAC), dans la zone Pacifique (Australian Museum de Sydney) et en France métropolitaine (CNRS et université Aix-Marseille). Un projet financé par le CNRT « Nickel et son environnement » à hauteur de 7 millions de francs, d'une durée de 18 mois.

Anoplolepis gracilipes (fourmi invasive) en train de consommer un gecko.

ANNEXE 9 : Séminaire et conférence – Août 2015 .

CNRT "Nickel et son environnement"

Tome Nickel et Environnement