RAPPORT DE STAGE

Etude des effets d'une action de lutte contre une fourmi exotique envahissante, *Anoplolepis gracilipes*, sur les falaises littorales de Manapany

Master 2 : Biodiversité - Ecologie - Evolution

Parcours : Biodiversité des Ecosystèmes Tropicaux Terrestres

Université de La Réunion

2023 – 2024

Etudiant : Ducros Julien

Organisme d'accueil : Association Nature Océan Indien

Encadrant : Dr. Souchet Jérémie

« Le présent rapport constitue un exercice pédagogique qui ne peut en aucun cas engager la responsabilité de l'Entreprise ou du Laboratoire d'accueil »

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier Jérémie, mon maître de stage et responsable scientifique de l'association Nature Océan Indien (NOI), pour sa confiance accordée au cours du stage, sa bienveillance et son accompagnement pendant ces 6 mois. Je le remercie pour m'avoir guidé dans mes démarches scientifiques et administratives et lors des premières sessions de terrain. Enfin, je le remercie pour m'avoir laissé la possibilité de participer à de nombreux autres projets de l'association, ce qui m'a apporté de nombreuses compétences et connaissances. J'ai eu la chance de participer aux actions de restaurations, à des prospections (geckos juvéniles et puffins), à un suivi épidémiologique sur l'herpétofaune ou encore à la gestion de l'élevage transitoire de Geckos verts de Manapany.

Je tiens aussi à remercier le « bureau du fond », Emy, Valentin et Guillaume, pour toutes nos discussions palpitantes, leur bonne humeur quotidienne et pour leur aide. D'ailleurs, je remercie particulièrement Valentin et Emy qui m'ont accompagné sur le terrain lors des suivis malgré les moustiques, la chaleur et l'odeur de thon !

Enfin, un grand merci à tous les membres de l'association pour m'avoir chaleureusement accueilli et permis de participer à la vie et aux projets de l'association. Grâce à eux, j'ai eu l'opportunité de continuer à explorer le monde de la conservation biologique au sein d'un milieu associatif. Je les remercie particulièrement pour leur travail déterminé visant à préserver les geckos endémiques et à restaurer l'habitat littoral unique de cette île. Leur engagement et leurs échanges ont encore renforcé ma motivation à œuvrer dans ce domaine et à contribuer activement aux efforts de conservation de la biodiversité.

Table des matières

1) Introduction 4

1.1) Invasions biologiques : des généralités vers un focus sur *Anoplolepis gracilipes* 4

1.2) Contexte de l'étude 6

1.3) Intérêt de l'étude 7

1.4) Démarche scientifique, objectifs et hypothèses 8

2) Matériel et méthodes 10

2.1) Modèle d'étude 10

2.2) Site d'étude 12

2.3) Le programme de lutte 13

2.4) Suivis de l'activité des fourmis par attractivité 14

2.5) Bancarisation et traitement des données 16

3) Résultats 18

3.1) Etude préliminaire 18

3.2) Suivis de l'activité des fourmis par attractivité sur le site de Cap Sel 18

3.2.1) Résultats à l'échelle du site 18

3.2.2) Résultats à l'échelle des stations 20

3.3) Relations entre les trois espèces d'intérêt 21

3.4) Variations démographiques d'*A. gracilipes* : de multiples effets 23

3.5) Comparaison entre le site Cap Sel et le site Cap Devot 25

4) Discussion 27

4.1) Effets du programme de lutte sur *A. gracilipes* 27

4.2) Effets du programme la lutte sur *S. geminata* 32

4.3) Effets du programme de lutte sur les espèces non cibles 35

5) Conclusion 37

Références bibliographiques 38

Annexes 46

1) Introduction

1.1) Invasions biologiques : des généralités vers un focus sur *Anoplolepis gracilipes*

Les espèces invasives sont définies comme des espèces introduites par l'homme, intentionnellement ou accidentellement, en dehors de leur aire de répartition d'origine, présentant une propagation rapide et une forte densité dans leur nouvel environnement et entraînant des impacts négatifs sur les écosystèmes, les habitats naturels ou les espèces locales (Doherty et al., 2016; Levine, 2008; Roy et al., 2023). Par la compétition, la prédation et la modification de l'habitat, les envahisseurs peuvent radicalement modifier à la fois les communautés d'espèces et le fonctionnement des écosystèmes indigènes (Levine, 2008). Ainsi, les invasions biologiques constituent une menace majeure pour la biodiversité à l'échelle mondiale et se placent juste après la perte d'habitat en tant que cause de mise en danger et d'extinction d'espèces (Doherty et al., 2016; Lowe et al., 2000; Mack et al., 2000).

Une grande proportion des envahisseurs biologiques les plus sérieux et intraitables sont des invertébrés. Ils représentent 26 des 100 pires envahisseurs de la planète (17 espèces terrestres et 9 aquatiques ; Lowe et al., 2000) et 20 % (10 % pour les invertébrés aquatiques et 10% pour les terrestres) des 485 espèces répertoriées dans la base de données mondiale sur les espèces envahissantes (GISD ; www.issg.org/database). Cependant, en 2009, Green et O'Dowd suggéraient que les invertébrés étaient sous-représentés parmi les espèces envahissantes. L'explication la plus probable était que leur variété et leur importance soient sous-estimées par les biologistes, les gestionnaires et les décideurs politiques des invasions. Néanmoins, il était tout de même souligné une reconnaissance croissante des fourmis comme envahisseurs biologiques clés des environnements naturels (Green and O'Dowd, 2009).

De nombreuses espèces de fourmis ont été déplacées par les humains à travers les barrières biogéographiques, hors de leurs aires de répartitions natives (McGlynn, 1999). Parmi les plus de 16000 espèces de fourmis existantes (Antweb, 2024), plus de 500 espèces ont été identifiées comme des fourmis exotiques dont 60% se sont naturalisées (*i.e.* implantation durable et établissement de populations de façon autonome au sein d'un écosystème : Wong et al., 2023). Dans ce groupe, quelques espèces sont considérées, hors de leur aire de répartition naturelle, comme des ravageurs (Estoup, 2006). Certaines figurent même en bonne place parmi les pires espèces envahissantes, faisant partie du top 100 des espèces les plus envahissantes au

monde, faune et flore confondues (Global Invasive Species Database, 2009; Lowe et al., 2000), en raison de leur énorme impact écologique et économique (Bertelsmeier et al., 2015). C'est le cas de la Fourmi folle jaune : *Anoplolepis gracilipes,* la Fourmi d'Argentine : *Linepithema humile,* , la Fourmi à grosse tête : *Pheidole megacephala*, la Fourmi de feu : *Solenopsis invicta* et de la Fourmi électrique : *Wasmannia auropunctata* (Lowe et al., 2000).

Leur représentation importante sur la liste des espèces envahissantes est probablement due à certaines caractéristiques clés de ces fourmis pouvant conduire à une plus grande capacité à dominer en tant qu'envahisseur (Passera, 1994). Ces fourmis ont la capacité d'atteindre des densités inhabituellement élevées, principalement dans leurs aires de répartition introduites (Abbott, 2005), entraînant des impacts majeurs sur les écosystèmes naturels (Holway et al., 2002). Cela peut être particulièrement vrai sur les îles, où le nombre d'espèces indigènes est faible, et où la pression des propagules peut être élevée (Denslow, 2003). Les espèces de fourmis indigènes sont rares sur la plupart des îles océaniques (Wilson and Taylor, 1967). De plus, les îles représentent des écosystèmes uniques en raison de leur isolement géographique par rapport aux masses continentales, ce qui les rend souvent très vulnérables aux changements soudains de l'environnement (Myers et al., 2000). Ainsi, les espèces insulaires, très sensibles aux invasions, sont menacés par la pléthore d'introductions biologiques (Mack et al., 2000; Mauremootoo and Boudjelas, 2003). Toute forme de perturbation d'origine anthropique, telle que l'introduction de fourmis envahissantes, peut causer des dommages irréversibles aux écosystèmes insulaires (Abbott, 2005). Dans les îles, l'ensemble des espèces de fourmis coexistantes est de plus en plus dominé par des espèces envahissantes et le potentiel d'effets synergiques de ces espèces constitue une préoccupation majeure pour la biodiversité indigène (Abbott, 2006).

Sur l'île de La Réunion, la présence d'*A.* gracilipes, la plus nuisible des 5 espèces de fourmis figurant dans le top 100 des espèces les plus envahissantes au monde (Global Invasive Species Database, 2009), est connue depuis 1895 (Forel, 1895). Elle a la capacité de soumettre ou tuer des proies invertébrées ou de petits vertébrés en pulvérisant de l'acide formique (Holway et al., 2002). Au niveau mondial, l'impact le plus souvent documenté est une réduction de la richesse et de l'abondance des espèces de fourmis indigènes (Holway et al., 2002; Lach and Thomas, 2008). De plus, dans les zones d'infestations, de nombreuses attaques ont été observées sur des espèces indigènes de geckos (Banane et al., 2020). Ces infestations ont notamment déjà pu réduire certaines populations arboricoles (Cuthbert, 2010). Elle peut aussi

provoquer l'échec de la nidification chez certaines espèces d'oiseaux (Holway et al., 2002) ou entrainer l'extirpation des poussins de Puffin du Pacifique nichant au sol (Plentovich et al., 2018).

1.2) Contexte de l'étude

Située dans le Sud-Ouest de l'Océan Indien, l'Île de La Réunion possède des espèces, des habitats, des écosystèmes originaux, uniques au monde. Beaucoup sont en voie de disparition ou sont très menacés. Maintenir la biodiversité et les habitats indigènes en contrôlant les menaces, telles que les invasions biologiques, constitue donc un des enjeux majeurs de ce siècle (Lavergne et al., 2003). Le site présente un habitat de végétation littorale, un des milieux les plus raréfiés à La Réunion, et abrite 12 espèces de faune et 12 espèces de flore déterminantes (Hoarau and Philippe, 2014). Parmi elles se trouvent le Gecko vert de Manapany, *Phelsuma inexpectata* (Mertens, 1966), le Puffin du Pacifique, *Ardenna pacifica* (Gmelin, 1789). De plus, des reliques de végétation littorale comprennent plusieurs espèces endémiques menacées et plusieurs espèces indigènes constituant l'habitat privilégié de *P. inexpectata*. Sur ces falaises, plusieurs indices tendent à suggérer un déclin du nombre de couples reproducteurs de *A. pacifica* et montrent une baisse généralisée des effectifs des deux plus grandes populations de *P. inexpectata* hors milieu urbain (Choeur, 2021). Ces espèces étant respectivement, indigène de la Réunion, classée « quasi menacée », et endémique de La Réunion, classée en danger critique d'extinction (Probst et al., 2022; Sanchez, 2021; UICN, 2013)

Par ailleurs, sur ces falaises, *Solenopsis mameti* (Donisthorpe, 1946), une des deux fourmis indigènes de l'île (Blard, 2006; Blard et al., 2003; Sanchez, 2007), est présente. Cependant, sur les six espèces considérées comme les plus néfastes du fait de leur impact sur les écosystèmes envahis (Estoup, 2006), deux sont également présentes sur le site : *Solenopsis geminata* (Fourmi de feu tropicale) et *A. gracilipes* (Rochat et al., 2006). Au cours d'un récent suivi des geckos en fin décembre 2022, *A. gracilipes* a été observée en nombre alarmant (Nature Océan Indien, 2023). Cette fourmi s'attaquerait directement aux individus de Gecko vert de Manapany, entraînant, par jet d'acide, des blessures corporelles importantes (Roesch comm. pers 2023 ; *Annexe 1*), et une observation de prédation sur un individu juvénile a été faite en 2023 (Souchet comm. pers 2023). Cette espèce s'ajoute aux nombreuses espèces envahissantes présentes dans la falaise de Petite-Ile et menace directement ou indirectement la persistance des populations d'espèces indigènes dans ces habitats naturels résiduels (Nature Océan Indien, 2023). Ainsi, au vu de la situation critique pour *P. inexpectata* et des impacts connus d'*A.*

gracilipes, un programme de lutte contre cette espèce a été lancé en 2023. Il est inscrit dans le cadre des actions de lutte contre la faune exotique du Plan National d'Actions en faveur des geckos verts de La Réunion (Sanchez and Caceres, 2019 ; PNA action 4.3) animé par NOI.

La lutte contre *A. gracilipes* a été réalisée avec le produit ©ANTOFF Fipronil Ant Bait contenu en boitiers d'appâtage. Ce produit, contenant du fipronil, est conçu spécialement pour la lutte contre cette espèce. Le fipronil est un insecticide à base de phénylpyrazole présentant une activité neurotoxique en bloquant les canaux chlorure des neurones régulés par l'acide gamma-aminobutyrique (GABA) (Gunasekara et al., 2007; Tingle et al., 2003). Actuellement, il est le produit le plus efficace et le plus utilisé au niveau international et aucune autre méthode ne s'est encore avérée efficace pour réduire et éliminer les populations d'*A. gracilipes* (Banane et al., 2020; Lee and Yang, 2022). Ce produit est préconisé car sa composition (0,001 % de fipronil et de 99,999 % de farine de poisson) le rend très peu attractif pour une grande majorité de la faune invertébrée. De plus, sa faible concentration en fipronil réduit les risques d'empoisonnement involontaires d'animaux de plus grande taille (Souchet, 2023a).

1.3) Intérêt de l'étude

Suite à cette phase de lutte contre *A. gracilipes*, l'objectif de ce stage vise à évaluer ce projet d'intervention urgente en utilisant les données recueillies. L'importance de cette évaluation se manifeste à plusieurs égards. Tout d'abord, l'éradication des espèces envahissantes est souvent considérée comme une tâche très coûteuse et difficile, voire impossible (Estoup, 2006). Ainsi, l'ambition d'éradiquer *A. gracilipes* des falaises semble hors de portée avec le programme actuel de lutte. Il s'agit donc d'un programme de gestion visant à contrôler l'espèce sur ce site. Dans la littérature, les cadres génériques de tels programmes pour une réponse rapide à un envahisseur biologique suivent généralement une même séquence décrite en 2009 par Green et O'Dowd. Ils la décrivent comme un modèle déclenché par la détection et le diagnostic d'une espèce envahissante permettant une évaluation initiale de la situation et se terminant par un programme de surveillance visant à évaluer l'efficacité du contrôle après une action concertée et menée pour réprimer l'envahisseur afin d'atténuer ses impacts. Cependant, étant donné que les cas documentés de programmes de contrôle des invertébrés envahissants sont peu nombreux, en particulier dans les zones naturelles et sur les îles (Green and O'Dowd, 2009), il est intéressant ici de décrire l'évolution de la campagne de contrôle contre *A. gracilipes* dans les falaises de Manapany. De plus, peu d'études publiées donnent corps à ces cadres génériques idéalisés pour révéler les réalités complexes de la

coordination et de la mise en œuvre du contrôle sur le terrain d'espèces envahissantes spécifiques (Green and O'Dowd, 2009). Ainsi, le contexte de cette étude, avec la nature extrêmement variable et imprévisible des limites de propagation de *A. gracilipes* représentant un défi majeur pour sa gestion (Abbott, 2006), est propice pour illustrer les complexités de la réponse réelle par rapport aux cadres de réponse intégrés génériques.

De plus, cette étude permettra d'évaluer le succès de ce programme de lutte et de comparer ces résultats avec ceux d'autres programmes ayant également intégré cette phase d'évaluation (Baker et al., 2017 ; Boland et al., 2011). Il est crucial d'évaluer rigoureusement les effets de ces efforts afin de justifier de futurs programmes visant au moins à contrôler durablement cette espèce sur les falaises limitant ainsi ses impacts sur les espèces indigènes.

Par ailleurs, certains travaux ont démontré les effets négatifs que pouvait avoir le fipronil sur un large éventail d'invertébrés non ciblés dans les habitats terrestres, aquatiques, marins et benthiques (Pisa et al., 2015), sur les abeilles (Bonmatin et al., 2015), les organismes aquatiques et sur le gibier à plumes terrestre (Gunasekara et al., 2007), faisant appel à la vigilance et à la prévention. L'évaluation d'un tel programme est donc nécessaire pour obtenir des indications sur la distribution et l'abondance de l'espèce cible après le traitement mais aussi sur les autres espèces pour évaluer les potentiels dommages collatéraux (Banane et al., 2020). L'évaluation des possibles effets sur les espèces non cibles sera primordiale pour la mise en place de la gestion future d'*A. gracilipes* sur les falaises de Manapany.

Enfin, comme le rappelaient Green et O'Dowd en 2009, l'évaluation de la campagne permettra de produire une liste de problèmes et de leçons s'appliquant non seulement aux efforts en cours pour contrôler cette fourmi envahissante, mais qui pourraient également faire écho et éclairer les efforts visant à gérer d'autres fourmis envahissantes comme *S. geminata*.

1.4) Démarche scientifique, objectifs et hypothèses

La démarche suivie pour cette étude est articulée autour de différentes questions de recherche posées pour répondre à différents objectifs. Il s'agit dans un premier temps de déterminer quels sont les effets de la lutte sur l'espèce cible *A. gracilipes*. L'objectif est de voir si le traitement chimique appliqué sur les falaises a permis de réduire l'abondance d'*A. gracilipes* et dans quelle mesure l'étendue de l'invasion de la population sur les falaises est modifiée. Ensuite, il est primordial de se demander comment ce programme de lutte a impacté les espèces non cibles présentes sur les falaises. Il s'agit d'étudier les variations de la richesse

spécifique des espèces non cibles entre les différentes phases du projet. Enfin, il sera intéressant de regarder plus spécifiquement quels sont les effets de ce programme sur la population de la fourmi indigène *S. mameti* et sur la population de *S. geminata*, une autre fourmi envahissante et problématique sur les falaises.

Pour répondre à ces différentes questions des suivis des populations de fourmis cibles et non cibles ont été réalisés avant, pendant et après la phase de lutte. L'objectif est d'obtenir des indications sur leur distribution et leur abondance (Banane et al., 2020). Pour cela une méthode de suivi de l'activité par attractivité a été employée. Durant ce stage, un focus sur les effets de la lutte sur la myrmécofaune a été fait par des analyses descriptives et statistiques. Cependant une étude sur l'entomofaune des falaises est prévue en 2024 et les suivis des populations de *P. inexpectata*, déjà en place depuis 2015, sont également poursuivis pour étudier les effets à plus long terme de cette lutte.

Des réussites antérieures de programmes de lutte contre *A. gracilipes* attestent de l'efficacité du ©ANTOFF Fipronil Ant Bait utilisé ici (Hoffmann, 2011; Lach and Barker, 2013). Une étape marquante a été le succès de l'opération d'appâtage aérien ciblant les redoutables super-colonies de Fourmi folle jaune sur l'île Christmas (Green and O'Dowd, 2009). Cependant, Hoffmann et coll. (Hoffmann et al., 2016) ont examiné 115 programmes contre *A. gracilipes* et ont observé que le taux de réussite des appâts (©ANTOFF Fipronil Ant Bait et autres) n'était que de 24 % (40 % d'échec ; les cas restants avaient une issue inconnue) et que l'appâtage aérien à l'aide d'hélicoptères accroit le succès d'un programme. Ainsi, malgré une certaine efficacité attestée du produit, il est difficile d'estimer les effets de la lutte sur les effectifs d'*A. gracilipes* et l'étendue de son invasion sur les falaises. Il sera pertinent d'examiner si l'application du produit au niveau de postes d'appâtage a permis d'atteindre le même niveau d'efficacité que celui constaté dans d'autres programmes utilisant la méthode d'épandage (Green and O'Dowd, 2009).

Par ailleurs, aucune incidence majeure sur les espèces non ciblées ne devrait être constatée, étant donné les mesures de précaution mises en place. En fait, la diminution des effectifs d'*A. gracilipes* pourrait même favoriser une recolonisation efficace du site par l'entomofaune indigène, représentée par *S. mameti*, et une augmentation de la richesse spécifique comme cela a pu être observé sur d'autres îles (Hoffmann et al., 2014). Cependant, il est important de noter un point de vigilance : l'élimination d'*A. gracilipes* pourrait entraîner l'expansion des colonies de *S. geminata* et inversement si le programme a un impact sur cette

fourmi non cible. En effet, ces deux espèces invasives sont connues pour leur fort potentiel compétitif interspécifique et un phénomène de compétition exclusive peut être observé (Blard, 2006). Étant donné que cette autre espèce est également reconnue pour ses impacts négatifs sur les espèces indigènes (Holway et al., 2002; Wetterer and O'Hara, 2002; Williams and Whelan, 1991), ainsi que pour sa prédation sur *P. inexpectata* (Deso and Probst, 2007), il est impératif d'évaluer les effets de la lutte sur celle-ci, mener un suivi rigoureux de cette espèce sur les falaises et d'envisager un programme spécifique de lutte pour l'avenir.

2) Matériel et méthodes

2.1) Modèle d'étude

La Fourmi folle jaune, *Anoplolepis gracilipes* (Smith, 1857), est l'une des fourmis envahissantes les plus dommageables au monde (Lee and Yang, 2022). Originaire probablement de l'Asie du Sud-Est, elle a été introduite sur divers continents, principalement entre les latitudes 27°N et 27°S (Wetterer, 2005). La présence de cette espèce à La Réunion est documentée depuis 1895, où Forel indique qu'elle avait déjà largement infesté l'île, causant des dommages significatifs sur la faune locale (Forel, 1895). Cependant, en 2006, *A. gracilipes* était considérée comme rare et était principalement observée dans les milieux anthropisés n'atteignant généralement pas de fortes densités (Blard, 2006). Les résultats de l'étude de Blard (2006) suggéraient que la compétition avec les espèces dominantes, telles que *Pheidole megacephala* et *Solenopsis geminata* dans les zones anthropiques des basses terres ou *Paratrechina bourbonica* et *Solenopsis mameti* ailleurs, avait entrainé la réduction de l'abondance de sa population.

Anoplolepis gracilipes est monomorphe, avec un seul type d'ouvrière mesurant environ quatre à cinq millimètres. Les ouvrières sont de couleur jaune avec un abdomen légèrement plus sombre, et sont facilement identifiables par leurs longues pattes et antennes (Blard, 2006 ; *Annexe 2*). Elles nichent principalement dans le sol ou la litière, mais peuvent également établir des colonies dans les arbres (Haines et al., 1994; Haines and Haines, 1978b). Cette espèce est active jour et nuit à des températures comprises entre 21 °C et 35 °C, avec une activité maximale entre 26 °C et 30 °C (Chong and Lee, 2009; Haines and Haines, 1978b). Toutes les castes sont présentes tout au long de l'année (Baker, 1976; Haines and Haines, 1978a). Cependant, le cycle annuel de reproduction chez *A. gracilipes* assure une production maximale de couvain en février et minimale en août et septembre pouvant entrainer une variation naturelle des effectifs au cours

de l'année (Hoffmann, 2015). Une reine peut pondre en moyenne 16 œufs par jour, avec un cycle de développement de l'œuf à l'adulte d'environ 60 jours (Rao and Veeresh, 1991). La durée de vie moyenne d'une ouvrière est de 85 jours, tandis que celle d'une reine ne dépasse pas 138 jours (Rao and Veeresh, 1991).

La Fourmi folle jaune dispose des caractéristiques communes aux fourmis envahissantes : l'unicolonialité, la polygynie et un régime omnivore (Abbott, 2005; Haines and Haines, 1978b; Lowe et al., 2000; Mohapatra et al., 2021; Passera, 1994). Elles lui assurent un avantage numérique facilitant sa domination écologique (Haines and Haines, 1978b; O'Dowd et al., 2003; Drescher et al., 2011).

L'unicolonialité se caractérise par la formation de super-colonies constituées de plusieurs nids interconnectés. Ce phénomène résulte de la perte du comportement de territorialité et d'agressivité vis-à-vis des colonies voisines appartenant à la même espèce (Passera, 1994) et permet aux individus de fourmilières différentes d'atteindre une densité telle qu'il devient difficile de leur contester la dominance de l'habitat envahi (Abbott, 2005).

La polygynie correspond à la présence de plusieurs reines reproductrices au sein d'un même nid (Passera, 1994). Un nid d'*A. gracilipes* peut ainsi contenir plus d'une cinquantaine de reines (Rao and Veeresh, 1991) et Haines & Haines (1978b) rapporte même le cas de nids abritant plus de 300 reines. Cette caractéristique va permettre une croissance rapide de la colonie (Hölldobler and Wilson, 1990; Palmer, 2004) et la création de nouvelles colonies par bourgeonnement : une ou plusieurs reines nouvellement accouplées quittent la colonie avec quelques ouvrières pour s'installer non loin de la colonie mère (Hoffmann, 2014) participant à la formation de super-colonies (Thomas et al., 2010). Les colonies peuvent aussi s'établir via des vols d'accouplement (Abbott, 2005) et l'accouplement intranidal est courant chez cette espèce (Lenancker et al., 2021; Thomas et al., 2010). Cette double capacité de dispersion confère à *A. gracilipes* la capacité de basculer entre les modes de dispersion en fonction de l'état de la colonie ou des conditions environnementales (Abbott, 2006).

A. gracilipes est omnivore, se nourrissant de graines, végétation, matières en décomposition et petits animaux. Elle dépend aussi du nectar des plantes et des cochenilles productrices de miellat pour les glucides (Haines and Haines, 1978b). Elle fait d'ailleurs preuve d'une efficacité accrue par rapport aux espèces indigènes pour l'exploitation de ces excrétions (exsudat et miellat) (Davidson, 1998 ; Holway et al., 2002). Elle est capable d'entretenir des

relations mutualistes avec des hémiptères, tels que des cochenilles (trophobiose) dont elles favorisent ainsi la prolifération (Haines et al., 1994; Lowe et al., 2000; Mohapatra et al., 2021). L'accès à ces ressources leur permet de maintenir en permanence une grande densité d'ouvrières (Davidson, 1998; Helms and Vinson, 2002). Les ouvrières représentent plus de 80% des individus du nid (Haines and Haines, 1978a) et se livrent à une recherche intensive de nourriture 24 heures par jour sur toutes les surfaces disponibles tout au long de l'année (Abbott, 2005; Haines and Haines, 1978a). Cette espèce, contrairement à d'autres espèces de fourmis, ne forme généralement pas de pistes lorsqu'elle cherche sa nourriture (Abbott, 2005).

2.2) Site d'étude

La zone d'intervention se situe sur l'île de La Réunion, au niveau du site des Falaises de Manapany. Ce site de 23 hectares, appartenant au Conservatoire du Littoral et sous la gestion de NOI depuis le 1er janvier 2023, s'étend de Grande Anse à la Ravine Manapany (*Annexe 3*). Il est entouré de fourrés exotiques, friches agricoles, exploitations de cannes à sucre et la mer. La majorité du site est classée en zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF) de type I : « Littoral du sud sauvage » - N° national 040030181 (Hoarau and Philippe, 2014) et les enjeux de conservation y sont donc importants. Le projet se concentre sur environ deux hectares de ce site, spécifiquement aux lieux-dits « Cap Sel » et « Cap Devot » (Mailles F5 et G5, *Figure 1*)

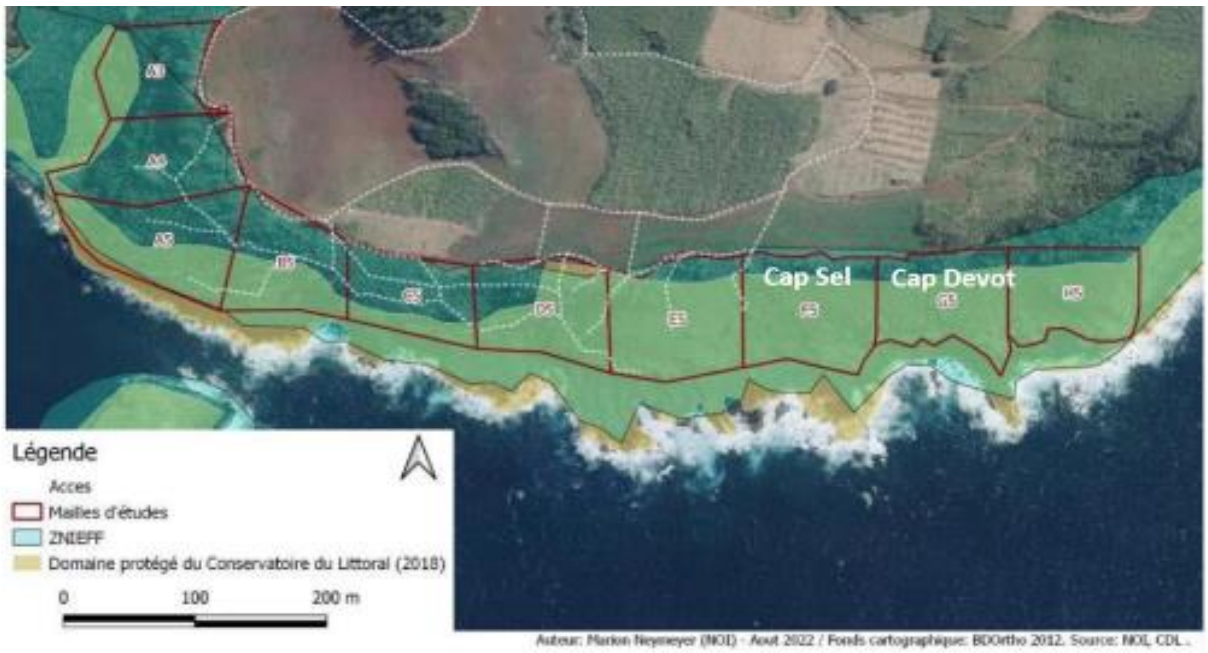


Figure 1. Carte des falaises littorales de Manapany avec les lieux-dits Cap Sel (maille F5) et Cap Devot (maille G5). Auteur : Marion Neymeyer / Fonds cartographiques : BDOrtho 2012.

2.3) Le programme de lutte

C'est à des fins de lutte exclusive contre *A. gracilipes* que l'association Nature Océan Indien (NOI) a obtenu une dérogation pour l'autorisation d'utilisation du produit ©ANTOFF Fipronil Ant Bait ne disposant pas d'autorisation de mise en vente sur le marché Européen sous condition d'utiliser le produit dans des boîtes d'appâts afin de limiter la consommation par des espèces non cibles, de le protéger des intempéries et de limiter les rejets du produit vers l'environnement, en particulier les milieux aquatiques (Journal Officiel de La République Française, 2023). Bien que le fabricant préconise son utilisation à une dose de 10 kg/ha, le choix d'un taux d'application d'environ 5 kg/ha, comme utilisé par la Seychelles Island Foundation à la Vallée de Mai au Seychelles, un site du patrimoine mondial de l'UNESCO (Banane et al., 2021), a été choisi pour minimiser les impacts potentiels sur les espèces non ciblées et le milieu. Pour ce programme, 284 stations d'appâtage (*Annexe 4*) ont été installées au niveau de Cap Sel abritant l'une des populations naturelles de *P. inexpectata* et où *A. gracilipes* a été observée en nombre alarmant (Nature Océan Indien, 2023). La population de *P. inexpectata* s'étendant sur 6 mailles de 20 x 20 m, la zone d'empoisonnement a été étendue de 40 m de part en part de la population soit sur une surface de 1,2 ha (*Figure 2*).

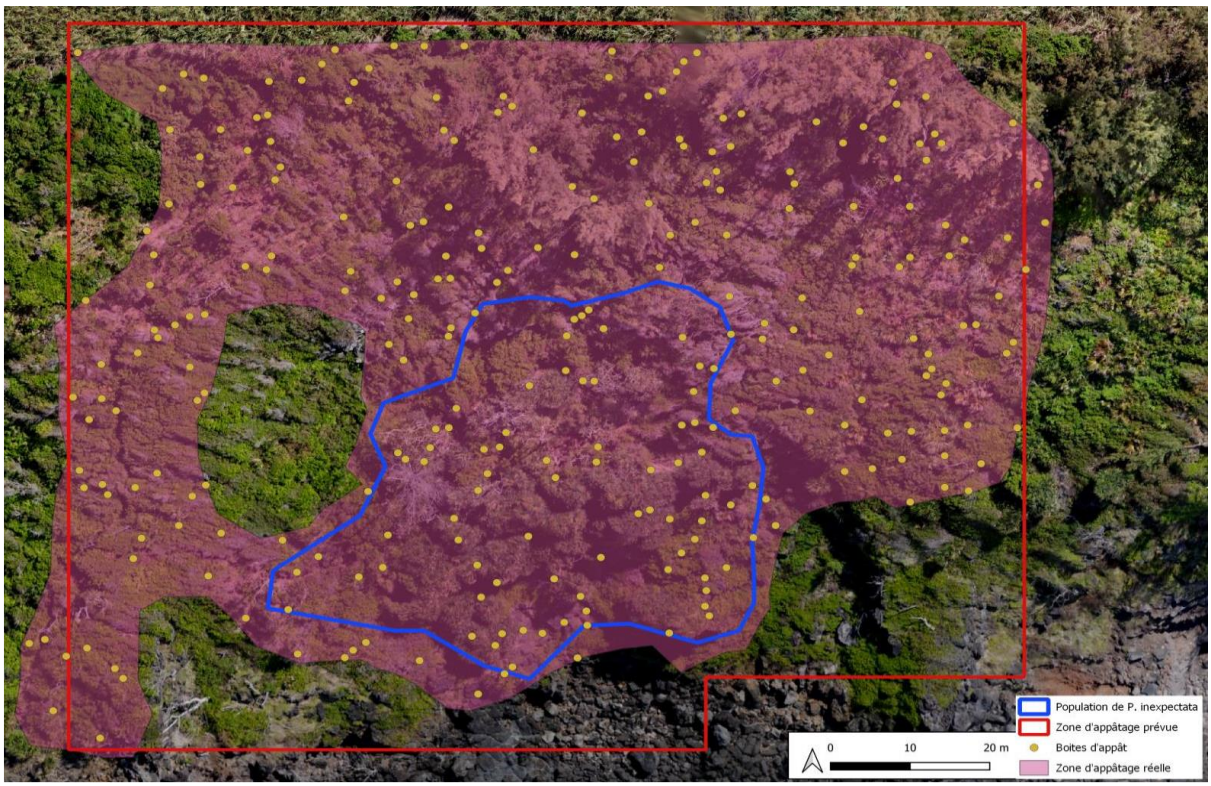


Figure 2. Zone traitée avec du ©ANTOFF Fipronil Ant Bait et positionnement des boites d'appât sur la zone de Cap Sel. Auteur : Jérémie Souchet ; fond de carte : BDortho2022 (NOI).

La première session de déploiement de formicide a eu lieu en septembre 2023 avec environ 22 g de ©ANTOFF Fipronil Ant Bait par boîte d'appâtage. Compte tenu de l'accès difficile sur certaines parties du site (fortes pentes, végétation impénétrable), seulement 0,91 ha dès 1,2 ha prévus, soit 76%, n'a pu être traité (*Figure 2* ; zone violette). Afin de maximiser l'impact sur *A. gracilipes*, deux autres événements d'empoisonnement ont été réalisés en décembre 2023 et janvier 2024. Ils ont permis de retirer et remplacer le formicide souillé sur respectivement 86% et 87% des stations d'appâtage. Les stations ont été retirées définitivement du site fin janvier 2024. La quantité de formicide utilisée a été enregistrée et la densité de poison sur la zone traitée était finalement de 6,8 kg/ha.

2.4) Suivis de l'activité des fourmis par attractivité

Les suivis des populations de fourmis cibles et non cibles, permettant d'obtenir des indications sur leur distribution et leur abondance, ont été réalisés, comme le préconisent Banane et coll. en 2020, par la méthode du suivi par attractivité. Avec cette méthode, le nombre de fourmis attirées sur des postes d'appâtage non létaux placés le long d'un transect indique leur niveau d'activité dans la zone, utilisé comme indicateur de l'abondance relative (Banane et al., 2020; Boland et al., 2011; Lach and Barker, 2013). Le protocole de suivi est inspiré de celui mis en place dans la Vallée de Mai aux Seychelles par SIF (Banane et al., 2020).

Six transects ont été définis : trois sur le site de Cap Devot, site témoin, et trois sur le site de Cap Sel où l'action de lutte a été menée. L'objectif final étant d'évaluer les effets du programme sur la population de *P. inexpectata*, un site témoin abritant une autre population naturelle de cette espèce et présentant une homogénéité écologique devait être choisi. Le choix des transects a été fait pour couvrir au mieux les deux zones tout en tenant compte de l'accessibilité du terrain. Chaque transect comporte 9 ou 10 stations d'appâtage espacées d'environs 10 m les unes des autres. Une trace GPS de chaque transect et les coordonnées de chaque station ont été relevées (GPS Garmin GPSMAP 64sx (*Figure 3*). Lors du premier passage, en mai 2023, le type de végétation, le sol et l'ouverture du milieu ont été relevé pour chaque station sur un périmètre de 2 m autour de celle-ci. Ces caractéristiques ont à nouveau été relevées après la phase de lutte afin de prendre en compte une possible variation du milieu.

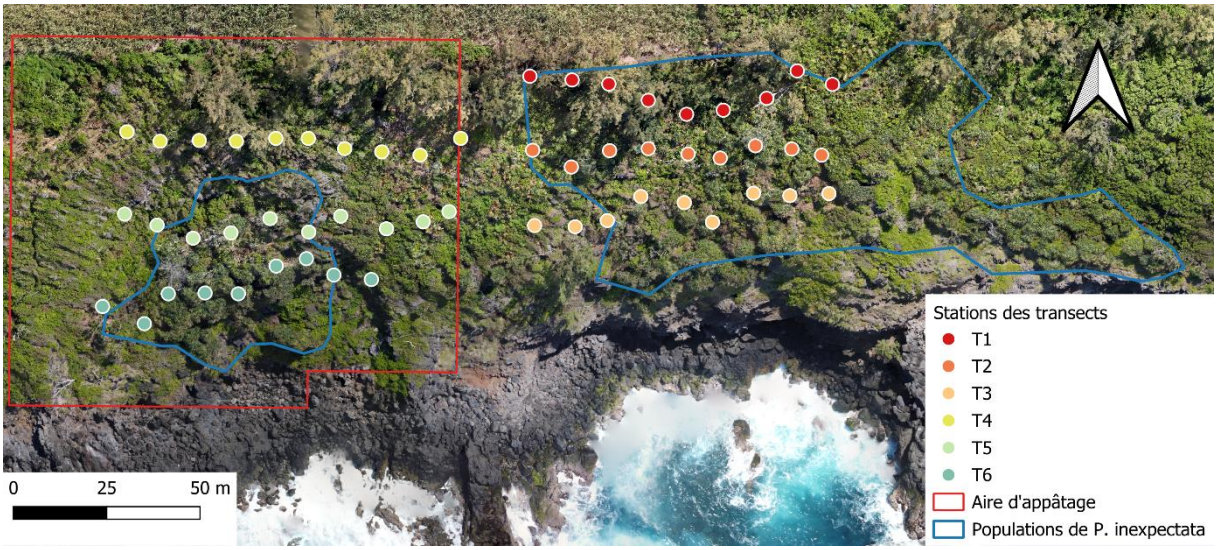


Figure 3. Représentation des transects sur le site de Cap Devot (T1, T2 et T3) et sur le site de Cap Sel (T4, T5, T6). Auteur : Julien Ducros ; fond de carte : BDortho2022 (NOI).

Les suivis d'activités des fourmis le long de ces transects ont d'abord été réalisés à quatre reprises, en mai 2023, lors d'une étude préliminaire avec un appât glucidique (Pasco and Neyhouser, 2023). Ensuite, dans le cadre de ce programme de lutte, les suivis ont été réalisés à douze reprises entre juin 2023 et mai 2024 au niveau de Cap Sel, correspondant à une session par mois répartie en trois phases de quatre mois chacune, avant, pendant et après le traitement par formicide (respectivement PreT, T et PostT). Pour cap Devot, les suivis n'ont repris qu'en février 2024 jusqu'en mai 2024, correspondant à la phase post-traitement au formicide. Afin d'utiliser un appât correspondant mieux au produit ©ANTOFF Fipronil Ant Bait, l'appât glucidique a été remplacé par un appât protéique à base de thon.

Pour chaque transect des cartes blanches plastifiées de 10 x 10 cm, correspondant aux stations d'appâtage, sont placées pendant 1 heure avec l'appât au centre (*Figure 4*). Après une heure, chaque station est photographiée permettant le comptage ultérieur des individus présents sur la station à l'aide du logiciel Mesurim 2 version 2.0 (Cosentino, 2020). Les fourmis présentes sont directement identifiées quand cela est possible. Si ce n'est pas le cas, un prélèvement des individus est effectué pour une identification sous loupe trinoculaire Euromex StereoBlue Trino Zoom 7 (*Annexe 5*). Les heures de début et de fin de transect sont relevées. De même pour la puissance du vent (absence, faible, médium ou fort). Pour terminer, à la fin de chaque session, les données météorologiques sont collectées à partir des deux stations HOBO situées à Cap Sel et Cap Devot. Les mesures de température (°C) et d'humidité relative (% de saturation de l'air en vapeur d'eau), enregistrées toutes les 30 minutes, 24 heures sur 24, sont ainsi obtenues. Ces données sont utilisées pour calculer les valeurs moyennes des variables météorologiques sur la durée de chaque transect. Des moyennes sont également calculées pour

les quinze jours précédant chaque session, afin de fournir une dimension de saisonnalité. Enfin, *A. gracilipes* cessant de se nourrir pendant les fortes pluies (Haines and Haines, 1978a), les sessions se sont déroulées sur des journées sans pluie.

Figure 4. Station d'appâtage de 10 cm x 10 cm avec l'appât protéique au centre. L'appât non létal est consommé par des individus d'Anoplolepis gracilipes.

2.5) Bancarisation et traitement des données

Après chaque session, les données récoltées sur le terrain sont bancarisées dans la base de données du projet. Chaque ligne de la base est unique et correspond à l'observation d'une espèce sur une station lors d'une session. Une observation correspond à la présence d'une espèce sur une plaque et le nombre d'individus de l'espèce, nommé nombre d'individus par station, est attribué à chaque observation. A partir de ces données, le nombre de stations occupées par espèce et les nombres totaux d'individus tous taxon confondu et par espèce sont calculés pour chaque session. Cela permet d'obtenir les valeurs d'abondance relative de chaque espèce à l'échelle du site. Elle est calculée comme étant le nombre total d'individus de l'espèce vus pendant une session sur le nombre total d'individus tous taxons confondus vus sur le site lors de cette session. De même, l'abondance relative stationnelle est calculée pour chaque observation comme étant le nombre d'individus de l'espèce vus sur une station pendant une session (une observation) sur le nombre total d'individus tous taxons confondus vus sur le site lors de cette session. Des cartes de chaleur représentant l'abondance relative d'*A. gracilipes*, de

S. geminata et de *S. mameti*, lors des différentes phases sur le site de Cap sel sont réalisées avec la version 3.32.2 du logiciel QGIS (QGIS Development Team, 2023).

Le traitement des données est réalisé sous le logiciel R version 4.3.3 (R Core Team, 2023). Dans un premier temps, des graphiques et des figures de visualisation ont été réalisés pour guider les choix d'analyses. Ensuite les effets du traitement ont été étudiés en réalisant des tests de comparaisons entre les phases (PreT, T, PostT) et les trois espèces d'intérêts (*A. gracilipes*, *S. geminata*, *S. mameti*) pour les variables suivantes : nombre d'individus par station, l'abondance relative stationnelle et le nombre de station occupée par session et par espèce. Ces variables ne suivant une distribution normale, des tests non-paramétriques de Kruskal-Wallis, pour comparer plus de deux groupes, et des tests post-hoc de Dunn, pour identifier les paires de groupes spécifiques qui diffèrent, ont été appliqués. De plus, des tests de comparaison non paramétriques de Wilcoxon-Mann-Whitney ont été appliqués pour comparer l'abondance relative à l'échelle du site et le nombre total d'individus par espèces obtenus sur le site témoin (Cap Devot) et le site traité (Cap Sel) entre la phase d'étude préliminaire et la phase post-traitement.

L'abondance relative stationnelle et le nombre d'individus par station suivant une distribution Gamma fortement asymétrique et avec certaines valeurs extrêmes (testées avec le package « fitdistrplus »), une transformation logarithmique a été appliquée sur les deux variables, maintenant notées Log-A-R*anogra* et Log-N-I*anogra*. Des modèles linéaires généralisés (GLM) ont été élaborés pour modéliser ces deux variables. L'objectif étant de déterminer l'existence de variables explicatives influençant les variations de ces deux variables qui caractérisent la présence de l'espèce cible sur le site. Les GLM étant sensibles aux relations de colinéarité, qui peuvent avoir des effets néfastes sur l'estimation des coefficients et sur l'interprétation des résultats, une analyse de la multicolinéarité a été effectuée (analyse des facteurs d'inflation de la variance, tests du χ^2 et tests de Kruskal-Wallis). Dix variables ont été sélectionnées pour la construction des modèles complets (*Annexe 6*). Un GLM avec une distribution Gamma et un lien log a été ajusté pour chacune des deux variables réponses : Log-A-R*anogra* et Log-N-I*anogra* (fonction glm, package stats). Pour les deux variables, l'utilisation des fonctions anova et drop1 (package stats) ont permis d'obtenir un GLM minimal comprenant un nombre minimal de variables explicatives et ayant le même pouvoir explicatif que le modèle complet. Après avoir été réajustés (calcul des distances de Cook) et testés avec des résidus simulés, la qualité d'ajustement de chaque GLM est estimée par le calcul du pseudo

R^2 de,McFadden grâce à la fonction r.squaredGLMM (packages MuMin). Enfin, une représentation du pouvoir prédictif des deux modèles a été faite pour chaque variable explicative déterminée avec un intervalle de confiance à 95 % (package ggeffects).

3) Résultats

3.1) Etude préliminaire

Les résultats de l'étude préliminaire réalisée en mai 2023 (Pasco and Neyhouser, 2023) ont permis de définir la répartition des deux espèces envahissantes, *S. geminata* et *A. gracilipes* sur les falaises de Petite-Île. Contrairement à *S. geminata* largement présente sur le site de Cap Devot, *A. gracilipes* n'y était pas présente. Par ailleurs, cette étude a révélé que la compétition interspécifique entre *A. gracilipes* et *S. geminata* constituerait le principal frein à leur propagation respective, chaque espèce étant dominante sur les zones qu'elles ne partagent pas.

3.2) Suivis de l'activité des fourmis par attractivité sur le site de Cap Sel

3.2.1) Résultats à l'échelle du site

Au total, sept espèces de fourmis ont été observées sur le site de Cap Sel dont six espèces observées pendant les trois phases et une septième espèce, *M. floricola*, observée qu'à partir de la phase T (*Tableau 1*). La richesse spécifique de la myrmécofaune, mesurable par cette méthode de suivi, a donc augmenté entre PreT et PostT avec une espèce supplémentaire observée. Par ailleurs, les quatre espèces à risque envahissant (*Tableau 1*), ne représentant que 9,75% des individus observés lors des suivis, n'ont pas été prises en compte dans les analyses.

Tableau 1. Espèces de fourmis observées lors des suivis de l'activité des fourmis par attractivité sur le site de Cap Sel en fonction des phases (+ : présence de l'espèce ; - : absence de l'espèce)

Espèce	**Statut**	**Caractère envahissant (La Réunion)**	**Phases**		
			Pré-traitement	Traitement	Post-traitement
Solenopsis mameti	Indigène		+	+	+
Anoplolepis gracilipes	Introduite	Envahissant	+	+	+
Solenopsis geminata	Introduite	Envahissant	+	+	+
Monomorium floricola	Introduite	À risque envahissant	-	+	+
Nylanderia bourbonica	Introduite	À risque envahissant	+	+	+
Tapinoma melanocephalum	Introduite	À risque envahissant	+	+	+
Technomyrmex albipes	Introduite	À risque envahissant	+	+	+
Nombre total d'espèces			6	7	7

A l'échelle du site, les nombres d'observations et d'individus, tous taxons confondus, ont augmenté lors de la succession des trois phases (respectivement PreT = 109, T = 117, PostT = 148 et PreT = 784, T = 1826 et PostT = 3317) pour un nombre de stations suivies constant (PreT = 114, T = 115, PostT = 114).

Le nombre de données (abondance relative et nombre d'individu à l'échelle du site) pour les trois espèces d'intérêt en fonction des phases ne permet pas l'utilisation de test de comparaison, même non-paramétrique, à l'échelle du site car chaque variable n'est seulement représentée que par quatre valeurs par phase (correspondant aux quatre sessions). Au niveau de l'espèce cible, *A. gracilipes*, une explosion des effectifs, restés stables pendant les deux premières phases, est observée en PostT (*N* = 2596) avec une abondance relative au niveau du site supérieure à celles enregistrées en PreT et T (*Tableau 2*). *A. gracilipes* a également doublé son occupation des stations entre PreT et PostT (*Tableau 2*). Concernant *S. mameti*, fourmi indigène, des effectifs similaires sur le site ont été mesurés entre PreT (*N* = 223) et PostT (*N* = 284) avec un pic démographique observé en phase T (*N* = 883) (*Tableau 2*). Cependant, ce pic démographique, qui semble avoir permis une augmentation de son abondance relative (+ 20%), et son occupation stable des stations pendant les trois phases, n'ont pas permis d'empêcher la diminution de l'abondance relative de cette espèce au niveau du site entre PreT et PostT (*Tableau 2*). Du côté de *S. geminata*, la légère augmentation des effectifs entre PreT (*N* = 170) et PostT (*N* =229), ne va pas dans le sens de la diminution de son abondance relative et de son occupation des stations sur le site entre ces deux phases (*Tableau 2*).

Tableau 2. Résultats des suivis de l'activité des fourmis par attractivité sur le site de Cap Sel pour les différentes espèces (ANOGRA : Anoplolepis gracilipes ; SOLGEM : Solenopsis geminata ; SOLMAM : Solenopsis mameti) en fonction des phases (PreT : Pré-traitement ; T : Traitement ; PostT : Post-traitement). L'abondance relative à l'échelle du site est exprimée en pourcentage du nombre total d'individus de l'espèce observés pendant une phase donnée, par rapport au nombre total d'individus tous taxons confondus observés durant cette même phase. La proportion de stations occupées a été calculée comme le pourcentage de stations occupées par l'espèce pendant une phase, par rapport au nombre total de stations suivies au cours de cette même phase.

Code Espèce	**ANOGRA**			**SOLGEM**			**SOLMAM**		
Phases	**PreT**	**T**	**PostT**	**PreT**	**T**	**PostT**	**PreT**	**T**	**PostT**
Nombre total d'individus	365	357	2596	170	242	229	223	883	284
Abondance relative site (%)	47	20	78	22	13	7	28	48	9
Nombre total de stations occupées	32	40	66	37	28	29	30	31	32
Proportion de stations occupée (%)	28	35	58	32	24	25	26	27	28

3.2.2) Résultats à l'échelle des stations

L'abondance relative stationnelle d'*A. gracilipes* a diminué significativement entre les phases PreT et T puis augmenté significativement entre les phases T et PostT (*Tableau 3*). Cependant cette abondance relative stationnelle n'a pas varié entre les phases PreT et PostT (*Tableau 3*). Par ailleurs, le nombre d'individus par station est très significativement supérieur en PostT par rapport aux deux autres phases (*Tableau 3*), ce qui concorde avec l'explosion du nombre d'individus observée à l'échelle du site (*Tableau 2*). Pour *S. geminata* et *S. mameti*, les abondances relatives stationnelles sont significativement plus faibles en PostT par rapport aux phases PreT et T (*Tableau 3*). Un dernier résultat intéressant est que le nombre d'individus par station de *S. mameti* n'a pas varié de façon significative entre les phases (*Tableau 3*), ce qui concorde avec le maintien d'un effectif similaire à l'échelle du site entre PreT et PostT (*Tableau 2*).

*Tableau 3. Résultats des tests de Dunn, avec correction de Bonferroni, effectués après des tests de comparaisons multiples (Kruskal-Wallis). Détermination des paires de groupes différant significativement les unes des autres. La correction de Bonferroni ajuste les niveaux de significativité pour contrôler le taux d'erreur de type I. Des comparaisons des abondances relatives stationnelles et des nombres d'individus par station entre les différentes phases (PreT : Pré-traitement ; T : Traitement ; PostT : Post-traitement) sont réalisées par chaque espèce (ANOGRA : Anoplolepis gracilipes ; SOLGEM : Solenopsis geminata ; SOLMAM : Solenopsis mameti). La significativité des résultats pour chaque comparaison est indiquée par la P-Value-ajustée associée au test : P < 0,05 : * ; P < 0,01 : ** ; P < 0,001 : ***.*

Code espèce	Phases comparées	Abondance relative stationnelle		Nombre d'individus	
		Z	*P-Value-adj*	*Z*	*P-Value-adj*
ANOGRA	**PreT - T**	3,275	**P = 0,003 ****	-0,716	P = 1,000
	T - PostT	-3,869	**P < 0,001 *****	-4,982	**P < 0,001 *****
	PreT - PostT	0,007	P = 1,000	-5,698	**P < 0,001 *****
SOLGEM	**PreT - T**	-0,191	P = 1,000	0,711	P = 1,000
	T - PostT	2,749	**P = 0,018 ***	0,02	P = 1,000
	PreT - PostT	2,744	**P = 0,018 ***	0,731	P = 1,000
SOLMAM	**PreT - T**	-0,371	P = 1,000	-0,63	P = 1,000
	T - PostT	3,493	**P = 0,001 ****	0,314	P = 1,000
	PreT - PostT	3,09	**P = 0,006 ****	-0,316	P = 1,000

3.3) Relations entre les trois espèces d'intérêt

Les abondances relatives stationnelles ne diffèrent pas significativement entre les trois espèces d'intérêt, *A. gracilipes*, *S. geminata* et *S. mameti*, lors des phases PreT et T (*Tableau 4*). Cependant, en PostT, l'abondance relative stationnelle d'*A. gracilipes* est très significativement supérieure à celles de *S. geminata* et *S. mameti*. Pour cette même phase, le constat est identique pour le nombre d'individus par station (*Tableau 4*). Enfin, il est intéressant de noter que pendant le traitement, le nombre d'individus par station de *S. mameti* est significativement plus élevé que celui d'*A. gracilipes* (*Tableau 4*).

*Tableau 4. Résultats des tests de Dunn, avec correction de Bonferroni, effectués après des tests de comparaisons multiples (Kruskal-Wallis). Détermination des paires de groupes différant significativement les unes des autres. La correction de Bonferroni ajuste les niveaux de significativité pour contrôler le taux d'erreur de type I. Des comparaisons des abondances relatives stationnelles et du nombre d'individus par station des trois espèces d'intérêt (ANOGRA : Anoplolepis gracilipes ; SOLGEM : Solenopsis geminata ; SOLMAM : Solenopsis mameti) sont réalisées pour chaque phase (PreT : Pré-traitement ; T : Traitement ; PostT : Post-traitement). La significativité des résultats pour chaque comparaison est indiquée par la P-Value-ajustée associée au test : P < 0,05 : * ; P < 0,01 : ** ; P < 0,001 : ***.*

Phase	Espèces comparées	Abondance relative stationnelle		Nombre d'individus	
		Z	*P-Value_adj*	*Z*	*P-Value-adj*
PreT	**ANOGRA - SOLGEM**	2,316	P = 0,062	1,867	P = 0,186
	ANOGRA - SOLMAM	1,426	P = 0,462	1,609	P = 0,323
	SOLGEM - SOLMAM	-0,801	P = 1,000	-1,17	P = 1,000
T	**ANOGRA - SOLGEM**	-1,52	P = 0,385	-1,562	P = 0,355
	ANOGRA - SOLMAM	-2,265	P = 0,07	-2,707	**P = 0,02 ***
	SOLGEM - SOLMAM	-0,642	P = 1,000	-1,008	P = 0,938
PostT	**ANOGRA - SOLGEM**	4,461	**P < 0,001 *****	4,119	**P < 0,001 *****
	ANOGRA - SOLMAM	5,541	**P < 0,001 *****	5,343	**P < 0,001 *****
	SOLGEM - SOLMAM	0,779	P = 1,000	0,91	P = 1,000

Par ailleurs, à l'échelle du site, lorsque *S. geminata* et *S. mameti* utilisent une proportion de station sans variation significative au cours des différentes phases (Tests de Dunn, all P > 0,1), *A. gracilipes* a significativement augmenté son occupation des stations entre PreT et PostT (Test de Dunn, P = 0,036 *).

Du point de vue répartition spatiale, il est très clair qu'*A. gracilipes* occupe plus de territoire en PostT, ayant colonisé presque l'entièreté des transects T5 et T6, où *S. geminata* était également présente en PreT (*Figure 5*). Concernant cette espèce, sa répartition sur Cap Sel

a largement diminué entre PreT et PostT, n'étant présente plus que sur le transect T4 et une station du transect T5 (*Figure 5*). Il en va de même pour *S. mameti* absente du transect T6 en PostT (*Figure 5*). Cependant, ces deux espèces du genre *Solenopsis* occupent un nombre de stations relativement stable au cours des phases (*Tableau* 2) malgré une répartition moindre sur le site. Cela peut traduire une meilleure fidélisation des stations en PostT. Pour finir, *A. gracilipes*, en plus d'occuper plus de stations, occupent les stations de façon plus exclusive avec 21 stations, sur 114, occupées sans présence d'autres espèces en PreT contre 47 sur 114 en PostT. Le constat est contraire pour *S. geminata* et *S. mameti* qui occupent exclusivement un nombre de stations décroissant au cours des phases (PreT : 23 ; T : 18 ; PostT : 12 pour *S. geminata* et PreT : 14 ; T : 10 ; PostT : 6 pour *S. mameti*).

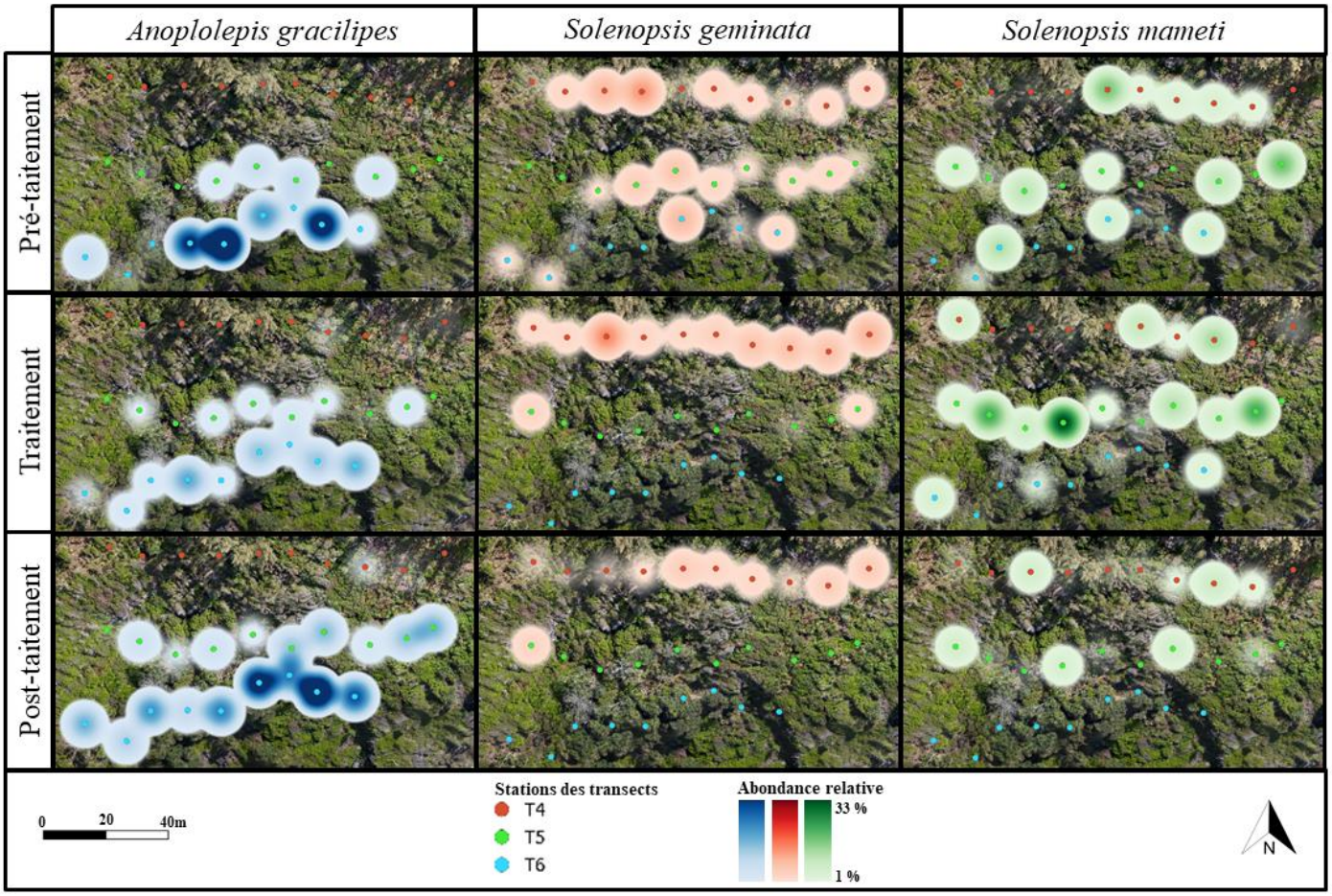


Figure 5. Cartes de chaleur représentant la répartition des trois espèces d'intérêt (Anoplolepis gracilipes, Solenopsis geminata et Solenopsis mameti) sur le site de Cap Sel pendant les trois phases du programme de lutte (Pré-traitement, Traitement et Post-traitement). Cartes réalisées à partir des données d'abondances relatives stationnelles des trois transects suivis. Auteur : Julien Ducros ; fond de carte : BDortho2022 (NOI).

3.4) Variations démographiques d'*A. gracilipes* : de multiples effets

Les GLM finaux ajustés pour les variables Log-A-R*anogra* et Log-N-I*anogra* montrent un pouvoir explicatif équivalent à celui de leur modèle complet initial correspondant. Cela est confirmé par les tests du Chi² comparant les modèles. Les valeurs p obtenues supérieures à 0,05, respectivement p = 0,38 et p = 0,24, indiquent que la réduction des modèles n'est pas statistiquement significative. De plus, la valeur d'AIC (Akaike Information Criterion) plus basse par rapport à celle leur modèle complet initial correspondant, indique un meilleur ajustement des GLM finaux. Les diminutions de l'AIC sont respectivement de -9,82 et -3,35. Les GLM pour Log-A-R*anogra* et Log-N-I*anogra* ont respectivement obtenu une valeur de pseudo R^2 de McFadden de 0,332 et 0,271, ce qui indique un bon ajustement, des valeurs comprises entre 0,2 et 0,4 étant considérées comme satisfaisantes.

Les coefficients estimés des GLM (*Tableau 5*) révèlent des facteurs significatifs influençant les variables Log-A-R*anogra* et Log-N-I*anogra*. Les transects T5 et T6 ont des effets positifs très significatifs, indiquant une augmentation des logarithmes de l'abondance relative et du nombre d'individus d'*Anoplolepis gracilipes* sur les stations de ces transects (*Tableau 5*). De même, l'humidité relative moyenne (sur les 15 jours précédant les sessions) a un effet positif très significatif sur Log-A-R*anogra* et significatif sur Log-N-I*anogra* (*Tableau 5*). A l'inverse, Log-A-R*anogra* et Log-N-I*anogra* sont significativement réduits lors de la phase T (*Tableau 5*). Le constat est le même avec l'abondance relative de *S. geminata* qui a un effet négatif légèrement significatif sur Log-A-R*anogra* et très significatif sur Log-N-I*anogra* (*Tableau 5*). Par ailleurs, Log-N-I*anogra* augmente significativement lors de phase PostT et diminue très significativement avec l'augmentation de l'indice du vent, c'est-à-dire la puissance du vent. Ces effets significatifs sont visualisables en *Annexe 7* avec les représentations du pouvoir prédictif des deux modèles faites pour chaque variable explicative déterminée.

Par ailleurs, le type de végétation et l'ouverture du milieu à l'échelle des stations ainsi que la température et l'humidité relative pendant le transect n'ont montré aucun effet significatif sur les variations de Log-A-R*anogra* et Log-N-I*anogra*. Ces variables ont donc été retirées pour l'ajustement des deux modèles finaux.

*Tableau 5. Coefficients estimés des modèles linéaires généralisés (distribution Gamma et lien logarithmique) pour le logarithme de l'abondance relative d'Anoplolepis gracilipes par station (Log-A-Ranogra) (A) et le logarithme du nombre d'individus d'Anoplolepis gracilipes par station (Log-N-Ianogra) (B). Les coefficients estimés (Estimate), les erreurs standard des coefficients (Std. Error), les valeurs t des tests de significativité des coefficients (t value) et les valeurs P indiquant leur significativité statistique sont présentés. Les significations statistiques sont indiquées par les étoiles : * pour P < 0.05, ** pour P < 0.01, et *** pour P < 0.001. Les coefficients estimés montrent l'effet des variables explicatives sur la variable réponse.*

A) Log-A-R*anogra*

Variable	**Estimate**	**Std. Error**	**t value**	**Pr(>|t|)**	**Sign**
(Intercept)	-7,628	1,234	-6,184	P < 0,001	***
Transect T5	1,149	0,242	4,743	P < 0,001	***
Transect T6	1,665	0,237	7,026	P < 0,001	***
Phase Traitement	-0,847	0,131	-6,478	P < 0,001	***
Abondance relative SOLGEM	-0,016	0,007	-2,318	P = 0,022	*
Humidité relative (- 15 jours)	0,085	0,014	6,03	P < 0,001	***

B) Log-N-I*anogra*

Variable	**Estimate**	**Std. Error**	**t value**	**Pr(>|t|)**	**Sign**
(Intercept)	-1,9	0,94	-2,021	0,05	ns
Transect T5	0,802	0,179	4,488	P < 0,001	***
Transect T6	1,159	0,175	6,608	P < 0,001	***
Phase Traitement	-0,346	0,103	-3,349	P = 0,001	**
Phase Post-traitement	0,327	0,115	2,853	P = 0,005	**
Abondance relative SOLGEM	-0,022	0,005	-4,11	P < 0,001	***
Indice de vent	-0,441	0,117	-3,75	P < 0,001	***
Humidité relative (- 15 jours)	0,027	0,011	2,555	P = 0.012	*

L'analyse de la déviance pour les modèles GLM de Log-A-R*anogra* et Log-N-I*anogra* révèle une réduction de la deviance, passant respectivement de 78,704 à 38,553 et de 41,851 à 17,788 (*Tableau 6*). Ces résultats indiquent que chaque modèle ajusté explique une part importante de la variabilité des données par rapport au modèle nul. L'ajout de chaque variable explicative réduit la déviance résiduelle des modèles, soulignant leur importance pour expliquer les variations de Log-A-R*anogra* et de Log-N-I*anogra* (*Tableau 6*). Les transects, les phases, et l'abondance relative de *S. geminata* exercent une influence particulièrement marquée sur les deux modèles (*Tableau 6*). Enfin, l'humidité relative (-15 jours) affecte largement les variations de Log-A-R*anogra*, mais montre un effet moindre sur Log-N-I*anogra* et l'indice du vent présente une influence légère uniquement dans le modèle pour Log-N-I*anogra* (*Tableau 6*).

Tableau 6. Analyse de la deviance pour les modèles linéaires généralisés (distribution Gamma et lien logarithmique) pour le logarithme de l'abondance relative d'Anoplolepis gracilipes par station (Log-A-Ranogra) (A) et le logarithme du nombre d'individus d'Anoplolepis gracilipes par station (Log-N-Ianogra) (B). Les degrés de liberté pour chaque variable ajoutée (Df), la deviance expliquée par chaque variable (Deviance), les degrés de liberté résiduels après l'ajout de chaque variable (Residual Df) et la deviance résiduelle après l'ajout de chaque variable (Residual Deviance) sont présentés. Le tableau montre l'effet de chaque variable explicative ajoutée séquentiellement sur la deviance résiduelle des modèles.

A) Log-A-R*anogra*

Predictor	**Df**	**Deviance**	**Residual Df**	**Residual Deviance**
NULL			131	78,704
Transect	2	16,267	129	62,457
Phase	2	6,636	127	55,822
Abondance relative SOLGEM	1	8,241	126	47,58
Humidité relative (- 15 jours)	1	9,027	125	38,553

B) Log-N-I*anogra*

Predictor	**Df**	**Deviance**	**Residual Df**	**Residual Deviance**
NULL			126	41,851
Transect	2	5,494	124	36,358
Phase	2	10,81	122	25,548
Abondance relative SOLGEM	1	5,026	121	20,522
Indice du vent	1	1,838	120	18,683
Humidité relative (- 15 jours)	1	0,895	119	17,788

3.5) Comparaison entre le site Cap Sel et le site Cap Devot

Alors qu'aucun individu d'*A. gracilipes* n'avait été observé sur le site de Cap Devot lors l'étude préliminaire effectuée en mai 2023, quelques individus (N = 79) ont été observés en PostT sur les deux stations de gauche du transect T3, proche de la zone de présence de l'espèce sur Cap sel. Néanmoins, cela ne constitue pas un nombre suffisant d'observations en zone non-traitée pour réaliser une comparaison avec le site traité de Cap Sel. Néanmoins, cela apporte une nouvelle information validant l'expansion de l'espèce décrite dans les résultats précédents. Également, *S. mameti* n'ayant été observée qu'à une reprise pendant l'étude préliminaire (N = 44 individus) et à trois reprises en PostT (N = 4 individus) au niveau de Cap Devot, aucune comparaison entre les deux sites ne peut être faite.

Cependant, un grand nombre d'observations de *S. geminata* a été fait sur le site de Cap Devot (N = 2052 individus en étude préliminaire et N = 3246 individus en PostT). Cela permet de faire des comparaisons entre les sites pour l'étude préliminaire (avant le traitement) et la phase PostT pour cette espèce. Cependant l'utilisation d'appâts différents entre ces deux phases crée un biais protocolaire trop important (Test de Wilcoxon-Mann-Whitney : W = 7756.5, P-

value < 0,001 ***), pour réaliser une analyse comparative au niveau d'un même site entre l'étude préliminaire et la phase PostT.

Il est néanmoins possible de voir qu'il n'y a pas de différence significative entre et les abondances relatives et les nombres d'individus de *S. geminata* entre les deux sites pendant l'étude préliminaire (*Figures 6A, 6B*). Cependant, en PostT, des différences significatives entre ces variables sont observés entre les deux sites (*Figures 6C, 6D*). L'abondance relative à l'échelle du site par session est significativement plus grande sur Cap Devot (μ = 84,76%) que sur Cap Sel (μ = 7,17%). Idem pour le nombre d'individus par session qui est plus élevé sur Cap Devot (μ = 812 individus) que sur Cap Sel (μ = 57 individus) en PostT.

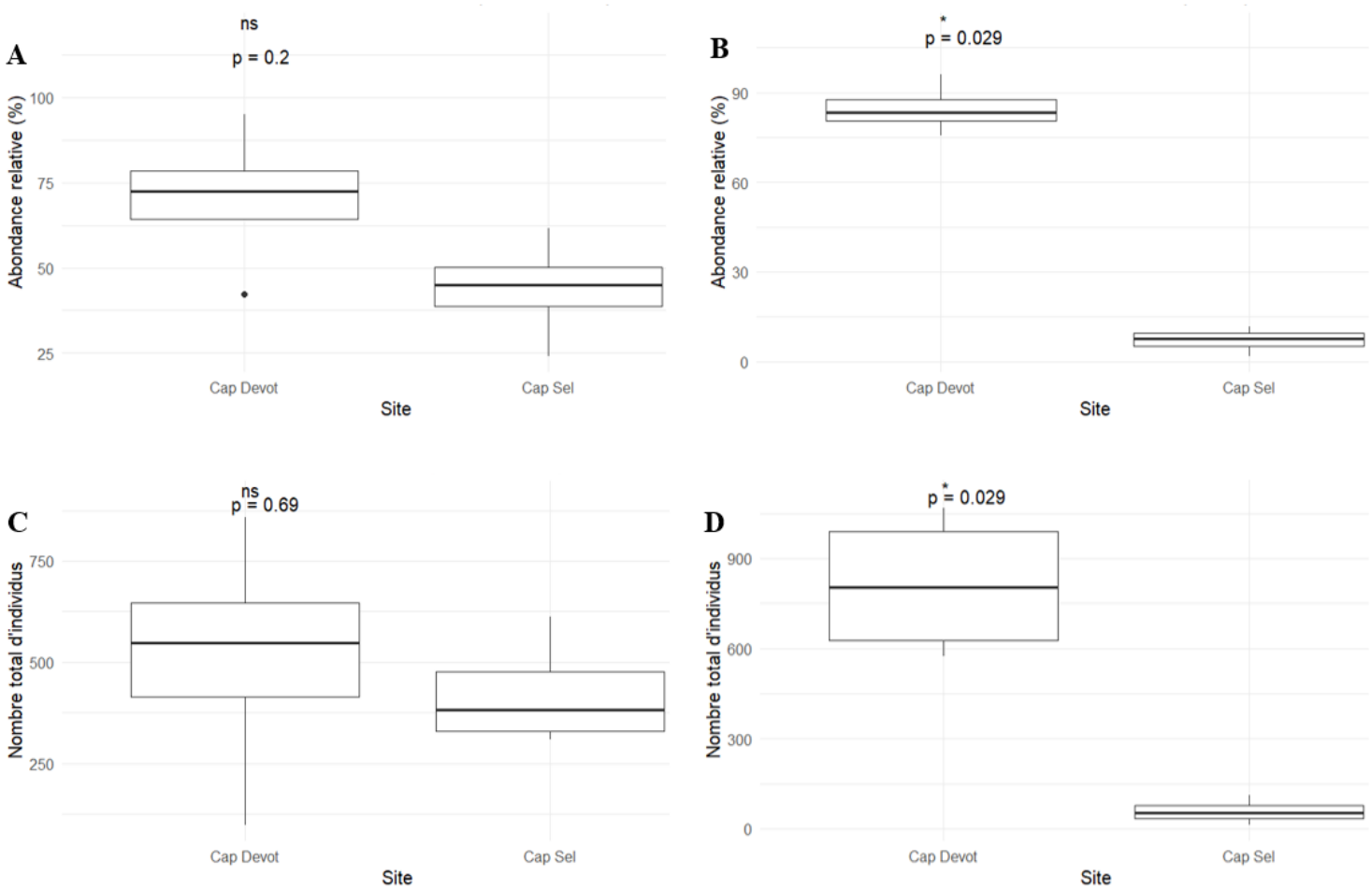


*Figure 6. Boxplots de l'abondance relative de Solenopsis geminata à l'échelle du site en fonction du site (Cap Sel et Cap Devot) lors des sessions de l'étude préliminaire (A) et de la phase de post-traitement (B), et du nombre total d'individus de S. geminata en fonction du site lors des sessions de l'étude préliminaire (C) et de la phase de post-traitement (D). Des tests de Wilcoxon-Mann-Whitney (tests de comparaison non-paramétriques) ont été appliqués pour comparer les distributions trouvées aux différentes sessions sur les deux sites (p < 0,05 : * ; p < 0,01 : ** ; p < 0,001 : ***).*

4) Discussion

4.1) Effets du programme de lutte sur *A. gracilipes*

Le premier objectif de cette étude était de déterminer les effets de la lutte sur l'espèce cible, *A. gracilipes*. Les suivis de l'activité des fourmis par attractivité ont permis d'obtenir des indications sur la distribution et l'abondance de cette espèce sur le site de Cap Sel pour les trois phases du programme. Il a été mis en évidence une explosion des effectifs (≈ + 620%) et une abondance relative plus élevée au niveau du site de Cap Sel en phase de post-traitement par rapport aux autres phases du programme (*Tableau 2*). L'explosion des effectifs sur le site a été corroborée à l'échelle des stations mais l'abondance relative stationnelle n'a pas varié entre l'avant et l'après traitement (*Tableau 3*). Bien que ce résultat puisse sembler contre-intuitif compte tenu des effectifs plus élevés au niveau des stations, il s'explique aisément. En effet, le nombre d'individus d'*A. gracilipes* par station et les effectifs totaux de fourmis sur l'ensemble du site ont augmenté entre le pré-traitement et le post-traitement. Ces valeurs étant utilisées dans le rapport donnant l'abondance relative stationnelle (*cf.* 2.5) une augmentation proportionnelle de ces deux valeurs maintient cette abondance relative constante. Par ailleurs, l'abondance relative stationnelle d'*A. gracilipes* a diminué significativement entre le pré-traitement et le traitement, un phénomène également observé à l'échelle du site (*Tableaux 2 et 3*). Cette diminution est principalement due à la stabilisation de effectifs d'*A. gracilipes* et à l'augmentation des effectifs totaux de *S. mameti*, discutée plus loin. De plus, la stabilisation des effectifs *d'A. gracilipes* et l'augmentation de son nombre de stations occupées (+8) entre le pré-traitement et le traitement contribueraient également à expliquer la diminution de son abondance relative. Cela pourrait suggérer un effet du traitement quant à la stabilisation des effectifs des d'*A. gracilipes.* Cependant, le phénomène inverse s'est produit entre la phase de traitement et la phase post-traitement, avec une augmentation significative de l'abondance relative stationnelle d'*A. gracilipes* (*Tableau 3*). Cela pourrait s'expliquer par le fait que seuls les effectifs d'*A. gracilipes* ont considérablement augmenté, tandis que ceux de *S. mameti* ont diminué et que les effectifs de *S. geminata* sont restés relativement stables entre le traitement et le post-traitement (*Tableau 2*).

Par ailleurs, *A. gracilipes* a significativement augmenté son occupation des stations entre l'avant et l'après traitement (multipliée par 2), se traduisant par l'élargissement de son aire de répartition sur le site, notamment avec la colonisation quasi-totale des transects T5 et T6 (*Figure 5*). De plus, après le traitement, *A. gracilipes* occupait les stations de façon plus bien

plus exclusive, c'est-à-dire sans présence d'autres espèces (*cf.* 3.3*)*. Ce phénomène a notamment été observé au niveau du transect T5, où *A. gracilipes* et *S. geminata* coexistaient avant le traitement, malgré une forte compétition connue entre ces deux espèces (Blard, 2006 ; Pasco and Neyhouser, 2023). Après le traitement, ce transect, alors largement dominé par *A.* gracilipes, a été abandonné par *S. geminata*, se cantonnant alors au transect T4, situé dans la partie haute des falaises (*Figure 5*). Enfin, alors que l'abondance relative stationnelle et le nombre d'individus par station ne différaient pas significativement entre les trois espèces d'intérêt, *A. gracilipes*, *S. geminata* et *S. mameti*, lors des deux premières phases, leurs valeurs pour *A. gracilipes* étaient très significativement supérieure à celles de *S. geminata* et *S. mameti* en post-traitement (*Tableau 4*). Tous ces résultats traduisent très clairement le gain de l'avantage compétitif d'*A. gracilipes* sur les autres espèces au niveau du site de Cap Sel entre l'avant et l'après traitement.

Concernant l'espèce cible, *A. gracilipes*, les résultats obtenus vont à l'encontre des résultats espérés pour ce programme de lutte qui visait au moins à contrôler le développement de l'espèce sur le site de Cap Sel. En effet, l'espèce cible a montré une explosion démographique, un élargissement de son aire de répartition et le gain de l'avantage compétitif sur d'autres espèces. Compte tenu des réussites antérieures de programmes de lutte contre *A. gracilipes* avec du fipronil (Hoffmann et al., 2011) dont certains ont attesté l'efficacité du ©ANTOFF Fipronil Ant Bait (Hoffmann, 2011; Lach and Barker, 2013), il est important de discuter des points ayant pu nuire à la réussite de ce programme concernant l'espèce cible. Il faut déjà rappeler que l'éradication des espèces envahissantes est souvent considérée comme une tâche très coûteuse et difficile, voire impossible (Estoup, 2006). De plus, la nature extrêmement variable et imprévisible des limites de propagation d'*A. gracilipes* représente un défi majeur pour sa gestion (Abbott, 2006). D'ailleurs, sur 115 programmes contre *A. gracilipes* (avec ©ANTOFF Fipronil Ant Bait et autres) examinés par Hoffmann et coll. (2016), le taux de réussite n'était que de 24 %.

La méthode d'application du produit peut en partie expliquer la non réussite de ce programme de lutte contre *A. gracilipes*. En effet, pour des raisons environnementales et pour minimiser l'impact sur les espèces non cibles, des précautions quant à l'application du produit ont été prise (Journal Officiel de La République Française, 2023). La première était de placer le formicide dans des boites d'appât pour éviter la dispersion du produit sur le site. Cependant, la réussite des programmes antérieurs, utilisant des appâts similaires sous forme de granulés,

est passée par l'utilisation de la méthode d'épandage. Cela a été le cas sur Goodwood Island (Nouvelle-Galles du Sud) et sur Portsmith et Woore (Queensland) où des infestations d'*A. gracilipes*, ont été traitées avec succès par épandage d'appâts contenant du fipronil (Hoffmann et al., 2011). Il également faut rappeler le succès de l'opération d'appâtage aérien contre *A. gracilipes* sur l'île Christmas (Green and O'Dowd, 2009), qui a réduit l'activité des fourmis de 99,4 % après 20 semaines (Boland et al., 2011). Il est donc évident que l'application du produit au niveau de postes d'appâtage n'a pas permis d'atteindre le même niveau d'efficacité que celui constaté en utilisant la méthode d'épandage.

Comprendre les préférences et les habitudes alimentaires de l'espèce de fourmi cible, est crucial pour déterminer les résultats du contrôle (Abbott et al., 2014; Lach et al., 2020, 2019; Wittman et al., 2018). Ici, le comportement alimentaire d'*A. gracilipes* peut aider à comprendre pourquoi l'application du formicide dans des boitiers n'est pas une méthode adaptée. Les ouvrières se livrent à une recherche intensive de nourriture sur toutes les surfaces disponibles (Abbott, 2005; Haines and Haines, 1978a) et de manière aléatoire n'utilisant pas de chaîne, ou piste, ni de schéma journalier (Abbott, 2005). Ainsi, la probabilité pour un individu de tomber sur un poste d'appâtage est bien plus faible que la probabilité de tomber sur un granulé de formicide issu d'un épandage. Cependant, l'efficacité d'un traitement contre *A. gracilipes* repose largement sur le nombre d'individus ingérant le poison à une dose létale, ce qui est déterminé par la fréquence des visites aux appâts et le taux de consommation de ces appâts (Stringer Jr et al., 1964). Les boitiers d'appâtage n'ont donc très certainement pas permis d'assurer un empoisonnement efficace d'*A. gracilipes*.

Également, il y a réduction du taux d'application du formicide à 6,8 kg/ha par rapport aux 10 kg/ha recommandés par le fabricant. Il est possible que cette réduction ait eu un effet négatif sur l'efficacité du traitement. Cependant, la réussite du programme sur l'île Christmas a été obtenue avec seulement 5 kg/ha de produit pour éradiquer les super-colonies sur 785 hectares (Boland et al., 2011), mais cette compagne avait recouru à un épandage aérien.

Par ailleurs, le formicide n'a pas pu être déployé sur l'ensemble du site à cause de parties inaccessibles. Il est donc possible que des fronts d'invasions existent à partir de zones non traitées. En 2006, Abbott avait décrit un taux de propagation des colonies pouvant atteindre 0,5 m par jour. Ainsi, certaines colonies, en zone non traitée, auraient pu recoloniser rapidement le site après le traitement. De même, en plus d'une propagation par bourgeonnement, les reines d'*A. gracilipes* se dispersent aussi en volant vers des zones pouvant se situer à plus de 2 km

(Abbott, 2006) et donc de nouvelles colonies auraient pu se former suite à l'arrivée de reines depuis des zones plus lointaine non-traitée et non-suivies. Abbott (2006) rappelle que la surveillance doit être constante, car la dispersion par bourgeonnement et les vols vers posent des défis pour la gestion d'*A. gracilipes*.

D'un point de vu calendaire, la phase de traitement s'est arrêtée fin janvier. Mais *A. gracilipes* assurant une production maximale de couvain autour de février (Abbott, 2006; Hoffmann, 2015), calibrer la phase de traitement autour de ce mois aurait pu permettre un meilleur contrôle de l'explosion des effectifs. De plus, les événements d'appâtage doivent toujours être espacés d'au moins trois mois, conformément aux recommandations du fabricant, afin d'éviter la méfiance des ouvrières d'*A. gracilipes*, dont le cycle de vie est d'environ 80 jours (Global Invasive Species Database, 2024). Si les ouvrières sont exposées à des quantités sublétales de formicide, elles peuvent devenir méfiantes et éviter l'appât lors des déploiements suivants. Dans ce programme, les deux derniers événements d'appâtage ont été espacés d'un mois seulement (décembre 2023 et janvier 2024). Il est donc possible que le traitement ait provoqué des effets sublétaux chez les fourmis, entraînant une méfiance de leur part entre ces deux déploiements de formicide.

Jusqu'ici, l'abondance relative et les effectifs d'*A. gracilipes* ont été décrits comme étant influencés par les différentes phases du traitement. Cependant, la variable phase a été utilisée seule pour décrire ces variations et d'autres facteurs, non pris en compte, pourraient aussi y contribuer, tels l'habitat, la saisonnalité, la compétition interspécifique ou la météorologie. Les GLM ont permis de discerner les effets de ces autres dimensions. Ces effets démontrés par les GLM ajustés aux transformations logarithmiques des variables (Log-A-R*anogra* et Log-N-I*anogra*) peuvent être transposés sur l'abondance relative stationnelle et le nombre d'individus par station d'*A. gracilipes*. La variable phase a bien participé au pouvoir explicatif des modèles ce qui corrobore les résultats présentés plus haut (*Tableau 6 ; Annexe 7*). Mais les influences d'autres variables ont été démontrées. D'abord, dans les GLM, l'abondance relative de *S. geminata* a expliqué 10,5% des variations de Log-A-R*anogra* et 12% des variations de Log-N-I*anogra* (*Tableau 6*). Cette variable a montré un effet négatif dans les deux cas : son augmentation entraine la diminution de l'abondance relative stationnelle et du nombre d'individus par station d'*A. gracilipes* (*Tableau 5 ; Annexe 7*). *S. geminata* étant une compétitrice directe d'*A. gracilipes* (Blard, 2006 ; Pasco and Neyhouser, 2023), ce constat est logique et révèle l'influence du phénomène de compétition interspécifique à prendre en compte.

De plus, l'humidité relative moyenne des quinze jours précédant la session a significativement contribué à expliquer les variations de Log-A-R*anogra* et, dans une moindre mesure, celles de Log-N-I*anogra* (*Tableau 6*). Cette humidité relative a montré un effet positif sur l'abondance relative et le nombre d'individus d'*A. gracilipes* à l'échelle des stations (*Tableau 5 ; Annexe 7*). Ce résultat est cohérent avec la littérature existante concernant l'influence de la saisonnalité sur la démographie de cette espèce. En effet, une certaine saisonnalité est évidente pour les nids d'*A. gracilipes*, dont la plupart se créent pendant la saison humide (Abbott, 2006), et pour la production de couvain qui est maximale autour de février, pendant la saison des pluies (Hoffmann, 2015). Par ailleurs, le facteur transect a montré des effets significatifs sur ces paramètres, avec une augmentation notable de l'abondance relative stationnelle et du nombre d'individus par station suivant l'ordre des transects : T4, T5 et T6 (*Tableau 5 ; Annexe 7*). Cela pourrait en partie s'expliquer par la variation de l'habitat entre les transects caractérisé grâce aux variables « habitat » relevés à l'échelle des stations (*cf.* 2.4). Le transect T6, en bas de falaise, est caractérisé par un milieu ouvert et un sol rocheux recouvert de feuilles de vacoas (*Pandanus utilis*), contrairement au transect T4, en haut de falaise, qui présente un sol plus humifère et herbacé en milieu fermé. Le transect T5, intermédiaire, correspond à un milieu semi-ouvert. Sachant qu'*A. gracilipes* niche souvent sous la litière de feuilles ou dans les fissures et crevasses (Lewis et al., 1976; O'Dowd et al., 1999; Rao and Veeresh, 1991), et que les nids se trouvent principalement en zone ouverte (Hoffmann, 2015), il semble logique que le transect T6 et le transect T5, dans une moindre mesure, favorise l'abondance relative et le nombre d'individus d'*A gracilipes* par rapport au transect T4. Cependant, ce résultat est à interpréter avec vigilance car d'autres variables, pouvant influencer l'abondance relative ou le nombre d'*A. gracilipes*, peuvent participer à la caractérisation de transects comme la présence de *S. geminata* qui est plus présente et même dominante sur le transect T4. Enfin, il a été vu que l'augmentation de l'indice de vent, c'est-à-dire de sa puissance, entraîne une diminution du nombre d'individus par station d'*A. gracilipes* (*Tableau 5 ; Annexe 7*). Cela corrobore les observations de Haines et Haines (1978a) selon lesquelles *A. gracilipes* cesse de se nourrir pendant les périodes de vents forts. Par conséquent, il serait préférable d'éviter les suivis par attractivité lors des journées venteuses, comme cela est déjà pratiqué pour les journées pluvieuses.

Il est crucial d'interpréter avec grande prudence l'ensemble des résultats présentés ici. En effet, la variable phase (trois modalités : Pré-traitement, Traitement et Post-traitement) utilisée ainsi pour évaluer les effets du traitement, représente une dimension temporelle

couvrant des intervalles de quatre mois. Elle peut donc indirectement inclure d'autres facteurs influencés par la temporalité. Cependant, des effets de la saisonnalité et de l'abondance relative *S. geminata* sur la démographie d'*A. gracilipes* ont été démontrés, ces deux facteurs étant évidemment liés à la temporalité. Ainsi, bien que le traitement, en lui-même, semble avoir indéniablement influencé les variations significatives de l'abondance relative ou des effectifs d'*A. gracilipes* entre les phases, il est difficile, avec les données disponibles, d'estimer précisément son réel effet sur l'espèce cible. Cela fait ressortir un biais majeur de cette étude qui est le manque d'un site témoin présentant des conditions écologiques et climatiques similaires au site de Cap Sel et abritant une population d'*A. gracilipes*. Un tel site témoin aurait permis d'étudier les variations démographiques annuelles de la population sans aucune influence des traitements appliqués. En effet, pour *A. gracilipes,* aucune comparaison n'a pu être réalisée entre deux populations, l'une sur un site traité et l'autre sur un site témoin non traité. Cette comparaison aurait permis de quantifier précisément la part des effets attribuables à l'action de lutte, en isolant les influences des autres facteurs environnementaux. Ce point souligne l'importance cruciale de l'intégration d'un site témoin dans les futurs programmes de recherche pour une évaluation rigoureuse de l'efficacité des interventions.

4.2) Effets du programme la lutte sur *S. geminata*

L'abondance relative stationnelle de *S. geminata* a significativement diminué entre le pré-traitement et le post-traitement (*Tableau 3*). Cela est également vrai à l'échelle du site (*Tableau 2*). Cela s'explique par le fait que les effectifs de cette espèce sont restés stables alors que les effectifs totaux, tous taxons confondus, ont largement augmenté entre le pré-traitement et le post-traitement, notamment dû à l'explosion démographique d'*A. gracilipes* (*Tableau 2*). La stabilité des effectifs de *S. geminata* tout au long du programme est d'ailleurs surprenante car, comme *A. gracilipes*, elle est connue pour coloniser le milieu pendant la saison des pluies (Way et al., 1998) avec une variation de son abondance selon les saisons, son abondance culminant vers la fin de la saison des pluies (Baker et al., 2017). Ces premiers résultats peuvent laisser penser à un effet direct du traitement sur cette espèce entraînant un contrôle de ces effectifs et une diminution de son abondance relative sur le site de Cap Sel.

De plus la répartition de *S. geminata* sur Cap Sel a largement diminué entre le pré-traitement et le post-traitement tout comme le nombre de stations occupées exclusivement (*cf.* 3.3). Cela semble traduire une diminution de sa pression compétitive sur le site malgré le caractère ultra-compétitif de cette espèce connue pour avoir un avantage compétitif sur les

autres espèces de fourmis y compris *A. gracilipes* (Blard, 2006). Au vu de ces autres résultats, il est toujours possible d'envisager un effet du traitement sur cette espèce, entraînant la perte de son avantage compétitif.

Concernant l'espèce *S. geminata*, une comparaison entre le site traité Cap Sel et le site non traité Cap Devot a pu être réalisée (*cf.* 3.5). Il n'y avait pas de différence significative entre et les abondances relatives et les nombres d'individus de *S. geminata* entre les deux sites pendant l'étude préliminaire, c'est-à-dire avant l'application du traitement sur Cap Sel, montrant une homogénéité démographique de cette espèce sur ces deux sites adjacents (*Figures 6A, 6B***)**. Cependant, après le traitement, des différences significatives entre ces variables sont observées entre les deux sites avec une abondance relative et un nombre d'individus par session significativement plus grands sur Cap Devot que sur Cap Sel (*Figures 6C, 6D***)**. Il y a eu une rupture l'homogénéité observée avant le traitement. Ainsi, en isolant les influences des autres facteurs environnementaux, cette comparaison a permis de mettre en évidence un réel effet de l'empoisonnement sur l'espèce *S. geminata*, validant également les hypothèses faites plus haut.

Il n'est pas étonnant que ce traitement ait eu un impact sur cette espèce. En effet la zone d'empoisonnement comportait bien l'aire occupée par *S. geminata*, décrite lors de l'étude préliminaire, pouvant lui donner un accès au produit. Le fipronil s'étant avéré être un principe actif efficace contre *S. geminata* (Hoffmann et al., 2011), il reste à comprendre pourquoi ce traitement aurait fonctionné sur cette espèce contrairement à *A. gracilipes*. *S. geminata* se nourrit de presque tout mais préfère les aliments riches en protéines (Holway et al., 2002) ce qui peut en partie expliquer son appétence pour le ©ANTOFF Fipronil Ant Bait à base de protéines de poisson. Cependant, *A. gracilipes* étant aussi attiré par les ressources protéiques, la différence majeure d'efficacité du traitement pourrait résider dans la variation du comportement alimentaire entre ces deux espèces. En effet, *S. geminata* suit des pistes chimiques et forme des colonnes pour rechercher et transporter la nourriture de manière organisée et coopérative, utilisant des phéromones pour marquer les chemins vers les sources de nourriture et mobilisant de nombreuses ouvrières pour une exploitation efficace des ressources (Tschinkel, 2013). Elle a même tendance à s'agglutiner pour protéger la ressource (Carval comm. Pers, 2024). Cela pourrait clairement expliquer des taux de présence et de consommation au niveau des postes d'appâtage plus importants et réguliers que ceux atteints chez *A. gracilipes*. Cela confirme les observations terrain lors des phases de ré-appâtage : l'appât

était nettement plus consommé dans les zones où *S. geminata* était présente, avec un grand nombre d'individus observés dans les boîtiers à leur ouverture.

S. geminata n'étant pas l'espèce cible de ce programme de lutte, ce résultat devrait être placé du côté négatif dans le bilan général. Cependant, cette espèce est très envahissante et est également reconnue pour ses impacts négatifs sur les espèces indigènes (Holway et al., 2002; Wetterer and O'Hara, 2002; Williams and Whelan, 1991), ainsi que pour sa prédation sur *P. inexpectata* (Deso and Probst, 2007). Ainsi, les résultats peuvent être considérés comme positifs, car ils ont permis de mettre en évidence un traitement efficace pour stabiliser une population de cette espèce envahissante, menaçante pour les espèces indigènes des falaises littorales de Manapany. Ce constat est particulièrement important étant donné que NOI envisageait déjà un futur programme de lutte contre *S. geminata* avant ce programme ciblant *A. gracilipes*. De plus, le succès de ce traitement dans le contrôle des effectifs de cette espèce fournit une documentation précieuse qui pourra servir pour d'autres programmes de lutte à plus grande échelle contre cette espèce problématique dans de nombreux pays.

Il faut tout de même noter que la limitation de *S. geminata* a joué un rôle non discutable dans l'explosion démographique et l'expansion d'*A. gracilipes*. Les GLM ont d'ailleurs permis de mettre cela en évidence avec la diminution de l'abondance relative de *S. geminata* entraînant l'augmentation de l'abondance relative et du nombre d'individus d'*A. gracilipes*. La limitation des effectifs de *S. geminata* par le traitement et l'explosion démographique d'*A. gracilipes* a permis à cette dernière d'obtenir un avantage numérique. Puisque le nombre détermine souvent l'issue de la compétition chez les fourmis (Hölldobler and Wilson, 1990; Palmer, 2004), et malgré l'avantage compétitif connu de *S. geminata* (Blard, 2006), le traitement aurait permis le basculement de cet avantage vers à *A. gracilipes*. Etant connue pour sa faculté à se répandre rapidement dans l'environnement grâce à des mécanismes tels que la polygynie et le bourgeonnement, *A. gracilipes* a ainsi pu étendre son aire d'occupation sur le site. La continuité des suivis futurs pourra permettre de voir l'évolution de cette lutte compétitive entre ces deux espèces sur les falaises. Cependant, une fois qu'*A. gracilipes* atteint des effectifs élevés et une densité importante, il devient difficile de contester sa dominance dans l'habitat envahi (Abbott, 2005).

4.3) Effets du programme de lutte sur les espèces non cibles

Souvent préconiser, il était primordial de se demander comment ce programme de lutte a impacté les espèces non cibles présentent sur les falaises (Banane et al., 2020). Des suivis sur les fourmis non cibles ont donc été réalisés pour évaluer les potentiels dommages collatéraux. Aucune incidence majeure sur les espèces non cibles n'était souhaitée lors de ce programme de lutte. D'ailleurs un formicide créé spécifiquement pour *A. gracilipes,* le ©ANTOFF Fipronil Ant Bait, a été sélectionné et des précautions quant à son application sur le site ont été prises.

Un focus sur les effets de la lutte sur la myrmécofaune a été fait dans cette étude. Globalement, la richesse spécifique de la myrmécofaune, mesurée grâce à cette méthode de suivi, a augmenté après le début du traitement, avec une espèce supplémentaire observée, portant le nombre total d'espèces à sept (*Tableau 1*). De plus, cette même richesse spécifique a été observée sur le site non traité de Cap Devot. Bien que purement descriptif, ce résultat est très positif car le programme de lutte n'a pas entraîné l'éradication d'espèces non cibles, avec les sept espèces toujours présentes sur le site de Cap Sel trois mois après l'arrêt du traitement. De plus, en 2006, une étude de la faune d'arthropodes terrestres du littoral de Petite-Île (Rochat et al., 2006) avait permis d'observer 13 espèces de fourmis. Ainsi, certaines espèces ne semblent pas avoir été observées pendant cette étude, probablement dû à une non appétence par les appâts protéiques ou à leur absence sur ce site. Cependant, si ces espèces n'ont pas été observées au niveau des appâts non létaux lors des suivis, il est peu probable qu'elles aient consommé le formicide similairement composé et donc été impactées par le déploiement du poison.

Concernant les deux espèces d'intérêt, les résultats pour *S. geminata* ont été discutés plus haut (*cf.* 4.2), et il reste à discuter les effets du traitement sur l'espèce indigène *S. mameti*. Les effectifs *S. mameti* sont restés similaires ente le pré-traitement et le post-traitement à l'échelle du site et des stations tandis que son abondance relative stationnelle et son abondance relative sur le site ont diminué entre ces deux phases (*Tableaux 2 et 3*). Cette diminution s'explique toujours par le fait de la stabilisation des effectifs de cette espèce quand ceux d'*A. gracilipes* ont explosé sur le site. Cependant, en l'absence de données sur le cycle annuel démographique de *S. mameti*, le maintien d'effectifs stables entre le pré-traitement et le post-traitement est un résultat tout à fait acceptable, car il n'indique pas d'effet négatif de ce programme sur cette espèce indigène non cible. De plus, un focus sur la phase de traitement est intéressant, car cette phase a marqué une augmentation significative des effectifs de *S. mameti*, qui ont quadruplé par rapport au pré-traitement, augmentant également son abondance relative

sur le site (*Tableau 2*). C'est d'ailleurs la seule phase où le nombre d'individus par station d'une autre espèce a été significativement supérieur à celui d'*A. gracilipes*. Ce pic démographique pourrait être dû à la stabilisation des faibles effectifs des deux espèces envahissantes, *A. gracilipes* et *S. geminata*, souvent dominantes sur *S. mameti* (Blard, 2006; Brinker, 2016). Bien qu'aucun effet du formicide sur le maintien des faibles effectifs d'*A. gracilipes* pendant la phase de traitement n'ait été prouvé, un rôle du traitement a été démontré dans la stabilisation des faibles effectifs de *S. geminata*. Il est donc possible de conclure que le traitement, pendant sa période d'application, a permis le développement temporaire de la population de *S. mameti*, ce qui peut être considéré comme un constat satisfaisant. C'est une perspective très encourageante car cela prouve qu'un programme de lutte efficace, en contrôlant ou en réduisant les populations de fourmis envahissantes, pourrait favoriser une recolonisation du site par l'entomofaune indigène, notamment *S. mameti*.

Pour étudier plus largement les effets, une étude sur les arthropodes des falaises est prévue en 2024. En 2006, plus de 400 espèces d'arthropodes ont été collectés sur le littoral de Petite-Île (Rochat et al., 2006). Cette prochaine étude permettra donc d'évaluer à nouveau ce nombre et d'estimer, par comparaison, de potentiels effets de ce programme de lutte. Et pour évaluer les effets à plus long terme, les suivis de l'activité des fourmis par attractivité seront poursuivis pendant deux ans dans le cadre du projet Chelis. En outre, il n'a pas été possible d'évaluer les effets de ce programme de lutte sur les populations de Geckos verts de Manapany pendant la durée de cette étude. Ce programme de lutte a été mené dans le cadre des actions de lutte contre la faune exotique du PNA en faveur des Geckos verts de La Réunion (Sanchez and Caceres, 2019). Il est donc nécessaire de poursuivre les suivis par capture-marquage-recapture (CMR) des populations naturelles de *P. inexpectata* sur les falaises littorales de Manapany pour évaluer les potentiels effets de ce programme de lutte. Étant donné que *P. inexpectata* est en danger critique d'extinction, les efforts de lutte contre la faune exotique, qui représente une menace majeure pour la préservation de cette espèce, doivent être maintenus, voire amplifiés, pour espérer un avenir meilleur pour le Gecko vert de Manapany. Ces efforts devront en partie cibler les deux fourmis envahissantes, *A. gracilipes* et *S. geminata*. Les leçons tirées de cette étude constitueront une base solide pour la conception de futurs programmes de lutte visant à contrôler ces espèces. Un nouveau programme de lutte contre *S. geminata* est déjà planifié et sera mené par l'association Nature Océan Indien.

5) Conclusion

Cette étude visait à évaluer les effets d'un programme de lutte contre l'espèce envahissante *A. gracilipes* au site de Cap Sel. Les résultats ont montré une augmentation significative de la population d'*A. gracilipes* après le traitement, contredisant les objectifs initiaux du programme. En particulier, une explosion des effectifs et une expansion de son aire de répartition ont été observées, lui conférant un avantage compétitif marqué sur les autres espèces présentes, notamment *S. geminata* et *S. mameti*. Plusieurs facteurs ont contribué à ces résultats inattendus : la méthode d'application du formicide par boîtes d'appâtage, moins efficace que l'épandage, la réduction du taux d'application du formicide, des parties du site inaccessibles pour l'appâtage et la réduction de la pression compétitive avec le contrôle de *S. geminata* par le traitement. En effet, la comparaison avec le site non traité de Cap Devot a permis de démontrer un effet significatif du traitement sur *S. geminata*, dont la population a été contrôlée sur Cap Sel, suggérant une certaine efficacité du formicide sur cette espèce. De plus, l'augmentation de la richesse spécifique de la myrmécofaune post-traitement, sans éradication d'espèces non cibles, et le maintien de l'espèce indigène *S. mameti* sont des points positifs. Cependant, le succès limité contre *A. gracilipes* souligne la nécessité de reconsidérer les stratégies de lutte, en intégrant d'autres méthodes. Enfin, cette étude met en lumière l'importance de disposer de sites témoins pour une évaluation rigoureuse des interventions et fournit une base solide pour améliorer les futures stratégies de gestion des espèces envahissante, essentielles à la préservation des écosystèmes locaux et de la biodiversité et notamment du Gecko vert de Manapany.

Références bibliographiques

Abbott, K.L., 2006. Spatial dynamics of supercolonies of the invasive Yellow Crazy Ant, *Anoplolepis gracilipes*, on Christmas Island, Indian Ocean. Divers. Distrib. 12, 101–110.

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, 266–273.

Abbott, K.L., Green, P.T., O'Dowd, D.J., 2014. Seasonal shifts in macronutrient preferences in supercolonies of the invasive Yellow Crazy Ant, *Anoplolepis gracilipes* (S mith, 1857) (H ymenoptera: F ormicidae) on Christmas Island, Indian Ocean. Austral Entomol. 53, 337–346.

Antweb, 2024. URL https://www.antweb.org/ (accessed 2.6.24).

Baker, C.M., Hodgson, J.C., Tartaglia, E., Clarke, R.H., 2017. Modelling tropical fire ant (*Solenopsis geminata*) dynamics and detection to inform an eradication project. Biol. Invasions 19, 2959–2970.

Baker, G.L., 1976. The seasonal life cycle of *Anoplolepis longipes* (Jerdon) (Hymenoptera: Formicidae) in a cacao plantation and under brushed rain forest in the northern district of Papua New Guinea. Insectes Sociaux 23, 253–261.

Banane, V., Constance, J., Souyana, B., Tragett, C., 2021. Yellow Crazy Ant baiting SOP V2.0. Seychelles Islands Foundation, Victoria, Seychelles.

Banane, V., Cook, L., Tragett, C., 2020. Yellow Crazy Ant Activity Monitoring Protocol v1.0.

Bertelsmeier, C., Avril, A., Blight, O., Confais, A., Diez, L., Jourdan, H., Orivel, J., Saint Germès, N., Courchamp, F., 2015. Different behavioural strategies among seven highly invasive ant species. Biol. Invasions 17, 2491–2503.

Blard, F., 2006. Les fourmis envahissantes de l'île de La Réunion : interactions compétitives et facteurs d'invasion. 128.

Blard, F., Dorow, W.-H.-O., Delabie, J., 2003. Les Fourmis de l'île de la Réunion (Hymenoptera, Formicidae). Bull. Société Entomol. Fr. 108, 127–137.

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 Ant supercolonies on Christmas Island, Indian Ocean. Isl. Invasives Erad. Manag. IUCN Gland Switz. 152–156.

Bonmatin, J.-M., Giorio, C., Girolami, V., Goulson, D., Kreutzweiser, D.P., Krupke, C., Liess, M., Long, E., Marzaro, M., Mitchell, E.A.D., Noome, D.A., Simon-Delso, N., Tapparo, A., 2015. Environmental fate and exposure ; neonicotinoids and fipronil. Environ. Sci. Pollut. Res. 22, 35–67.

Brinker, P., 2016. Distribution and colony fragmentation of the invasive ant *Anoplolepis gracilipes* on La Réunion.

Choeur, A., 2021. Conservation du gecko vert de Manapany (*Phelsuma inexpectata*) et du puffin du Pacifique (*Ardenna pacifica*). Approche multispécifique pour la conservation des falaises littorales du sud de l'île de La Réunion. (PhD Thesis). Université de la Réunion.

Chong, K.-F., Lee, C.-Y., 2009. Influences of temperature, relative humidity and light intensity on the foraging activity of field populations of the longlegged ant, *Anoplolepis gracilipes* (Hymenoptera: Formicidae). Sociobiology 54, 531.

Cosentino, P., 2020. Mesurim 2 (Version 2.0). Licence CC BY-NC-SA. https://www.pedagogie.ac-nice.fr/svt/productions/mesurim2.

Cuthbert, H., 2010. The distribution and impacts of the introduced Yellow Crazy Ant, *Anoplolepis gracilipes,* within the Vallée de Mai UNESCO World Heritage Site, Seychelles.

Davidson, D.W., 1998. Resource discovery versus resource domination in ants : a functional mechanism for breaking the trade-off. Ecol. Entomol. 23, 484–490.

Denslow, J.S., 2003. Weeds in paradise : thoughts on the invasibility of tropical islands. Ann. Mo. Bot. Gard. 119–127.

Deso, G., Probst, J.M., 2007. *Lycodon aulicus* Linnaeus, 1758 et son impact sur l'herpétofaune insulaire à La Réunion (Ophidia: Colubridae: Lycodontinae). Bull. Phaethon 25, 29–36.

Doherty, T.S., Glen, A.S., Nimmo, D.G., Ritchie, E.G., Dickman, C.R., 2016. Invasive predators and global biodiversity loss. Proc. Natl. Acad. Sci. 113, 11261–11265.

Estoup, A., 2006. Ecologie et génétique évolutive d'une fourmi envahissante *Wasmannia auropunctata*.

Forel, A., 1895. Les fourmis de l'Ile de la Réunion récoltées par le Dr Jacob de Cordemoy par l'entremise de M. le Dr Christ à Bâle. In : Nouvelles fourmis de diverses provenances, surtout d'Australie. Annales de la Société Entomologique de Belgique 39 : 41-49.

Global Invasive Species Database, 2009. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species.

Global Invasive Species Database, 2024. Species profile *Anoplolepis gracilipes*.

Green, P.T., O'Dowd, D.J., 2009. Management of invasive invertebrates : lessons from the management of an invasive alien ant. Invasive Species Manag. Handb. Princ. Tech. 153–172.

Gunasekara, A.S., Truong, T., Goh, K.S., Spurlock, F., Tjeerdema, R.S., 2007. Environmental fate and toxicology of fipronil. J. Pestic. Sci. 32, 189–199.

Haines, I.H., Haines, J.B., 1978a. Colony structure, seasonality and food requirements of the crazy ant, *Anoplolepis longipes* (Jerd.), in the Seychelles. Ecol. Entomol. 3, 109–118.

Haines, I.H., Haines, J.B., 1978b. Pest status of the crazy ant, *Anoplolepis longipes* (Jerdon) (Hymenoptera: Formicidae), in the Seychelles. Bull. Entomol. Res. 68, 627–638.

Haines, I.H., Haines, J.B., Cherrett, J.M., 1994. The impact and control of the crazy ant, *Anoplolepis longipes* (Jerd.), in the Seychelles, in : Exotic Ants. CRC Press, pp. 206–218.

Helms, K.R., Vinson, S.B., 2002. Widespread association of the invasive ant *Solenopsis invicta* with an invasive mealybug. Ecology 83, 2425–2438.

Hoarau, C., Philippe, J.S., 2014. Biotope Océan Indien. Inventaire des zones naturelles d'intérêt écologique, floristique et faunistique (ZNIEFF) - deuxième génération : littoral du sud sauvage.

Hoffmann, B., Davis, P., Gott, K., Jennings, C., Joe, S., Krushelnycky, P., Miller, R., Webb, G., Widmer, M., 2011. Improving ant eradications : details of more successes, a global synthesis and recommendations. Aliens 31, 16–23.

Hoffmann, B.D., 2015. Integrating biology into invasive species management is a key principle for eradication success : the case of Yellow Crazy Ant, *Anoplolepis gracilipes*, in northern Australia. Bull. Entomol. Res. 105, 141–151.

Hoffmann, B.D., 2014. Quantification of supercolonial traits in the Yellow Crazy Ant, *Anoplolepis gracilipes*. J. Insect Sci. 14, 25.

Hoffmann, B.D., 2011. Eradication of populations of an invasive ant in northern Australia : successes, failures and lessons for management. Biodivers. Conserv. 20, 3267–3278.

Hoffmann, B.D., Auina, S., Stanley, M.C., 2014. Targeted research to improve invasive species management : Yellow Crazy Ant, *Anoplolepis gracilipes*, in Samoa. PLoS One 9, e95301.

Hoffmann, B.D., Luque, G.M., Bellard, C., Holmes, N.D., Donlan, C.J., 2016. Improving invasive ant eradication as a conservation tool : A review. Biol. Conserv. 198, 37–49.

Hölldobler, B., Wilson, E.O., 1990. The ants. Harvard University Press.

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

Journal Officiel de La République Française, 2023. Arrêté du 27 juillet 2023 autorisant par dérogation la mise à disposition sur le marché et l'utilisation du produit biocide « ©ANTOFF Fipronil Ant Bait », sur l'île de La Réunion, pour une période de 180 jours.

Lach, L., Barker, G., 2013. Assessing the effectiveness of tramp ant projects to reduce impacts on biodiversity. A report prepared for the Australian Government Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities, Canberra.

Lach, L., Hoffmann, B.D., Moir, M.L., 2020. Native and non-native sources of carbohydrate correlate with abundance of an invasive ant. NeoBiota 63, 155–175.

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

Lach, L., Volp, T.M., Wilder, S.M., 2019. Previous diet affects the amount but not the type of bait consumed by an invasive ant. Pest Manag. Sci. 75, 2627–2633.

Lavergne, C., Radjassegarane, S., Boullet, V., Strasberg, D., Florens, V., Triolo, J., 2003. Apport de la recherche dans les programmes de restauration écologique : l'exemple du projet de recherche « Invasions Biologiques INVABIO » à La Réunion. Invasive Alien Species Terr. Ecosyst. Rehabil. West. Indian Ocean Isl. States 54.

Lee, C.-Y., Yang, C.-C.S., 2022. Biology, Ecology, and Management of the Invasive Longlegged Ant, *Anoplolepis gracilipes*. Annu. Rev. Entomol. 67, 43–63.

Lenancker, P., Feldhaar, H., Holzinger, A., Greenfield, M., Strain, A., Yeeles, P., Hoffmann, B.D., Tay, W.T., Lach, L., 2021. Origin, behaviour, and genetics of reproductive workers in an invasive ant. Front. Zool. 18, 13.

Levine, J.M., 2008. Biological invasions. Curr. Biol. 18, R57–R60.

Lewis, T., Cherrett, J.M., Haines, I., Haines, J.B., Mathias, P.L., 1976. The crazy ant (*Anoplolepis longipes* (Jerd.) (Hymenoptera, Formicidae)) in Seychelles, and its chemical control. Bull. Entomol. Res. 66, 97–111.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M., 2000. 100 of the world's worst invasive alien species : a selection from the global invasive species database. Invasive Species Specialist Group Auckland.

Mack, R., Simberloff, D., Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F., 2000. Biotic Invasions : Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. Ecol. Appl. 10, 689–710.

Mauremootoo, J., Boudjelas, S., 2003. The Work of the IUCN in Invasive Species Management. Invasive Alien Species Terr. Ecosyst. Rehabil. West. Indian Ocean Isl. States 11.

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

Mohapatra, S.K., Mishra, P., Behera, R., Seth, J.K., 2021. Invasive alien species Yellow Crazy Ant - hemipterans mutualism and assessment of unicoloniality. Indian J. Ecol. 48, 728–730.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403, 853–858.

Nature Océan Indien, 2023. Lutte contre la fourmi folle jaune, *Anoplolepis gracilipes*, dans les falaises littorales de Petite-Ile.

O'Dowd, D.J., Green, P.T., Lake, P.S., 2003. Invasional 'meltdown' on an oceanic island. Ecol. Lett. 6, 812–817.

O'Dowd, D.J., Green, P.T., Lake, P.S., 1999. Status, impact and recommendations for research and management of exotic invasive ants in Christmas Island National Park. Monash University, Centre for Analysis and Management of Biological Invasions.

Palmer, T.M., 2004. Wars of attrition : colony size determines competitive outcomes in a guild of African acacia ants. Anim. Behav. 68, 993–1004.

Pasco, R., Neyhouser, T., 2023. Mise en place d'une pré-étude de faisabilité de lutte contre les espèces de fourmis *Solenopsis geminata* et *Anoplolepis gracilipes* dans les falaises de Petite-Île (La Réunion). Stage Master 1, Association NOI.

Passera, L., 1994. Characteristics of tramp species. Exot. Ants Biol. Impact Control Introd. Species.

Pisa, L.W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., Bonmatin, J.M., Downs, C.A., Goulson, D., Kreutzweiser, D.P., Krupke, C., Liess, M., McField, M., Morrissey, C.A., Noome, D.A., Settele, J., Simon-Delso, N., Stark, J.D., Van Der Sluijs, J.P., Van Dyck, H., Wiemers, M., 2015. Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. Environ. Sci. Pollut. Res. 22, 68–102.

Plentovich, S., Russell, T., Fejeran, C.C., 2018. Yellow Crazy Ants (*Anoplolepis gracilipes*) reduce numbers and impede development of a burrow-nesting seabird. Biol. Invasions 20, 77–86.

Probst, J.M., Bochaton, C., Ciccione, S., Deso, G., Dewynter, M., Dubos, N., Frétey, T., Ineich, I., Massary, J.C., Miralles, A., 2022. Liste taxinomique de l'herpétofaune dans l'outre-mer français : VI. Département de La Réunion. Bull. Phaethon 56, 57–87.

QGIS Development Team, 2023. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Version 3.32.2. Retrieved from https://qgis.org.

R Core Team, 2023. R : A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/. Version 4.3.3.

Rao, N.S., Veeresh, G.K., 1991. Nesting and foraging habits of crazy ant *Anoplolepis longipes* (Jerdon) (Hymenoptera: Formicidae).

Rochat, J., Brillant, S., Douville, F., Gasnier, S., Poussereau, J., 2006. Étude de la faune d'arthropodes terrestres du littoral de Petite-Île.

Roy, H., Pauchard, A., Stoett, P., 2023. Summary for policymakers of the thematic assessment of invasive alien species and their control of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.

Sanchez, M., 2021. Phelsuma inexpectata. The IUCN red list of threatened species 2021 : eT17450049A17450059.

Sanchez, M., 2007. Observation d'une ponte de *Phelsuma borbonica borbonica* (Mertens, 1966) (Reptilia : Sauria : Gekkonidae) en présence de fourmis exotiques (Hymenoptera : Formicidae). Bull. Phaethon 25, 24–28.

Sanchez, M., Caceres, S., 2019. Plan national d'actions en faveur des Geckos verts de La Réunion *Phelsuma borbonica* et *Phelsuma inexpectata*. NOIONCFS Pour DEAL La Réun.

Souchet, J., 2023. Note de synthèse. Lutte contre la Fourmi folle jaune dans les falaises de Petite-Île à la Réunion.

Stringer Jr, C.E., Lofgren, C.S., Bartlett, F.J., 1964. Imported fire ant toxic bait studies : evaluation of toxicants. J. Econ. Entomol. 57, 941–945.

Thomas, M.L., Becker, K., Abbott, K., Feldhaar, H., 2010. Supercolony mosaics: two different invasions by the Yellow Crazy Ant, *Anoplolepis gracilipes*, on Christmas Island, Indian Ocean. Biol. Invasions 12, 677–687.

Tingle, C.C.D., Rother, J.A., Dewhurst, C.F., Lauer, S., King, W.J., 2003. Fipronil : Environmental Fate, Ecotoxicology, and Human Health Concerns, in : Ware, G.W. (Ed.), Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Springer New York, New York, NY, pp. 1–66.

Tschinkel, W.R., 2013. The fire ants. Harvard University Press.

UICN, 2013. La Liste rouge des espèces menacées en France. Faune de La Réunion. Paris, France.

Way, M.J., Islam, Z., Heong, K.L., Joshi, R.C., 1998. Ants in tropical irrigated rice: distribution and abundance, especially of *Solenopsis geminata* (Hymenoptera: Formicidae). Bull. Entomol. Res. 88, 467–476.

Wetterer, J.K., 2005. Worldwide distribution and potential spread of the long-legged ant, *Anoplolepis gracilipes* (Hymenoptera: Formicidae). Sociobiology 45, 77–97.

Wetterer, J.K., O'Hara, B.C., 2002. Ants (Hymenoptera: Formicidae) of the dry Tortugas, the outermost Florida keys. Fla. Entomol. 85, 303–307.

Williams, D.F., Whelan, P., 1991. Polygynous colonies of *Solenopsis geminata* (hymenoptera : formicidae) in the Galapagos Islands. Fla. Entomol. 74, 368–371.

Wilson, E., Taylor, R., 1967. Ants of Polynesia. Pac. Insects Monogr. 14:1– 109.

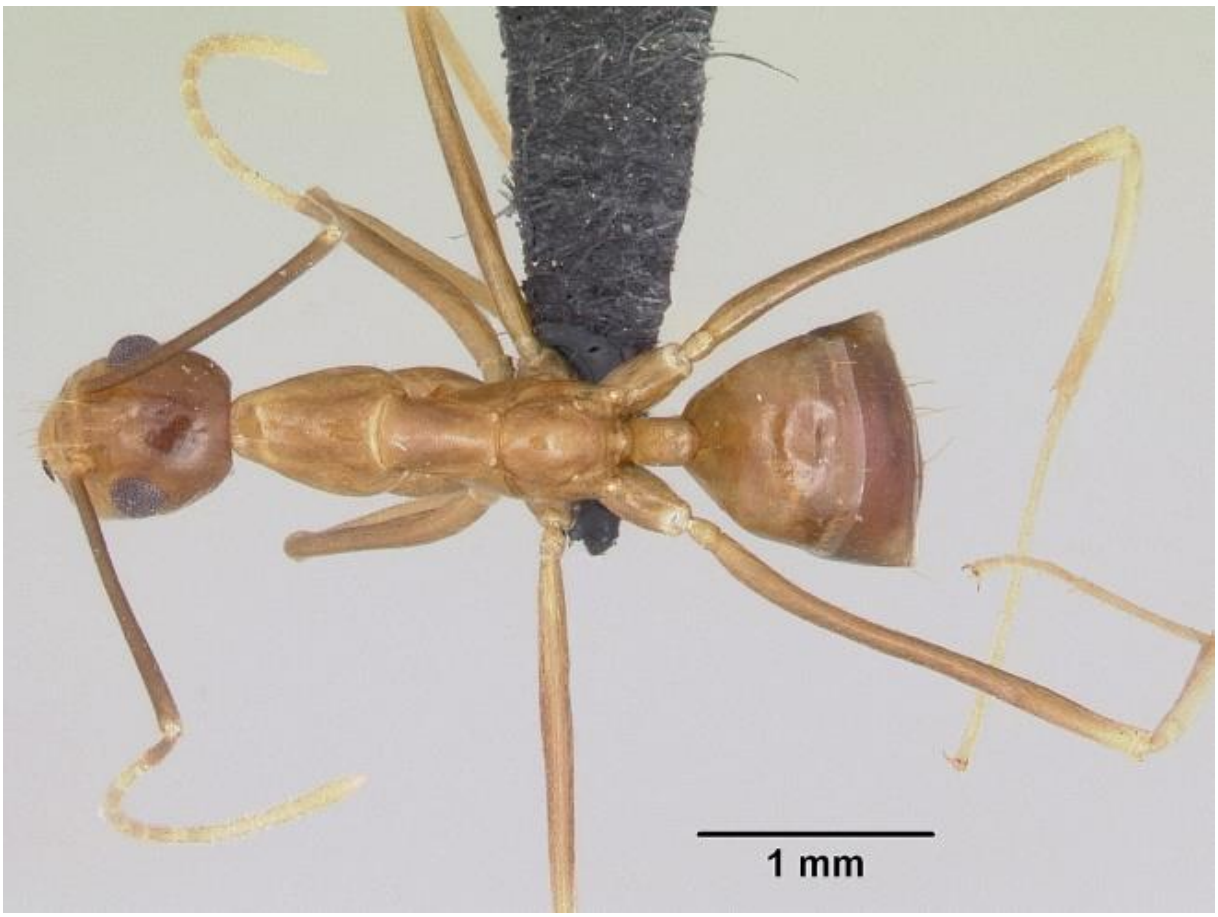
Wittman, S.E., O'Dowd, D.J., Green, P.T., 2018. Carbohydrate supply drives colony size, aggression, and impacts of an invasive ant. Ecosphere 9, e02403.

Wong, M.K., Economo, E.P., Guénard, B., 2023. The global spread and invasion capacities of alien ants. Curr. Biol. 33, 566–571.

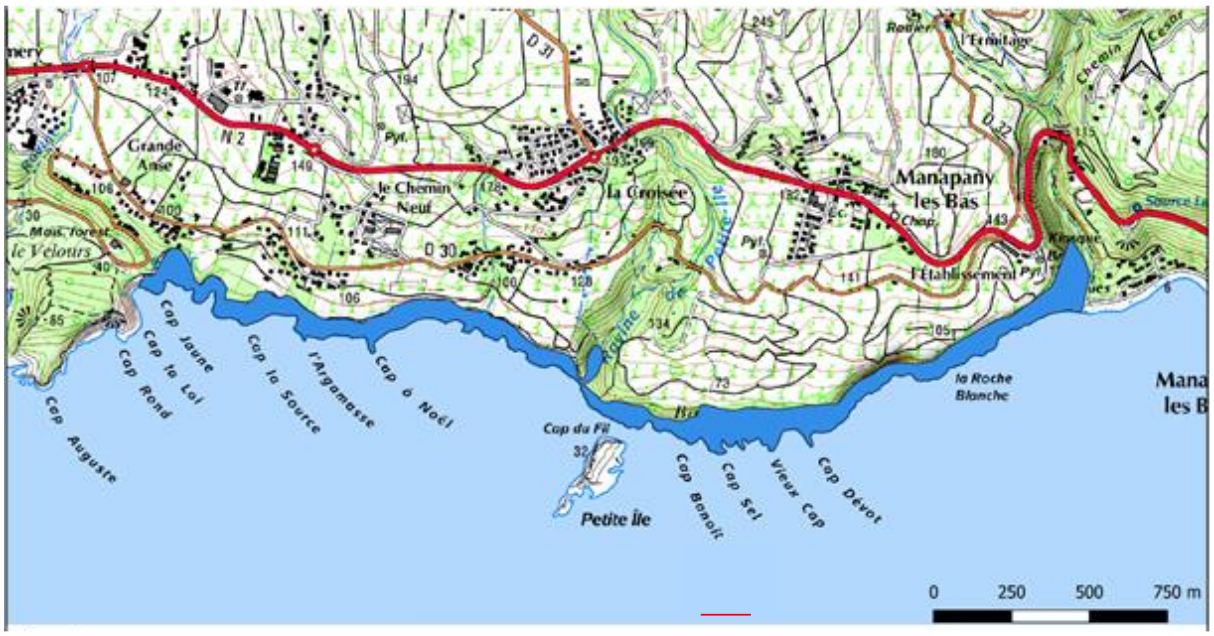
Annexes

Annexe 1 : Geckos verts de Manapany (Phelsuma inexpectata) présentant des lésions corporelles non assimilables à des comportements de reproduction de l'espèce et reconnues comme provenant d'une interaction avec la Fourmi folle jaune (Anoplolepis gracilipes) par des spécialistes de l'espèce (Lori Lach, Australie et Nancy Bunbury, Seychelles). Les individus mesurent entre 11 et 13 cm. © M. Roesch

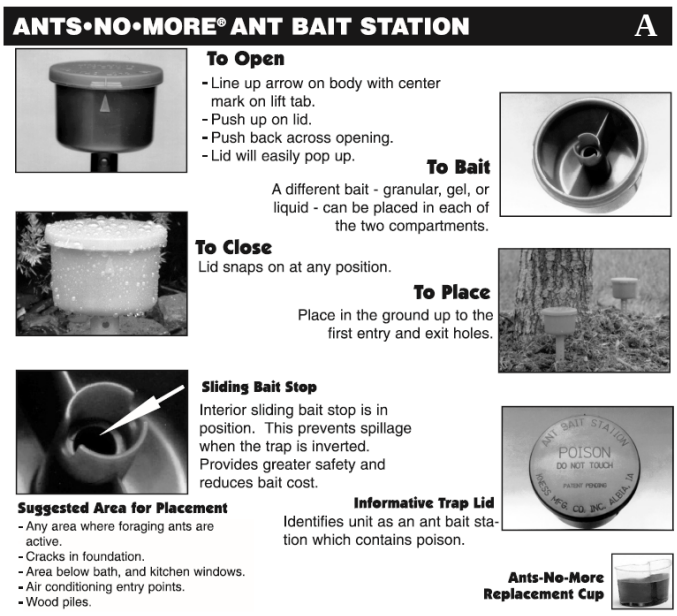
Annexe 2 : Fourmi folle jaune (Anoplolepis gracilipes). Ouvrière collectée par F. Blard (2004) dans la forêt de Mare Longue (La Réunion) à 150 m d'altitude. © April Nobile (Propriété de CAS, San Francisco, Californie).



Annexe 3 : Carte de représentation des terrains du Conservatoire du Littoral (CDL) en gestion par Nature Océan Indien (NOI) (surface bleue sur la carte). Auteur : Marion Neymeyer (NOI). Fond cartographique : Scan 25, CDL, NOI.



Annexe 4 : Boite d'appâtage utilisée pour l'action de lutte contre A. gracilipes avec le produit ©ANTOFF Fipronil Ant Bait. A) Notice du fournisseur Ants-No-More. B) Boite numérotée et installée sur le site de Cap Sel.



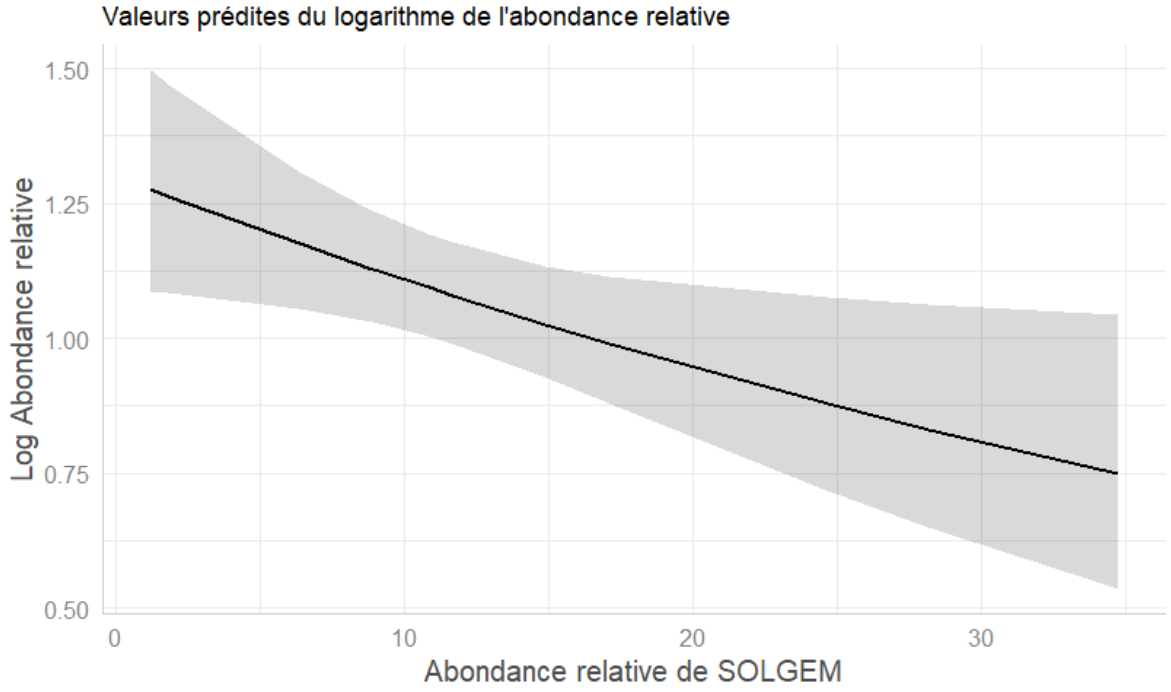
Annexe 5 : Photo-identifications de 10 espèces piégées par méthode de pitfall trap (appât glucidique) sur les sites de Cap Sel et Cap Devot. Quatre points de vue : latéral, dorsal, ventral et céphalique. © Théo Neyhouser.

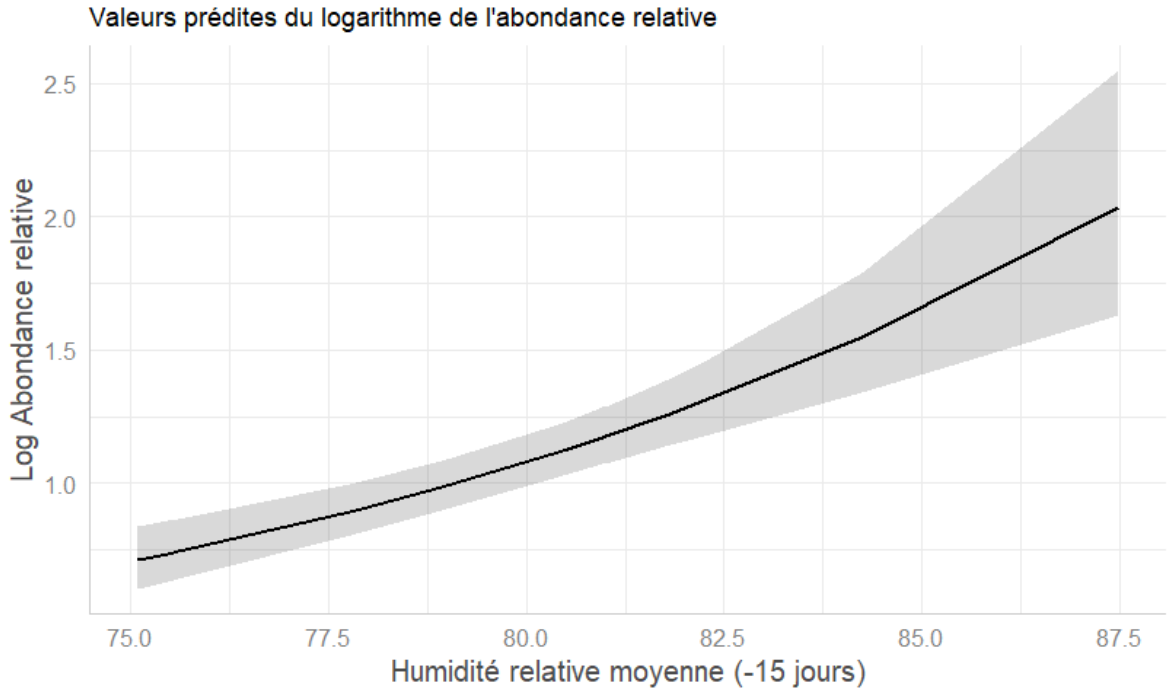
Sous-familles et espèces de fourmis des sites d'études (Cap Sel et Cap Devot) des falaises de Petite-Île	Vue latérale	Vue dorsale	Vue ventrale	Vue céphalique
Sous famille *Formicinae*				
ANOGRA *Anoplolepis gracilipes*				
BRACOR *Brachymyrmex cordemoyi*				
BRA MU01 *Brachymyrmex sp. (MU01)*				
NYLBOU *Nylanderia bourbonica*				
Sous famille *Myrmicinae*				
MONFLO *Monomorium floricola*				
SOLGEM *Solenopsis geminata*				
SOLMAM *Solenopsis mameti*				
TET(BIC) *Tetramorium sp. (bicarinatum)*				

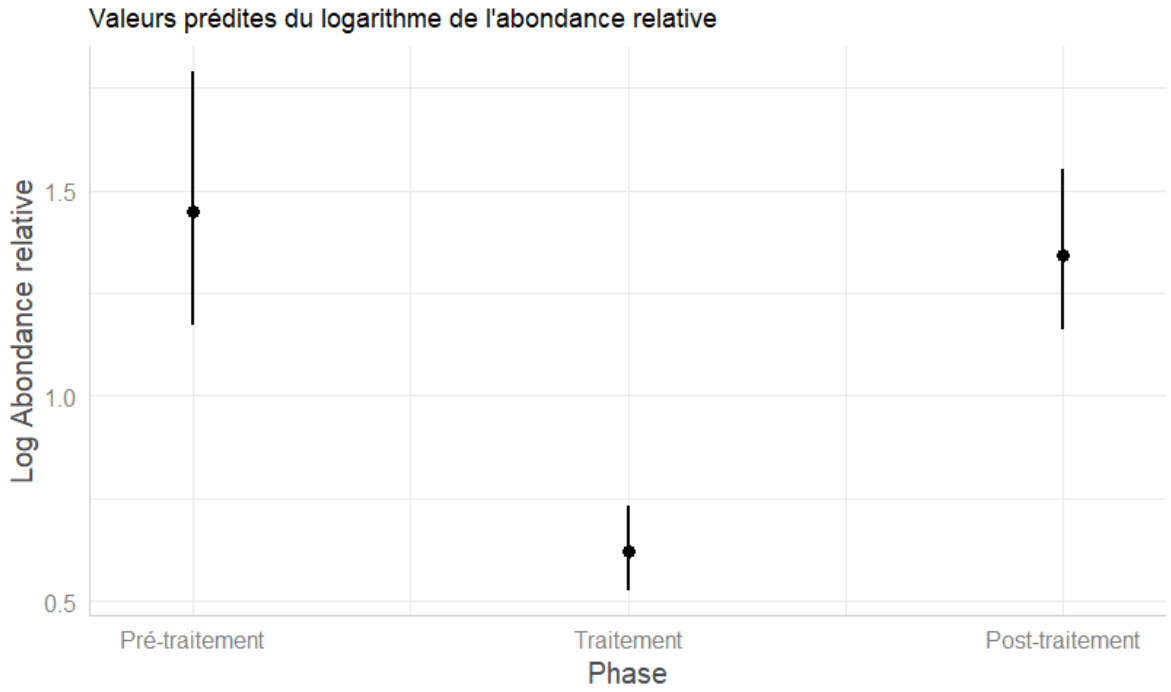
Annexe 6 : Présentation des dix variables utilisées dans la construction des modèles linéaires généralisés complets.

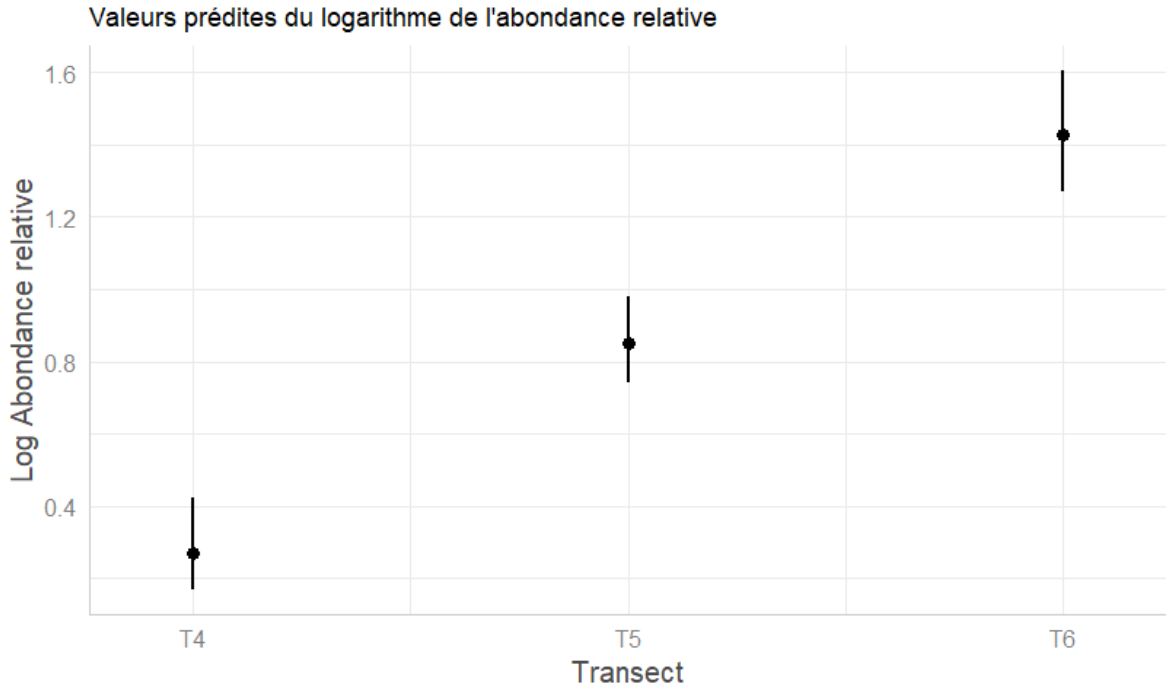
Nom de la variable	**Label base de données**	**Type de variable**	**Mesure**
Densité de la végétation de la station	station_veg_density	Factorielle	dense / partiellement ouvert / ouvert
Type de sol de la station	station_ground	Factorielle	herbe / sol et roche / feuilles de vacoas
Transect	transect	Factorielle	Transect T4 / Transect T5 / Transect T6
Phase	phase	Factorielle	Pré-traitment / Traitement / Post-traitement
Indice du vent	transect_wind_combination	Factorielle	0 : absence ; 0,25 : faible ; 0,5 : intermédiaire ; 0,75 : fort ; 1 : très fort
Abondance relative de *S. geminata*	relative_abundance_solgem	Quantitative continue	Abondance relative calculée au niveau du site
Température pendant le transect (°C)	mean_temp_transect_meteo	Quantitative continue	Moyenne de température pendant le transect
Humidité relative pendant le transect (%)	mean_humidity_transect_meteo	Quantitative continue	Moyenne d'humidité relative pendant le transect
Température 15 jours précédents (°C)	temp_15	Quantitative continue	Moyenne de température des 15 jours avant la session
Humidité relative 15 jours précédents (%)	hum_15	Quantitative continue	Moyenne d'humidité relative des 15 jours avant la session

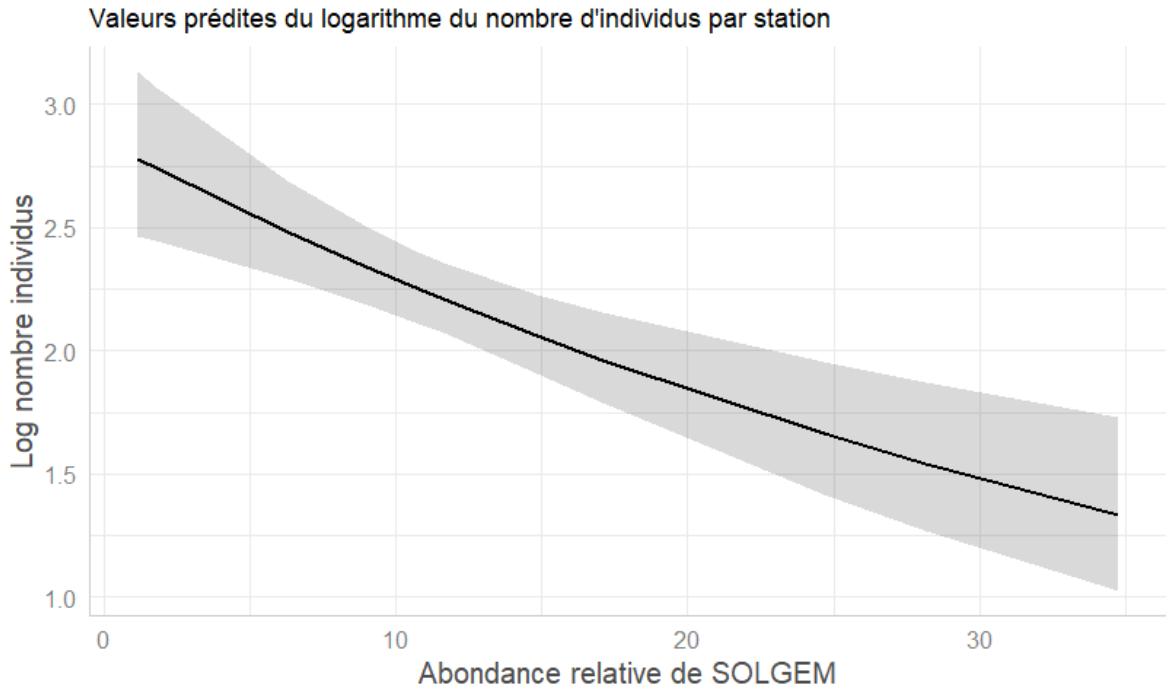
Annexe 7 : Représentation du pouvoir prédictif des deux modèles pour chaque variable explicative déterminée avec un intervalle de confiance à 95 %. Les représentations sont faites pour la variable réponse de chaque modèle : le logarithme de l'abondance relative stationnelle d'A. gracilipes (Log Abondance relative) et le logarithme du nombre d'individus par station d'A. gracilipes (Log nombre individus).

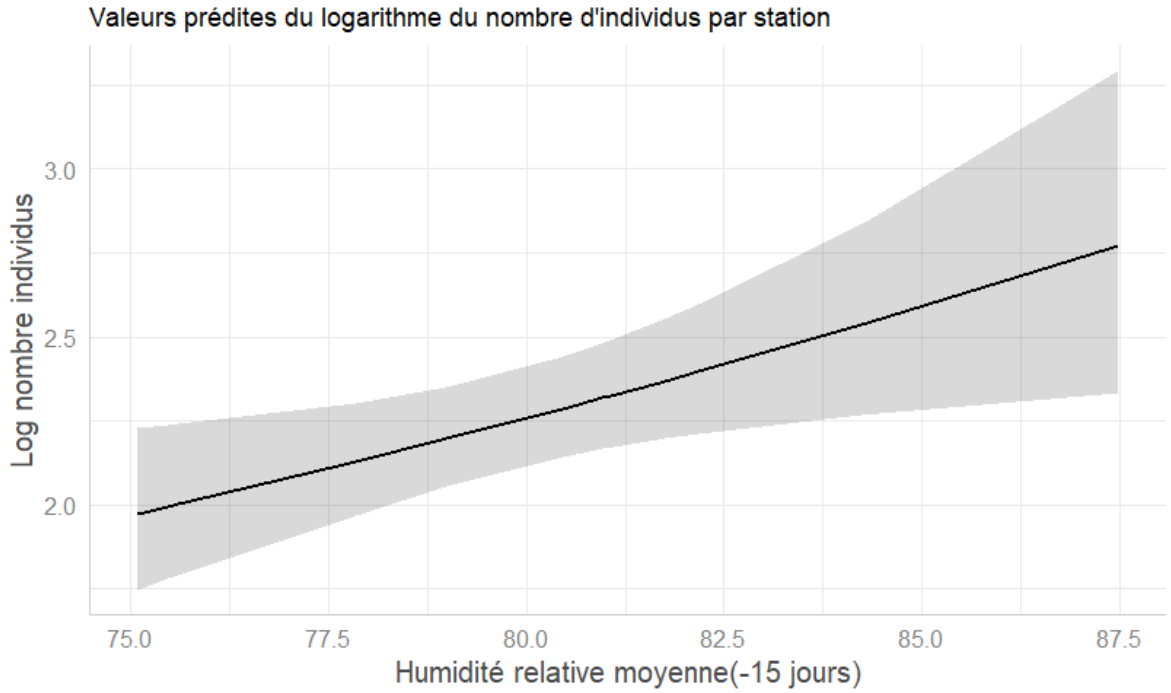


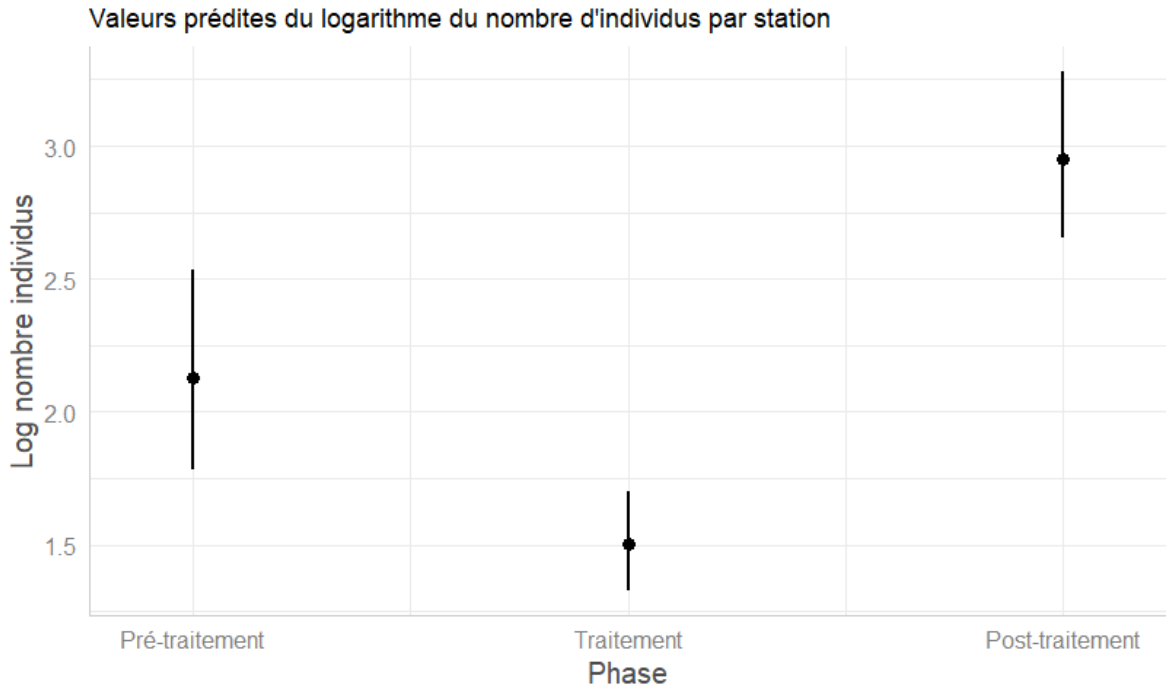


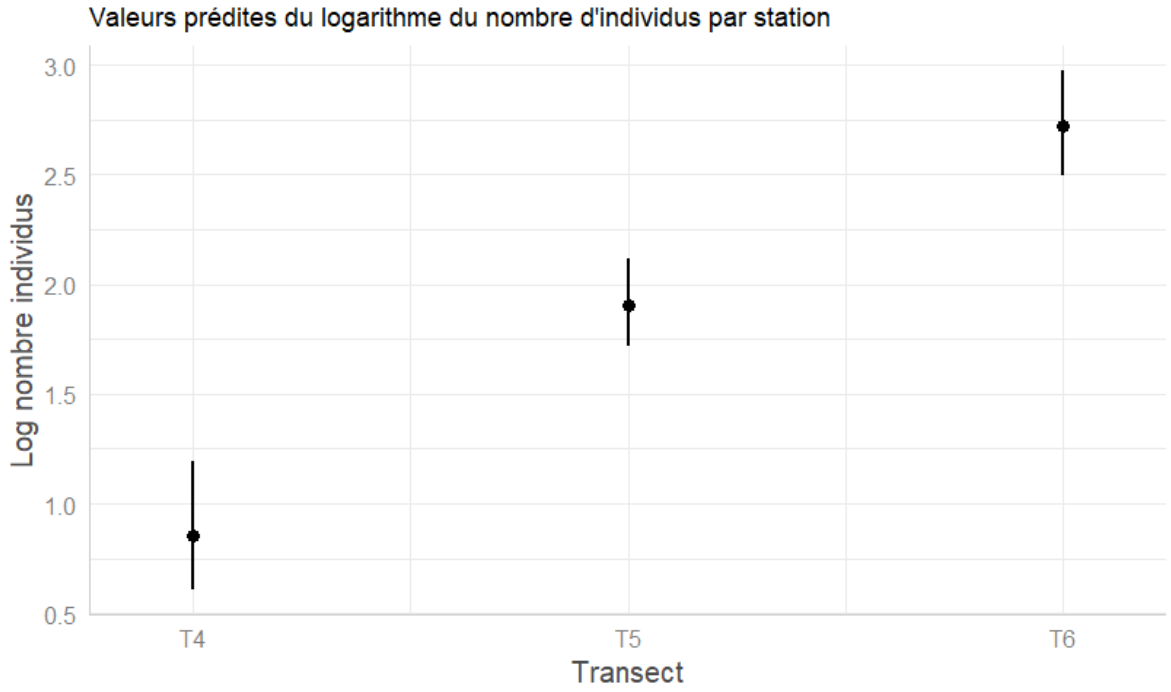

Valeurs prédites du logarithme de l'abondance relative
Log Abondance relative
1.5
1.0
0.5
Pré-traitement
Traitement
Post-traitement
Phase

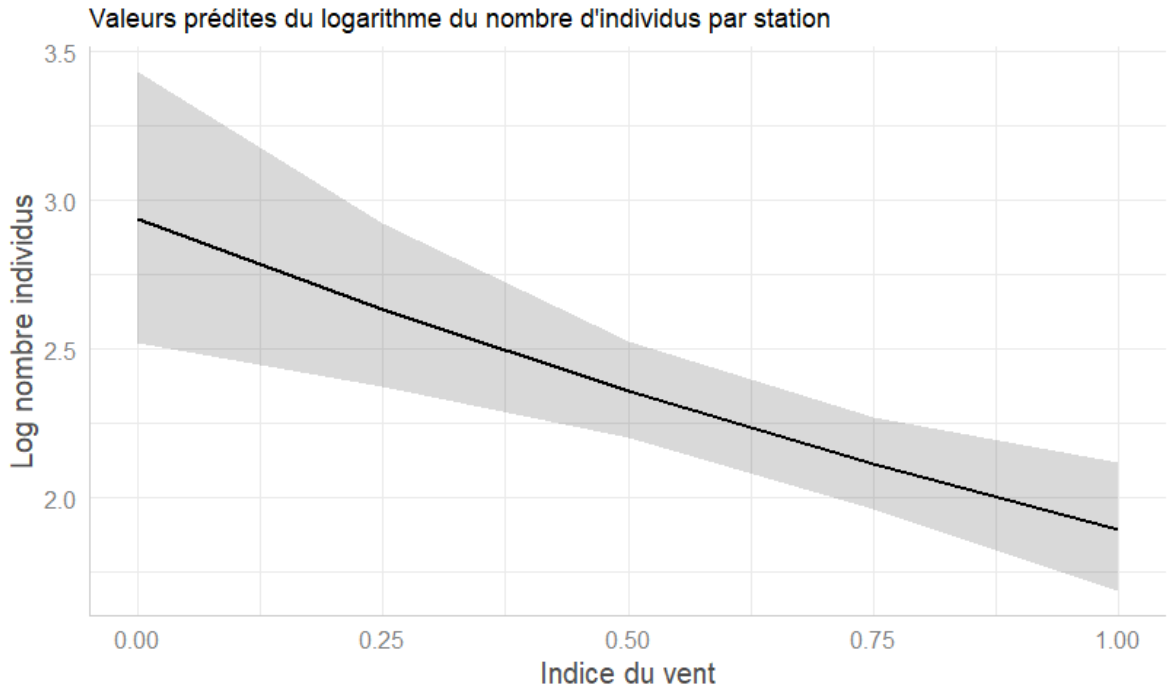

Valeurs prédites du logarithme de l'abondance relative
Log Abondance relative
1.6
1.2
0.8
0.4
T4
T5
T6
Transect


Valeurs prédites du logarithme du nombre d'individus par station
Log nombre individus
3.0
2.5
2.0
1.5
1.0
0
10
20
30
Abondance relative de SOLGEM


Valeurs prédites du logarithme du nombre d'individus par station
Log nombre individus
3.0
2.5
2.0
75.0
77.5
80.0
82.5
85.0
87.5
Humidité relative moyenne(-15 jours)


Valeurs prédites du logarithme du nombre d'individus par station
Log nombre individus
3.0
2.5
2.0
1.5
Pré-traitement
Traitement
Post-traitement
Phase


Valeurs prédites du logarithme du nombre d'individus par station
Log nombre individus
3.0
2.5
2.0
1.5
1.0
0.5
T4
T5
T6
Transect


Valeurs prédites du logarithme du nombre d'individus par station
Log nombre individus
3.5
3.0
2.5
2.0
0.00
0.25
0.50
0.75
1.00
Indice du vent

Résumé

La Fourmi folle jaune, *Anoplolepis gracilipes*, est l'une des 100 espèces les plus envahissantes au monde. En 2022, elle a été observée en grand nombre sur les falaises littorales de Manapany à La Réunion, menaçant directement le Gecko vert de Manapany, *Phelsuma inexpectata*, une espèce en danger critique d'extinction. Pour protéger ce gecko endémique de La Réunion, un programme de lutte chimique contre *A. gracilipes*, utilisant l'appât ©ANTOFF Fipronil Ant Bait, a été mis en place sur un hectare au site de Cap Sel. L'étude visait à évaluer les effets de ce programme sur *A. gracilipes* et sur les autres espèces de fourmis, notamment l'espèce envahissante *Solenopsis geminata* et l'espèce indigène *Solenopsis mameti*. Contrairement à de nombreux programmes non documentés, cette étude est cruciale pour comprendre les effets du traitement et fournir des enseignements pour la gestion future des fourmis envahissantes. Des suivis de l'activité des fourmis par attractivité ont été réalisés avant, pendant et après le traitement pour obtenir des données sur l'évolution des effectifs et de l'abondance relative des espèces de fourmis. Les résultats ont révélé une augmentation des effectifs et une expansion de l'aire de répartition d'*A. gracilipes* après le traitement, lui conférant un avantage compétitif sur les autres espèces, notamment *S. geminata* et *S. mameti*. Ces résultats sont contraires à ceux attendus, ce qui peut s'expliquer par plusieurs facteurs : la méthode d'application du formicide, la réduction du taux d'application, les zones inaccessibles non traitées et la diminution de la pression compétitive de *S. geminata* dont les effectifs ont été contrôlés par le traitement. Néanmoins, l'augmentation de la richesse spécifique de la myrmécofaune après traitement, sans éradication d'espèces non cibles, le maintien de l'espèce indigène *S. mameti* et l'efficacité du formicide sur *S. geminata* restent des résultats encourageants. Cependant, le succès limité contre *A. gracilipes* souligne la nécessité de reconsidérer les stratégies de lutte, en intégrant d'autres méthodes. Cette étude fournit une base solide pour améliorer les stratégies de gestion des espèces envahissantes, essentielles à la préservation des écosystèmes locaux, de la biodiversité et du Gecko vert de Manapany.

Mots clés : Fourmi folle jaune, fourmi envahissante, lutte chimique, suivi par attractivité, Gecko vert de Manapany.

Abstract

The Yellow Crazy Ant, *Anoplolepis gracilipes*, is one of the world's 100 most invasive species. In 2022, it was observed in large numbers on the coastal cliffs of Manapany on Réunion Island, directly threatening the Manapany Day Gecko, *Phelsuma inexpectata*, a critically endangered species. To protect this endemic gecko of Réunion Island, a chemical control program against *A. gracilipes*, using the bait ©ANTOFF Fipronil Ant Bait, was implemented over one hectare at the Cap Sel site. The study aimed to evaluate the effects of this program on *A. gracilipes* and other ant species, including the invasive *Solenopsis geminata* and the native *Solenopsis mameti*. Unlike many undocumented programs, this study is crucial for understanding the effects of the treatment and providing insights for future management of invasive ants. Ant activity monitoring by attractiveness was conducte before, during, and after the treatment to gather data on the evolution of the populations and the relative abundance of ant species. The results revealed an increase in numbers and an expansion of the range of *A. gracilipes* after the treatment, giving it a competitive advantage over other species, particularly *S. geminata* and *S. mameti*. These results are contrary to expectations and may be explained by several factors : the method of formicide application, reduced application rate, untreated inaccessible areas, and the reduced competitive pressure from *S. geminata*, whose numbers were controlled by the treatment. Nevertheless, the increase in species richness of the myrmecofauna after treatment, without eradicating non-target species, the preservation of the native *S. mameti* species, and the effectiveness of the formicide on *S. geminata* are encouraging results. However, the limited success against *A. gracilipes* underscores the need to reconsider control strategies, integrating other methods. This study provides a solid foundation for improving invasive species management strategies, essential for preserving local ecosystems, biodiversity, and the Manapany Day Gecko.

Keywords : Yellow crazy ant, invasive ant, chemical control, monitoring by attractiveness, Manapany Day Gecko.