

Spécialité : Expertise Ecologique et Gestion de la Biodiversité (EEGB)
Mémoire de stage de deuxième année
Année 2017-2018

L'invasion de la fourmi d'Argentine (*Linepithema humile*) sur les îles d'Hyères : quels impacts sur l'entomofaune indigène ?



Présenté par : Mallaury Hamon
Responsable de stage : Eléonore Vandel

Année 2017 – 2018

Master SET

Spécialité : Expertise Ecologique et Gestion de la Biodiversité (EEGB)

Mémoire de stage de deuxième année

L'invasion de la fourmi d'Argentine
(*Linepithema humile*) sur les îles d'Hyères : quels
impacts sur l'entomofaune indigène ?

Présenté par Mallaury Hamon

Museum départemental du Var
737 chemin du Jonquet 83200 Toulon

Remerciements

Je tiens à remercier tout d'abord Monsieur François Dusoulier (ancien conservateur du Muséum départemental du Var), pour m'avoir accueillie et intégrée dans l'équipe. Merci pour tes conseils et ta disponibilité.

Je remercie particulièrement ma tutrice, Eléonore Vandel, pour son encadrement et sa disponibilité. Je tiens à te remercier pour la confiance que tu m'as accordée, pour ton soutien et ton encouragement au quotidien et surtout pour ton amitié. Merci d'avoir été présente pour moi dans tous les moments de doutes mais aussi de joie.

Je remercie également Olivier Blight pour son aide à l'élaboration du protocole, sur la vérification des identifications de fourmis et sur les analyses statistiques.

Un grand merci à toi, Camille, pour ta patience et ta persévérance dans la chambre froide à trier des centaines d'insectes et pendant des heures ! Merci pour ta contribution bénévole au bon déroulement de mon stage et pour ta gaieté à toute épreuve.

Je tiens à remercier Philippe Ponel et Pierre Oger qui m'ont aidé dans la détermination des coléoptères et des araignées. Merci à Pierre d'avoir examiné plus de 200 tubes et identifié près de 500 araignées dans un temps record !

Je remercie David Geoffroy qui a su m'orienter dans les bonnes directions lors de l'élaboration de mon protocole.

Merci à Amandine Gasc d'avoir été présente dans la dernière ligne droite de l'écriture de ce rapport. Tes conseils m'ont été précieux.

Merci également à toi, Sébastien Hasbrouck, pour tes talents de dessinateur et d'humoriste !

Merci à Ludovic Charrier pour m'avoir accompagné sur le terrain.

Merci aux propriétaires des deux îles privées d'avoir accepté ma venue.

Je remercie le personnel du Parc national de Port-Cros et plus particulièrement l'équipe de Porquerolles pour m'avoir hébergée dans les locaux du parc mais également pour de m'avoir prêté des vélos.

Et un grand merci à toute l'équipe du Muséum pour votre contribution au bon déroulement de mon stage durant ces six mois. Merci pour la bonne humeur qui règne chaque jour au bureau.

Sommaire

I.	Introduction.....	1
II.	Matériels et Méthodes.....	6
1.	Site d'étude	6
2.	Protocole de localisation de la fourmi d'Argentine sur les îles d'Hyères.....	7
3.	Protocole d'étude de l'impact de <i>Linepithema humile</i> sur les peuplements entomologiques de l'île de Porquerolles.....	9
4.	Présentation des données	11
a)	Cartographie de la distribution de <i>Linepithema humile</i>	11
b)	Inventaire taxonomique des communautés entomologiques.....	11
5.	Analyses statistiques	12
III.	Résultats.....	13
1.	Localisation de la présence de <i>Linepithema humile</i> sur les îles d'Hyères.	13
2.	Impact de <i>Linepithema humile</i> sur les communautés d'insectes	15
IV.	Discussion	21
V.	Conclusion	25
	Références bibliographiques	26
	Annexe 1 : Listes des espèces identifiées (2 pages).....	29
	Annexe 2 : Tableau final composé des données d'abondance, de richesse et de diversité spécifique total et pour chaque groupe taxonomique.....	31
	Annexe 3 : Tableau de données brutes avec les abondances de chaque espèce de fourmis.	32
	Annexe 4 : Tableau de données brutes avec les abondances de chaque espèce de coléoptères (2 pages).....	33
	Annexe 5 : Tableau de données brutes avec les abondances de chaque espèce d'araignées (4 pages).	35
	Résumé.....	39
	Abstract	40

Listes des figures

Figure 1: La fourmi d'Argentine, <i>Linepithema humile</i> (a) (GT IBMA. 2017) et sa tête en forme de goutte d'eau (b) (April Nobile / © AntWeb.org).....	3
Figure 2: Distribution mondiale de <i>Linepithema humile</i> . En vert sa répartition naturelle (© antmaps.org).....	4
Figure 3: Archipel des îles d'Or (Berville et al., 2012).	7
Figure 4 : Piège appâté avec du miel sur l'île du Grand Ribaud (© E. Vandel).....	8
Figure 5 : Piège Barber contenant un mélange non attractif sur l'île de Porquerolles (© E. Vandel).....	9
Figure 6 : Schéma des 8 pièges Barber le long d'un transect de 40 mètres.....	10
Figure 7: Schéma des 8 pièges Barber groupés en triangle le long d'un transect de 13 mètres.	10
Figure 8 : Habitat de type maquis haut (a) et habitat de type forêt (b) (© E. Vandel).	10
Figure 9 : Localisation de <i>Linepithema humile</i> sur l'île de Porquerolles.....	14
Figure 10 : Localisation de <i>Linepithema humile</i> sur deux îlots privés des îles d'Hyères ..	15
Figure 11 : Abondance moyenne et écart type des 9 espèces de fourmis en fonction de la présence ou l'absence de <i>L. humile</i>	17
Figure 12 : Boxplot du modèle issu de l'abondance de <i>Camponotus lateralis</i> en fonction de la présence ou l'absence de <i>L. humile</i>	18
Figure 13 : Boxplot du modèle issu l'abondance de <i>Pheidole pallidula</i> en fonction du type d'habitat.....	18
Figure 14 : Boxplot du modèle issu de l'abondance de <i>Plagiolepis pygmaea</i> en fonction du type d'habitat et de la présence ou de l'absence de <i>L. humile</i>	19

Liste des tableaux

Tableau 1: Résultats des GLM testés pour les variables « abondance totale », « richesse totale » et « diversité totale » en fonction de la « modalité » et de « l'habitat » avec ici renseignée la moyenne \pm erreur standard. Significativité : ‘.’ <0.1 . – Sans L. humile.....16

Tableau 2: Résultats des GLM pour les variables « abondance fourmis », « richesse fourmis » et « diversité fourmis » en fonction de la « modalité » et de « l'habitat » avec ici renseignée la moyenne \pm erreur standard. Significativité : ‘*’ <0.05 ‘.’ <0.1 . – Sans L. humile.
..... 16

Tableau 3: Résultats des GLM pour l'abondance de 6 fourmis indigènes sélectionnées, avec ici renseignée la moyenne \pm erreur standard. Significativité : ‘***’ <0.001 , ‘*’ <0.05 et ‘.’ <0.1 .
..... 17

Tableau 4 : Résultats des GLM pour les variables « abondance coléoptères », « richesse coléoptères » et « diversité coléoptères » en fonction de la « modalité » et de « l'habitat » avec ici renseignée la moyenne \pm erreur standard. 20

Tableau 5 : Résultats des GLM testés pour les variables « abondance araignées », « richesse araignées » et « diversité araignées » en fonction de la « modalité » et de « l'habitat » avec ici renseignée la moyenne \pm erreur standard. 20

Tableau 6: Résultats du GLM testé pour la variable d'abondance de Saitis barbipes en fonction de la « modalité » et de « l'habitat » avec ici renseignée la moyenne \pm erreur standard. Significativité : ‘*’ <0.05 21

I. Introduction

Les invasions biologiques

La notion d'« invasion biologique » apparaît en 1958 dans l'ouvrage pionnier de l'écologiste britannique Charles Elton intitulé « *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* ». Si Charles Elton ne donne pas de définition spécifique au mot « invasion », il propose une définition générale du processus : « Une invasion biologique survient quand un organisme, quel qu'il soit, parvient dans un lieu situé en dehors de l'aire de répartition initiale de son espèce ».

Le processus d'expansion des espèces est un phénomène naturel qui a conduit de nombreuses espèces à se déplacer et à coloniser de nouveaux territoires à travers la planète. Ce phénomène s'est considérablement accéléré au cours des derniers siècles, sous l'influence croissante des activités humaines (Suarez *et al.*, 2001). Ainsi, l'augmentation des échanges internationaux favorise l'importation, volontaire ou fortuite, de nouvelles espèces (Mack *et al.*, 2000). La libre circulation des hommes et des biens a conduit à augmenter au cours du XX^e siècle la capacité de déplacement des espèces en leur faisant franchir des barrières biogéographiques (Lefeuvre, 2006). Les scientifiques s'inquiètent des conséquences de ce phénomène comme la perte d'originalité des écosystèmes et l'homogénéisation des biotopes sur l'ensemble de la planète (Olden, 2004 ; Vitousek *et al.*, 1997). Les invasions biologiques sont mondialement considérées aujourd'hui comme une cause majeure de l'érosion de la biodiversité après la fragmentation et la destruction des habitats (MacNeely & Strahm 1997). C'est dans ce contexte que l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) proposera une définition qui intègre la notion de perturbation : « Une espèce invasive est une espèce animale ou végétale qui a été introduite volontairement ou accidentellement par l'homme, dans un milieu où elle était naturellement absente et qui engendre des perturbations dans le fonctionnement de son écosystème d'accueil ».

Fort heureusement, toute espèce exotique importée ne devient pas toujours envahissante. Certaines espèces introduites dites « acclimatées ou occasionnelles » peuvent se reproduire occasionnellement hors de leur aire d'introduction mais souvent l'intervention de l'homme est nécessaire à leur persistance (Pyšek *et al.*, 2009). Les espèces dites « naturalisées ou établies » forment des populations viables sur plusieurs générations sans l'intervention de l'homme (Pyšek *et al.*, 2009). Parmi les espèces naturalisées, sont considérées comme espèces



envahissantes celles qui par leur prolifération dans des milieux naturels ou modifiés y produisent des changements significatifs de composition, de structure et/ou de fonctionnement des écosystèmes (Cronk & Fuller, 1995).

En 1996, Williamson proposera la règle empirique dite des 10 %, c'est-à-dire que sur 1000 espèces introduites, 100 s'acclimatent, 10 se naturalisent et une seule devient envahissante.

Il semblerait que tous les écosystèmes soient concernés par les invasions biologiques, mais certains écosystèmes sont plus sensibles que d'autres comme les milieux fortement perturbés, les milieux insulaires et les milieux pauvres en ressources trophiques (Simberloff, 1995).

En Europe, plus de 12 000 espèces sont considérées comme des espèces exotiques dont plus de 1 000 sont envahissantes. Pour environ 10 000 d'entre elles, c'est le transport involontaire qui est à l'origine de leur présence en Europe (DAISIE : Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe). Pour les autres, ce sont des relâchés intentionnels ou des introductions inconnues. La grande majorité des taxons exotiques en Europe sont des plantes (55%) et des « invertébrés » terrestres (23%) (DAISIE). Dans la liste des 100 espèces exotiques envahissantes les plus néfastes au monde, 14 espèces sont des insectes et 5 d'entre eux sont des fourmis (Lowe, 2007).

Les fourmis invasives

Parmi tous les groupes d'espèces exotiques envahissantes, les fourmis forment un groupe important faisant partie des envahisseurs les plus néfastes écologiquement, mais également économiquement, dans les zones de colonisation (Holway *et al.*, 2002). Les fourmis représentent la plus grande biomasse animale, et une diversité de plus de 12 000 espèces réparties en 21 familles, répandues dans la quasi-totalité des écosystèmes du monde (excepté les pôles) (Hölldobler & Wilson, 1990). Dans ces écosystèmes, la quasi-totalité des niches écologiques sont occupées par ce groupe taxonomique (Hölldobler & Wilson, 1990). Ce succès écologique repose sur leur mode de vie social, leur organisation et leurs comportements spécialisés. (Hölldobler & Wilson, 1990). Les fourmis invasives partagent de nombreux traits biologiques qui favorisent leur installation tels que :

- La polygynie, soit le fait que plusieurs reines coexistent dans un même nid et pondent toutes sans respecter des rangs hiérarchiques.



- L'unicolonialité, qui permet à des ouvrières de nids différents de se reconnaître et de cohabiter. Cette particularité réduit les affrontements intraspécifiques et permet de monopoliser l'énergie pour s'opposer à des nids d'autres espèces.
- L'accouplement protégé, qui se produit à l'intérieur du nid et limite donc la prédation lors du vol nuptial.

Les fourmis envahissantes affectent les communautés natives par divers moyens comme la compétition pour la ressource ou pour les zones de nidification, mais également par le biais de la prédation et de l'introduction de parasites (Diamond, 1986). Leur nombre, leur taille et leur vie souterraine les rendent difficilement contrôlables par l'homme. Les fourmis exotiques envahissantes se distinguent également des autres espèces indigènes par leur forte agressivité envers celles-ci (Blight, 2010). Holway et ses collaborateurs (2002) confirment que, dans la majorité des cas, le déclin des espèces natives est observé dans les écosystèmes envahis par des fourmis exotiques envahissantes.

Le cas de la fourmi d'Argentine

La fourmi d'Argentine, *Linepithema humile* (Mayr, 1868), est originaire d'Amérique du Sud. Cette espèce de la sous-famille des Dolichoderinae a envahi tous les écosystèmes méditerranéens et subtropicaux de la planète (Suarez *et al.*, 2001 ; Wetterer *et al.*, 2009). Cette espèce a été décrite pour la première fois en 1868 par G. Mayr. C'est la seule espèce du genre *Linepithema* à se trouver en France actuellement (Wild, 2007).

La fourmi d'Argentine fait partie des fourmis de petite taille, environ 2-3 mm de long pour les ouvrières qui sont monomorphes (pas d'ouvrière major). Les reines sont aptères et mesurent 4-5 mm de long. Leur couleur brune est homogène avec l'abdomen légèrement plus foncé. Le critère d'identification de cette espèce est qu'elle présente comme toutes les autres espèces de Dolichoderinae, un pétiote à un seul segment entre le thorax et l'abdomen (Fig.1). Elle ne



Figure 1: La fourmi d'Argentine, *Linepithema humile* (a) (GT IBMA. 2017) et sa tête en forme de goutte d'eau (b) (April Nobile / © AntWeb.org).



possède pas d'aiguillon et les deux premiers segments de son abdomen sont glabres. Elle présente une tête oblongue en forme de goutte d'eau (ovale vers l'arrière et pointue vers l'avant) et les antennes sont composées de 12 segments sans massue (Fig.1).

Cette espèce colonise surtout les milieux perturbés par l'homme ou proches de celui-ci (maison, conteneurs à ordures, etc.). C'est dans les zones anthropisées que l'abondance de la fourmi d'Argentine est la plus importante (Suarez *et al.*, 1998). Omnivores, elles peuvent entretenir également une relation de mutualisme avec des pucerons et des cochenilles en les protégeant et consommant en retour leur miellat sucré (Ward, 2010). Elles sont présentes dans des habitats avec un taux d'humidité et une température modérée, ce qui peut limiter leur expansion. Leur activité de prospection se fait de jour et de nuit mais cesse lorsque les températures atteignent 40°C ou passent sous les 4°C (Holway, 2002).

Linepithema humile a envahi une grande partie des écosystèmes de type méditerranéen et subtropical du globe (Wetterer *et al.*, 2009) (Fig.2)

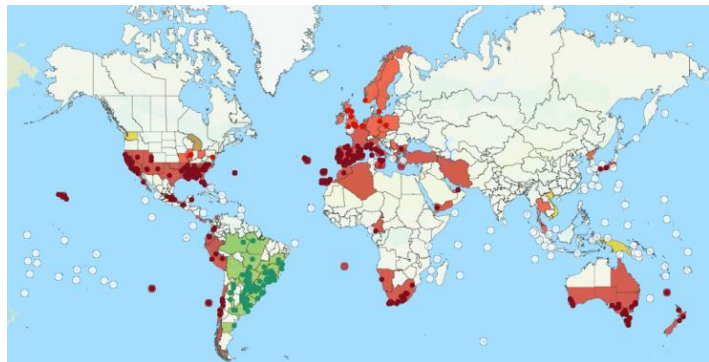


Figure 2: Distribution mondiale de *Linepithema humile*. En vert sa répartition naturelle (© antmaps.org).

En Europe, le premier foyer d'infestation semble être l'île de Madère avec un signalement en 1882 (Suarez, 2001). Les fourmis d'Argentine ont été ensuite introduites involontairement au Portugal (Wetterer & Wetterer, 2006). Leur voyage continuera le long des côtes méditerranéennes en infestant la France, l'Italie et l'Espagne quelques années plus tard (Suarez, 2001 ; Wetterer & Wetterer, 2006). Les grandes îles méditerranéennes ne sont pas épargnées car 6 d'entre elles sont infestées : Sicile (Wetterer *et al.*, 2009), Sardaigne (Casevitz, 1974), Corse (Bernard, 1968), Crète (Fauna Europaea, 2015), Eubée (Fauna Europaea, 2015) et Majorque (Espadaler, 1997).

En France, c'est dans la région PACA que deux foyers d'infestation ont été signalés au début du XX^e siècle. Les fourmis d'Argentine auraient été transportées à La Seyne-sur-Mer (Var) via des plants de palmiers venu des îles Canaries (Chopard, 1921 ; Veyret, 1961) et à Cannes (Alpes-Maritimes) via des plantes tropicales de types orchidées et fougères venues d'Amérique du Sud (Chopard, 1921). Sur les petites îles méditerranéennes, sa présence est renseignée sur la



totalité de l'île des Embiez (Berville & Ponel, 2017) et de même sur les deux grandes îles de l'archipel des îles d'Or : Port-Cros en 2005 et Porquerolles en 2006 (Orgeas & Ponel, 2009).

Contexte de l'étude

En France métropolitaine, 213 espèces de fourmis réparties sous 40 genres et 6 sous-familles ont été recensées (Casevitz-Weulersse & Galkowski, 2009). Une disparité en terme de richesse spécifique au niveau du territoire existe car c'est en région PACA que le nombre d'espèces est le plus important (plus de 60 espèces) (Antarea, 2018). Le bassin méditerranéen est un hotspot de biodiversité qui présente un enjeu fort de conservation. La présence et l'expansion de la fourmi d'Argentine est ainsi très inquiétante sur les îles méditerranéennes, faisant craindre des menaces sur ces écosystèmes fragiles. Les milieux insulaires abritent une richesse importante avec un fort taux d'espèces endémiques et la présence d'espèces exotiques envahissantes engendre un taux d'extinction très élevé (Bellard *et al.*, 2016). Sur les îles de Port-Cros et Porquerolles, des études ont mis en évidence la fragilité de l'entomofaune face aux perturbations d'origine anthropique (Orgeas & Ponel, 2009). Les auteurs mettent en évidence que la localisation de la fourmi d'Argentine sur les deux îles serait restreinte aux zones anthropisées tels que le village, les chemins principaux et les locaux à poubelle. De plus, Laurence Berville (2012) a mené une étude sur l'ensemble des deux îles pour améliorer l'état de connaissance de *Linepithema humile* en produisant une cartographie des zones de présence de celle-ci.

La présente étude s'inscrit dans un contexte où la présence de la fourmi d'Argentine sur l'île de Porquerolles et l'île de Port-Cros est avéré, mais l'impact de sa présence sur les peuplements entomologiques n'a jamais été évalué. De nombreuses études ayant montré le déclin des fourmis natives quand la fourmi d'Argentine était présente (Angulo, 2007 ; Carpintero, 2007 ; Holway *et al.*, 2002 ; Wetterer, 2001). Cette étude est réalisée dans le cadre du projet Interreg Italie-France Maritime ALIEM (Action pour Limiter les risques de diffusion des espèces Introduites Envahissantes en Méditerranée) qui bénéficie du soutien financier de l'Union européenne. L'objectif principal est de créer un réseau interinstitutionnel et scientifique transfrontalier pour la prévention et la gestion intégrée des risques liés à la diffusion des espèces exotiques envahissantes menaçant la biodiversité.

L'hypothèse d'un impact négatif de la présence de la fourmi d'Argentine sur la faune indigène de Porquerolles a été testé. Trois groupes de la faune épigée susceptibles d'être en lien



direct avec la fourmi d'Argentine (fourmis, coléoptères et araignées) ont été ciblés. Pour ce faire, plusieurs étapes ont été effectuées :

- 1) identifier les zones de présence de la fourmi d'Argentine à Porquerolles mais également sur d'autres îles et îlots d'Hyères pour connaître le contexte général de l'invasion de cette fourmi dans la zone d'étude. Les prospections sur l'île de Porquerolles permettront de sélectionner 16 sites, dans deux milieux communs de l'île (forêt et maquis haut), dont 8 envahis par la fourmi d'Argentine et 8 non envahis (témoins).
- 2) collecter les données à l'aide de pièges Barber installés sur l'île de Porquerolles
- 3) évaluer l'impact de la présence de la fourmi d'Argentine sur les différents groupes ciblés (fourmis natives, coléoptères et araignées) en utilisant des modèles statistiques de type GLM.

En effet, il a été montré dans d'autres contextes que toute la faune épigée pouvait être impactée, de façon positive ou négative, à la présence de la fourmi d'Argentine (Cole *et al.*, 1992 ; Human & Gordon, 1997 ; Huxel, 2000 ; Touyama *et al.*, 2008).

II. Matériels et Méthodes

1. Site d'étude

L'archipel des îles d'Or, situé dans le département du Var, est constitué des îles de Port-Cros, Porquerolles, le Levant et Bagaud (Fig.3). Ces îles étaient rattachées au continent, au niveau du massif des Maures, et ont été isolées il y a 20 000 ans suite à la fin de la dernière glaciation. Le 14 décembre 1963, le Parc national de Port-Cros fut créé. Les espaces naturels de l'île de Porquerolles - propriétés de l'État - ont été classés en cœur de Parc par le décret du 6 mai 2012 (décret n°2012-649).

L'île de Porquerolles (43° 00' 02" N, 6° 13' 38" E), d'une superficie de 1257 ha, est la plus grande île de l'archipel. Elle est située à seulement 2,5 km au sud de la presqu'île de Giens (commune d'Hyères)). Elle mesure 7 km dans sa plus grande longueur (d'est en ouest) et est large de 2,5 km du nord au sud. Son plus haut sommet atteint 142 m. Entre la presqu'île de Giens et l'île de Porquerolles se trouvent deux îlots privés : le Grand Ribaud et le Petit Ribaud, tous deux inaccessibles sans autorisation préalable des propriétaires.



Les îles de l'archipel sont soumises au climat méditerranéen qui se caractérise par des étés chauds et secs et des hivers doux et humides. Les conditions météorologiques du printemps 2018 furent singulière, avec un temps très pluvieux atteignant jusqu'à 30 mm de pluie en une seule journée sur l'île de Porquerolles (Donnée personnelle issue des relevés du PNPC). Ce facteur météorologique n'étant pas contrôlable, il présente une limite importante de cette étude.

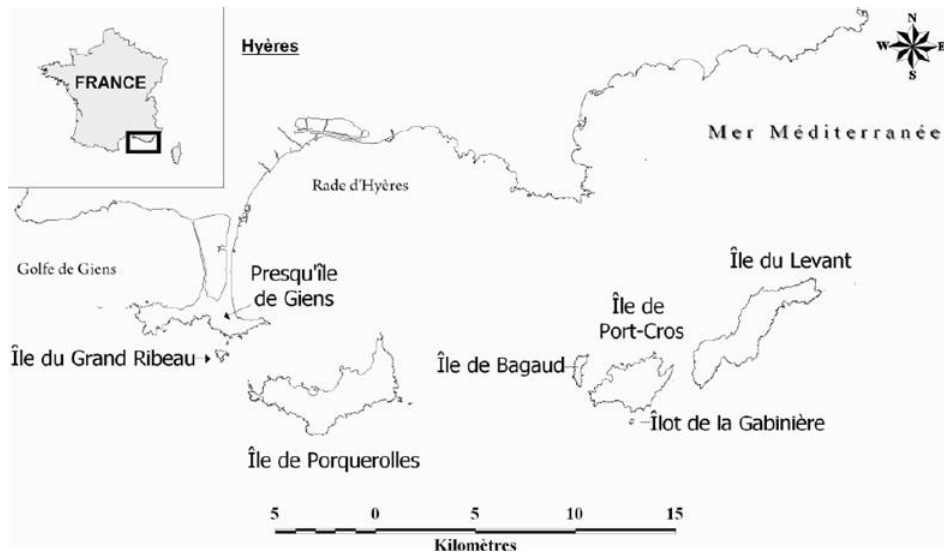


Figure 3: Archipel des îles d'Or (Berville et al., 2012).

2. Protocole de localisation de la fourmi d'Argentine sur les îles d'Hyères

Dans un premier temps, les îles du Petit Ribaud, du Grand Ribaud et du Levant ont été prospectées afin de déterminer la présence ou non de la fourmi d'Argentine. Ses zones ont été sélectionnées de par leur proximité à des zones infestées connues (presqu'île de Giens, îles de Port-Cros et Porquerolles), de leur accessibilité et de la présence d'infrastructures humaines (maison et phare). De plus, ces îles sont souvent fréquentées, notamment l'île du Levant qui dispose d'un port accessible au public et également une partie dédiée aux activités militaires. Les deux autres îles sont des îles privées mais de nombreux déplacements sont effectués pour la surveillance de celles-ci. Ces déplacements entre continent (zone infestée) et les îles peuvent permettre le transport accidentel de la fourmi d'Argentine (*Linepithema humile*) puis son établissement dans l'écosystème.

Une méthode de piégeage simple a été utilisée sur ces îles pour identifier la présence de *L. humile*. Pour cela, des assiettes en carton, utilisées comme support, ont été appâtées avec une goutte de miel (Fig.4). Étant sucré, le miel, permet d'attirer les fourmis proches des assiettes.



Les pièges sont disposés au nombre de 10, le long d'un transect de 100 mètres. Sur l'île du Grand Ribaud, 4 transects ont été répartis le long des chemins principaux permettant l'accès à la maison et aux plages. Sur l'île du Levant et du Petit Ribaud, la taille des sites prospectés ne permettait pas d'effectuer un transect aussi long. Seulement quelques pièges ont été disposés.

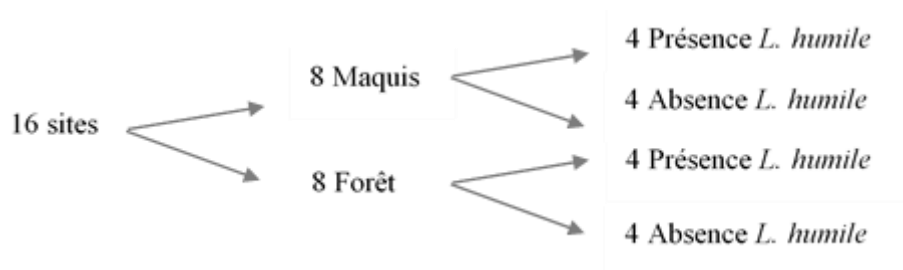
La pose des pièges à appât sur Porquerolles a été effectuée pour identifier les zones de présence et d'absence de la fourmi d'Argentine, nécessaire au second protocole de piégeage.



Figure 4 : Piège appâté avec du miel sur l'île du Grand Ribaud (© E. Vandel).

Les pièges sont laissés pendant 1h30 et toutes les fourmis présentes sur le piège sont récoltées à l'aide d'un pinceau fin. La détermination des espèces est ensuite effectuée au laboratoire à l'aide d'un microscope. Suite au prélèvement des fourmis présentes sur les pièges, les assiettes ont été transportées dans un sac-poubelle fermé afin d'éviter la dispersion involontaire des individus.

Dans un second temps, le même protocole avec les assiettes appâtées de miel a été utilisé sur l'île de Porquerolles. Le but était de sélectionner les 16 sites nécessaires au second protocole à mettre en place (voir section 3). À la fin de cette étape de prospection, 8 sites de type forêt et 8 sites de type maquis haut ont été conservés. Dans chaque habitat, 4 sites sont envahis par la fourmi d'Argentine et 4 sites sont des témoins (non envahis).



3. Protocole d'étude de l'impact de *Linepithema humile* sur les peuplements entomologiques de l'île de Porquerolles

Pour décrire les peuplements entomologiques des zones naturelles et semi-naturelles de l'île de Porquerolles, des pièges Barber (*Pitfall traps*) ont été utilisés. Cette méthode peut être pratiquée par un non spécialiste, est efficace quel que soit le type d'habitat, et permet d'assurer un suivi standardisé sans biais d'échantillonnage majeur (Abensperg-Traun & Steven, 1995). Ceci peut permettre de donner une estimation de la faune active au sol, ainsi que la probabilité des captures au hasard, en fonction de la densité des insectes et de leur mobilité (Greenslade, 1973).

Un récipient de 702 mm de profondeur et 53 mm de diamètre est placé dans le sol avec la partie supérieure du pot affleurant la surface du sol. À l'intérieur des pièges, un mélange non attractif de propylène glycol (agent conservateur) et de liquide vaisselle (agent mouillant) a été disposé dans un tiers du pot (Fig.5). Les pièges ont été laissés une semaine entière. Pour une session de piégeage, 128 pièges Barber ont été récoltés, soit 384 pour les trois sessions effectuées.



Figure 5 : Piège Barber contenant un mélange non attractif sur l'île de Porquerolles (© E. Vandel).

Des transects de 40 mètres de long, possédant 8 pièges Barber espacés de 5 mètres, ont été installés dans un habitat homogène (Fig.6). Pour 7 sites, le protocole a été adapté en regroupant les pièges en triangle (Fig.7). En effet certains sites présentaient des caractéristiques communes aux autres sites d'un point de vue floristique mais la taille de ceux-ci ne permettait pas de réaliser un transect de 40 mètres. Le choix a donc été de conserver ces sites mais de regrouper six pièges en deux triangles de trois pièges, espacés chacun d'un mètre (Fig.7).





Figure 6 : Schéma des 8 pièges Barber le long d'un transect de 40 mètres

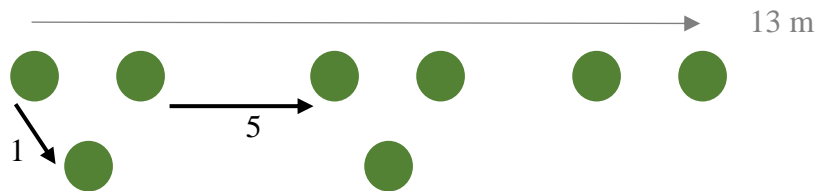


Figure 7: Schéma des 8 pièges Barber groupés en triangle le long d'un transect de 13 mètres.

Suite aux résultats du premier protocole, seize sites ont été choisis sur Porquerolles en essayant de couvrir la majorité des zones de l'île. Au départ, trois habitats avaient été sélectionnés pour le protocole : les forêts à chênes verts, les maquis hauts et les arrières plages. L'habitat « arrière plage » a dû être abandonné car aucune plage sur Porquerolles n'était épargnée par la présence de la fourmi d'Argentine. Aucune zone de contrôle n'était alors disponible. Ainsi, huit habitats de type maquis haut (Fig. 8a) et huit habitats de type forêt (Fig. 8b) ont été conservés. Les sites présentant un habitat de type forêt sont déterminés par des arbres dominants tels que : le chêne vert (*Quercus ilex*), le chêne à feuilles rondes (*Quercus rotundifolia*) et le pin d'Alep (*Pinus halepensis*). Les sites avec un habitat de type maquis haut sont caractérisés par : l'arbousier (*Arbutus unedo*), la bruyère arborescente (*Erica arborea*) et la filaire à feuilles étroites (*Phillyrea angustifolia*).



Figure 8 : Habitat de type maquis haut (a) et habitat de type forêt (b) (© E. Vandel).



4. Présentation des données

a) Cartographie de la distribution de *Linepithema humile*

Les données concernant les habitats de l'île de Porquerolles ont été obtenues via l'inventaire effectué par le Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles (CBNMed). Les données utilisées pour la création d'une carte de localisation de *Linepithema humile* sont issues des prospections du printemps 2018 des pièges à appât. De plus, les pointages GPS de *Linepithema humile* des années 2014, 2015 et 2016 de M. Dusoulier François ont été insérés à l'étude afin d'avoir une compilation et une restitution complète des données disponibles à ce jour. Ces données ont été transposées sur un fond de carte fournie par le Parc national de Port-Cros avec le logiciel QGIS (version 2.18). Toutes ces étapes ont permis la création de deux cartes : une sur la distribution de la fourmi d'Argentine sur l'île de Porquerolles et l'autre sur la présence de la fourmi d'Argentine sur les deux îlots privés.

b) Inventaire taxonomique des communautés entomologiques

Les données analysées sont issues de l'ensemble des captures des 384 pièges Barber des seize sites présentés précédemment.

La période de tri et d'identification des spécimens s'est effectuée sur un mois entre mi-juin et mi-juillet 2018. Dans un premier temps, les individus ont été classés selon leur ressemblance dans différents tubes : fourmis, coléoptères, araignées et autres. Ils ont été ensuite distribués aux différents spécialistes contactés pour les identifications. Les coléoptères et blattes capturés ont été identifiés au genre, voire à l'espèce, par M. Ponel Philippe. Les araignées ont été déterminées par un spécialiste belge : M. Oger Pierre. Les fourmis ont été identifiées par moi-même et contrôlées par M. Blight Olivier. De plus, cinq punaises (hétéroptères) ont été récoltées et identifiées par M. Dusoulier François afin d'enrichir la connaissance sur ce groupe.

À partir des inventaires spécifiques des seize sites, les mesures de richesse spécifique, d'abondance totale et de diversité spécifique des différents groupes (fourmis, coléoptères et araignées) ont été calculés. L'indice de diversité de Shannon (nombre d'espèces et répartition des individus au sein de ces espèces) a été calculé via la formule suivante (Shannon & Weaver, 1949) :



$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

H' : indice de biodiversité de Shannon

p_i : proportion d'une espèce i par rapport au nombre total d'espèces (S)

$p_i = n_i / N$

n_i : nombre d'individus pour l'espèce i

N : effectif total (les individus de toutes les espèces)

5. Analyses statistiques

Afin d'évaluer statistiquement l'effet de la présence de la fourmi d'Argentine sur les peuplements entomologiques des sites d'études, 19 modèles linéaires généralisés (GLM) ont été utilisés. Chacun de ces modèles tente de représenter au mieux une variable à expliquer par deux variables explicatives qui sont le type d'habitat (avec deux niveaux de facteur : la forêt ou le maquis haut) et la présence de la fourmi d'Argentine (avec deux niveaux de facteur : présence ou absence). Dans un premier temps, 12 modèles concernent les variables à expliquer que sont la richesse spécifique, l'abondance totale et la diversité spécifique des peuplements entomologiques ; 3 modèles ont été construits sur l'ensemble de la base de données de l'inventaire (Annexe 2), donc sur l'ensemble des espèces inventoriées, puis, 9 modèles ont été construits sur le sous-jeu de données correspondant aux seules espèces de fourmi indigènes (Annexe 3), de coléoptères (Annexe 4) et d'araignées (Annexe 5). Enfin, 7 autres modèles considèrent comme variable à expliquer les 6 espèces de fourmis indigènes ainsi qu'une espèce d'araignée qui semblaient les plus affectées par la présence de l'espèce invasive.

Afin de sélectionner le meilleur modèle possible, la loi de distribution suivie par chaque modèle a été choisie selon les critères suivants : 1) si la loi de distribution « gaussienne » engendre des résidus suivant une loi normale et un coefficient de dispersion proche de 1, ce modèle est conservé. La normalité des résidus a été testé grâce au *shapiro.test()* et à l'analyse visuels du comportement des résidus grâce au diagramme Quantile-Quantile. Si la valeur de P du test est supérieure au seuil de 5% d'erreur de type 1, les résidus du modèle suivent une loi normale. 2) Si la loi de distribution gaussienne ne convient pas, une loi de « Poisson », adapté aux données de comptage est alors choisie. Si le coefficient de dispersion du modèle est inférieur à deux, il est considéré qu'il n'y a pas de surdispersion et le modèle est conservé.



L'interprétation des résultats se fait sur une échelle log. 3) Dans le cas de surdispersion avec une loi de « Poisson » si la différence entre la variance et la moyenne de la variable (x) est supérieure à 2, la famille du modèle devient « Quasipoisson » et en cas de persistance du phénomène de surdispersion (la différence entre la variance et la moyenne de la variable (x) est supérieure à 4), c'est un modèle linéaire généralisé négatif binomial qui est sélectionné. Pour « Quasipoisson » et « négative binomiale » l'interprétation se fait sur l'échelle log. Quand il était possible, un lien de type « identité » a été choisi, permettant la retro-transformation sur l'échelle naturelle. Sinon, la retro-transformation des valeurs se fait grâce à l'exponentielle.

De plus, dans les modèles, l'effet d'interaction entre les deux variables explicatives - *modalité* et *habitat* - a été testé. L'interaction additive (+) ou multiplicative (*) entre les variables a été sélectionnée grâce au critère de l'AIC (Akaike information criterion) (Sakamoto *et al.*, 1986). En effet, le modèle possédant le plus petit AIC a été retenu permettant de définir le type d'interaction qui explique au mieux les variations observées.

Par défaut, le premier site d'étude étant un maquis présentant une modalité de présence de la fourmi d'Argentine, la sortie des modèles est donc interprétée pour une modalité de présence de la fourmi invasive et un habitat de type maquis.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel R. 3.2.2 (R Development Core Team, 2017). Pour la construction des modèles GLM et GLM négatif binomial les fonctions '*glm*' et '*glm.nb*' du package « *vegan* » (Oksanen *et al.*, 2018) et « *mass* » (Ripley *et al.*, 2013) ont été utilisés.

III. Résultats

1. Localisation de la présence de *Linepithema humile* sur les îles d'Hyères.

Sur l'île de Porquerolles, 17 sites ont été recensés comme non envahis par la fourmi d'Argentine (Fig.9). La majorité de ces sites se trouvent sur le nord-ouest de l'île. Les sites envahis, au nombre de 25, sont répartis de manière quasi homogène sur l'île. 17 sites ont été renseignés par M. Dusoulier en 2014, 2015 et 2016. Sur les 12 autres sites révélés par la présente étude, deux nouvelles zones de présence de la fourmi d'Argentine sont indiquées (Fig.9). En effet, Berville et ses collaborateurs (2012), présentaient une carte générale de la localisation de



Linepithema humile sur l'île de Porquerolles. Les extrémités Ouest et Est n'ont pas été prospectées lors de cette étude.

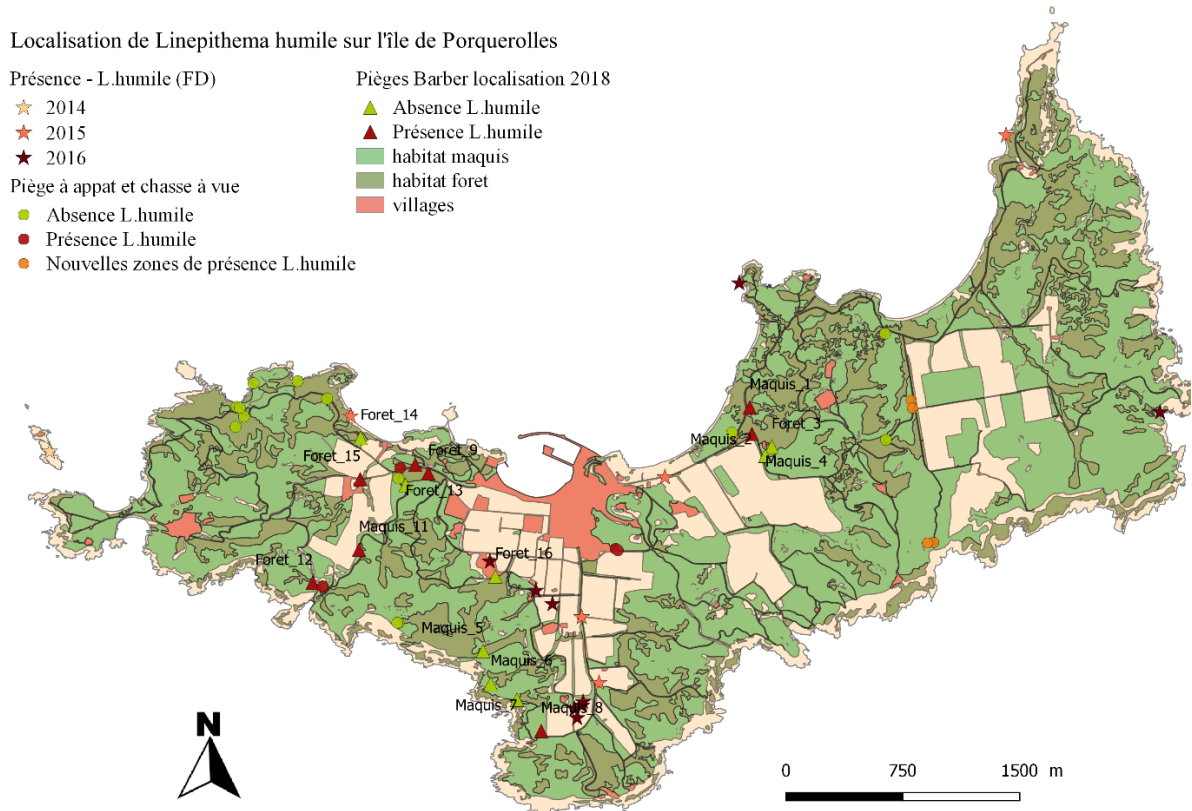


Figure 9 : Localisation de *Linepithema humile* sur l'île de Porquerolles

La prospection a également été effectuée sur les îles du Grand Ribaud et du Petit Ribaud (Fig.10) et sur l'île du Levant. Sur les deux îles privées, la fourmi d'Argentine est présente dans toutes les zones prospectées (Fig.10) . Sur l'île du Levant, la fourmi d'Argentine a été observée sur l'arrière plage au sud de l'île.



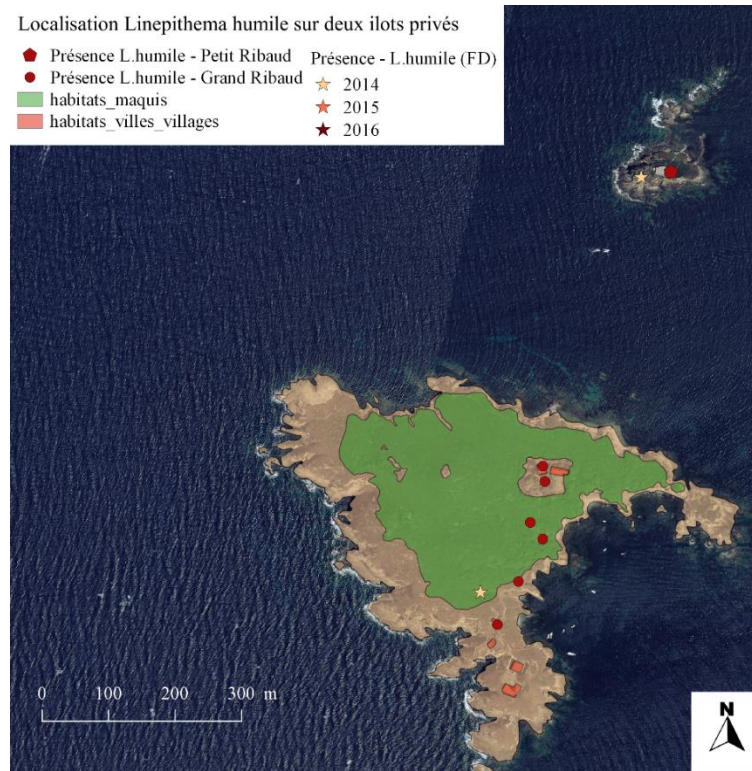


Figure 10 : Localisation de *Linepithema humile* sur deux îlots privés des îles d'Hyères

2. Impact de *Linepithema humile* sur les communautés d'insectes

Au total, sur les 384 pièges, 3295 individus, tous taxons confondus, ont été capturés et identifiés. L'abondance est calculée en soustrayant l'abondance de la fourmi d'Argentine à l'abondance totale. Ces individus se répartissent en 80 taxons identifiés à l'espèce, au genre ou à la famille (Annexe 1).

La richesse totale suit une loi normale (*shapiro.test*, $p=0.94$) et ne semble pas impactée par la présence de la fourmi d'Argentine (Tableau 1). La diversité totale, suivant une loi de poisson, ne présente pas de différence entre des zones envahies ou non envahies (Tableau 1). En ce qui concerne l'abondance, une légère diminution de celle-ci (93.23 ± 48.77 individus) est obtenue dans les sites envahis par *Linepithema humile* (Tableau 1).



Tableau 1: Résultats des GLM testés pour les variables « abondance totale », « richesse totale » et « diversité totale » en fonction de la « modalité » et de « l'habitat » avec ici renseignée la moyenne \pm erreur standard. Significativité : ' < 0.1. – Sans *L. humile*.

Variabiles à expliquer	Meilleur modèle (AIC)	Famille modèle (lien)	Valeur dispersion	Modalité	Habitat
Abondance totale	Additif	Nég.binomiale (log)	4,48	-93,32 \pm 48,77 .	63,51 \pm 46,21
Richesse totale	Additif	Gaussien	29,52	0,87 \pm 2,71	1,35 \pm 2,71
Diversité totale	Additif	Poisson	0,06	0,02 \pm 0,34	0,007 \pm 0,34

a) Impact de *Linepithema humile* sur les fourmis indigènes

Au total 1632 fourmis indigènes ont été capturées et identifiées, avec une diversité de 10 espèces (Annexe 1). Le nombre de fourmis d'Argentine est de 572.

Suites aux analyses, l'abondance de fourmis indigènes semble diminuer de 63.10 ± 30.92 ($p=0.04$) individus dans des zones envahies par la fourmi d'Argentine. Ce résultat est en adéquation avec les valeurs d'occurrences brutes. En effet, sur les 8 sites avec une modalité de présence, l'occurrence de toutes les fourmis indigènes - excepté la fourmi d'Argentine - est de 583 individus. Dans les zones non envahies par la fourmi d'Argentine, il y a 1049 individus d'espèces indigènes.

La richesse des fourmis indigènes suit une loi normale (*shapiro.test*, $p=0.06$) et un effet de diminution de 1.5 espèce dans une modalité de présence de la fourmi d'Argentine est observé, avec également une augmentation de 1.5 espèces avec la présence d'un habitat de type maquis. Les résultats ne sont pas significatifs au seuil de 5% ($p=0.09$).

La diversité des fourmis indigènes suit une loi normale (*shapiro.test*, $p=0.69$) et ne semble pas être impactée par la présence de *L. humile* (Tableau 2).

Tableau 2: Résultats des GLM pour les variables « abondance fourmis », « richesse fourmis » et « diversité fourmis » en fonction de la « modalité » et de « l'habitat » avec ici renseignée la moyenne \pm erreur standard. Significativité : '* < 0.05 ' < 0.1. – Sans *L. humile*.

Variabiles à expliquer	Meilleur modèle (AIC)	Famille modèle (lien)	Valeur dispersion	Modalité	Habitat
Abondance fourmis	Additif	Nég.binomiale (identité)	3,02	-63,10 \pm 30,92 *	24,64 \pm 26,31
Richesse fourmis	Additif	Gaussien	2,75	-1,5 \pm 0,82 .	1,5 \pm 0,82 .
Diversité fourmis	Additif	Gaussien	0,15	-0,09 \pm 0,19	0,23 \pm 0,19

Sur les 10 espèces de fourmis indigènes, c'est *Temnothorax lichtensteini* qui compte le plus d'individus capturés (701). Seule une *Crematogaster auberti* a été trouvée dans un habitat de type maquis et sans la présence de *L. humile*.



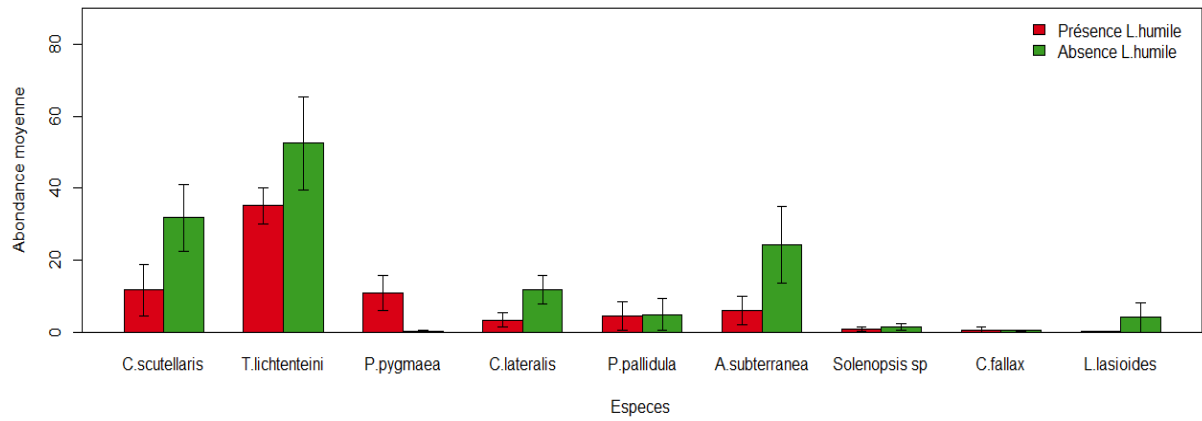


Figure 11 : Abondance moyenne et écart type des 9 espèces de fourmis en fonction de la présence ou l'absence de *L. humile*.

L'abondance moyenne des 9 espèces indigènes en fonction de la présence de *L. humile* (Fig.11) a permis d'orienter les analyses ultérieures sur 6 espèces : *Crematogaster scutellaris* (Olivier, 1792), *Temnothorax lichtensteini* (Bondroit, 1918), *Plagiolepis pygmaea* (Latreille, 1798), *Camponotus lateralis* (Olivier, 1792), *Pheidole pallidula* (Nylander, 1849) et *Aphaenogaster subterranea* (Latreille, 1798). Pour les 3 autres espèces : *Solenopsis sp*, *Camponotus fallax* (Nylander, 1849) et *Lasius lasioides* (Emery, 1869), les résultats des modèles n'étaient pas concluants. *Crematogaster auberti* (Emery, 1869) n'a pu être analysée.

Tableau 3: Résultats des GLM pour l'abondance de 6 fourmis indigènes sélectionnées, avec ici renseignée la moyenne \pm erreur standard. Significativité : '***' <0.001, '*' <0.05 et '.' <0.1.

Variables à expliquer	Meilleur modèle (AIC)	Famille modèle (lien)	Valeur dispersion	Modalité	Habitat	Rétro-trans formation
<i>C.scutellaris</i>	Additif	Nég.binomiale (log)	0,41	-1 \pm 0,78	0,29 \pm 0,78	
<i>T.lichtenteini</i>	Additif	Nég.binomiale (log)	3,11	-0,39 \pm 0,29	-0,23 \pm 0,29	
<i>P. pygmaea</i>	Additif	Nég.binomiale (log)	0,84	3,82 \pm 1,01 ***	2,87 \pm 0,87 ***	44,7 \pm 2,74 ; 17,63 \pm 2,38
<i>C. lateralis</i>	Additif	Nég.binomiale (identité)	0,96	- 7,81 \pm 4,24 .	3,54 \pm 2,9	déjà sur l'échelle normale
<i>P. pallidula</i>	Additif	Nég.binomiale (log)	0,15	0,96 \pm 1,41	3,63 \pm 1,45 *	38,01 \pm 4,26
<i>A.subterranea</i>	Additif	Nég.binomiale (log)	0,21	-1,12 \pm 1,09	-0,68 \pm 1,09	

Pour *Crematogaster scutellaris*, *Temnothorax lichtensteini* et *Aphaenogaster subterranea* il ne semble pas avoir d'impact positif ou négatif de la présence de *Linepithema humile* (Tableau 3).

En revanche, une diminution de 7.81 \pm 4.24 d'individus est observée chez *Camponotus lateralis* dans les zones envahies par la fourmi d'Argentine. Graphiquement, on constate que dans les zones non envahies la valeur médiane est de 7,5 individus pour les 8 sites, avec néanmoins un site présentant 34 individus capturés (Fig.12). Dans les zones envahies, la valeur médiane est de 1 individu avec un site extrême comptabilisant 16 individus (Fig.12).



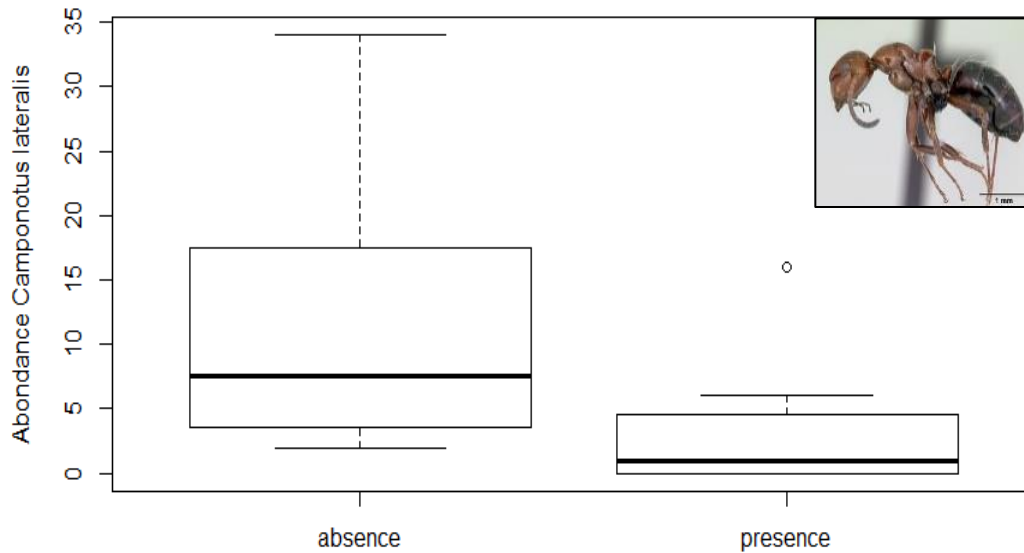


Figure 12 : Boxplot du modèle issu de l'abondance de *Camponotus lateralis* en fonction de la présence ou l'absence de *L. humile*.

Pheidole pallidula, est qu'en a elle, plus abondante (30.01 ± 4.26) dans des habitats de types maquis. La présence ou l'absence de *Linepithema humile* ne semble pas être un facteur impactant l'abondance de cette espèce. Graphiquement, on constate que seulement 3 individus ont été capturés sur un site de type forêt (Fig.13). La valeur médiane pour l'habitat de type maquis est de 1 individu. Cependant certaines présentent des abondances pouvant aller jusqu'à 36 individus (Fig.13).

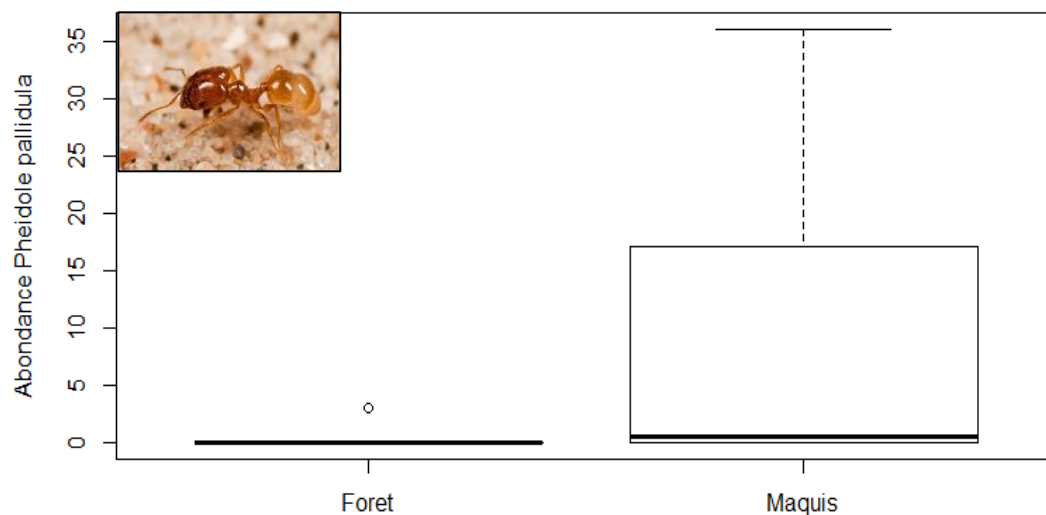


Figure 13 : Boxplot du modèle issu l'abondance de *Pheidole pallidula* en fonction du type d'habitat.

Plagiolepis pygmaea, présente une abondance plus importante dans des zones envahies par la fourmi d'Argentine soit $44,7 \pm 2,74$ individus ($p=0.0001$) mais également dans un habitat de



type maquis soit $17,63 \pm 2,38$ individus ($p=0.0009$) (Tableau 3). Graphiquement, on constate que très peu d'individus ont été capturés dans les zones non envahies mais également dans les habitats de type forêt (3 individus capturés pour un site) (Fig.14). En revanche, sur les zones envahies, la valeur médiane est de 2,5 individus capturés mais certains sites présentent des captures importantes allant jusqu'à 34 individus (Fig.14). Mêmes résultats pour des habitats de type maquis où la valeur médiane est de 1 individu et une abondance observée de 34 individus. En effet, dans le site 1Maquis_11 (Annexe 3), présentant un habitat de type maquis et une modalité de présence de *L. humile* que 34 individus de *P. Pygmaea* ont été capturés. En effet, dans le site 1Maquis_11 (Annexe 3), présentant un habitat de type maquis et une modalité de présence de *L. humile* que 34 individus de *P. Pygmaea* ont été capturés.

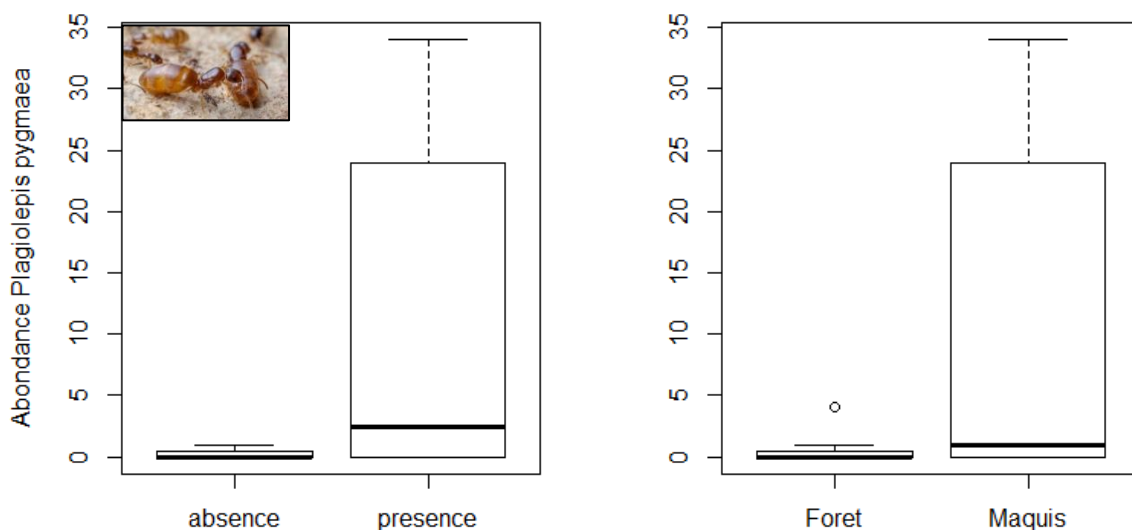


Figure 14 : Boxplot du modèle issu de l'abondance de *Plagiolepis pygmaea* en fonction du type d'habitat et de la présence ou de l'absence de *L. humile*.

b) Impact de *Linepithema humile* sur les coléoptères

Au total, 1 173 coléoptères ont été capturés et identifiés. L'abondance inclut également *Loboptera sp.* qui est un blattoptère très présent sur l'île. 11 taxons ont pu être déterminés jusqu'à l'espèce dont *Embia ramburi* (Embioptères) et 7 jusqu'au genre dont *Loboptera sp.* (Annexe 1).

Suite aux analyses, il semblerait que ni l'abondance, ni la richesse, ni la diversité des coléoptères ne soient impactées par la présence de *L. humile* (Tableau 4).



Tableau 4 : Résultats des GLM pour les variables « abondance coléoptères », « richesse coléoptères » et « diversité coléoptères » en fonction de la « modalité » et de « l'habitat » avec ici renseignée la moyenne \pm erreur standard.

Variables à expliquer	Meilleur modèle (AIC)	Famille du modèle	Valeur de dispersion	Modalité	Habitat
Abondance coléoptères	Additif	Négative binomiale	1,5	-0,52 \pm 0,41	0,64 \pm 0,41
Richesse coléoptères	Additif	Gaussien	6.83	1,37 \pm 1,3	-0,87 \pm 1,3
Diversité coléoptères	Additif	Gaussien	0.18	0,17 \pm 0,21	-0,22 \pm 0,21

Aucune espèce de coléoptères ne semble être impactée négativement ou positivement à la présence de *Linepithema humile*. Même constat avec les blattes du genre *Loboptera*, pourtant très présentes sur l'île.

c) Impact de *Linepithema humile* sur les araignées

Au total, 490 araignées ont été capturées et identifiées, 40 ont pu être déterminées à l'espèce, 9 au genre et 2 à la famille (Annexe 1). Une nouvelle espèce décrite et connue uniquement de Corse, a été ajoutée à la liste des espèces d'araignées pour l'île de Porquerolles : *Tapinocyba corsica* (Simon, 1884).

Suite aux analyses, il semblerait que ni l'abondance, ni la richesse, ni la diversité des araignées ne soient impactées par la présence de *L. humile* (Tableau 5).

Tableau 5 : Résultats des GLM testés pour les variables « abondance araignées », « richesse araignées » et « diversité araignées » en fonction de la « modalité » et de « l'habitat » avec ici renseignée la moyenne \pm erreur standard.

Variables à expliquer	Meilleur modèle (AIC)	Famille modèle (lien)	Valeur dispersion	Modalité	Habitat
Abondance araignées	Additif	Nég. binomiale (log)	10,72	0,27 \pm 0,17	0,22 \pm 0,17
Richesse araignées	Additif	Gaussien	1,04	0,09 \pm 0,15	0,06 \pm 0,15
Diversité araignées	Additif	Gaussien	0,14	0,03 \pm 0,18	- 0,01 \pm 0,18

Au niveau des analyses par espèce, seule *Saitis barbipes* (Simon, 1868) semble être influencée par la présence de *Linepithema humile* et également par un habitat de type maquis (Tableau 6). En effet on constate une légère augmentation de 0.34 ($0.34 = \exp(-1.06)$) individus pour cette espèce quand les conditions sont à la fois la présence de *Linepithema humile* et un habitat de type maquis ($p=0.014$) (Tableau 6).



Tableau 6: Résultats du GLM testé pour la variable d'abondance de *Saitis barbipes* en fonction de la « modalité » et de « l'habitat » avec ici renseignée la moyenne \pm erreur standard. Significativité : * <0.05 .

Variables à expliquer	Meilleur modèle (AIC)	Famille du modèle	Valeur de dispersion	Modalité	Habitat	Modalité*Habitat
Abondance <i>Saitis barbipes</i>	multiplicatif	Poisson	1,4	0,69 \pm 0,33*	0,9 \pm 0,32 **	-1,06 \pm 0,43*

IV. Discussion

Sur l'île de Porquerolles, la présence de *Linepithema humile* a été avérée en 2006 (Orgeas & Ponel, 2009) et un gros travail de prospection et de synthèse a été effectué en 2012 par Berville et ses collaborateurs. Jusqu'à présent, aucune étude n'avait permis de mettre en évidence l'impact de cette espèce exotique envahissante sur les fourmis indigènes et sur les arthropodes de la faune épigée sur cette île. Les résultats présentés ici ont permis d'améliorer l'état de connaissance actuel sur la distribution de *Linepithema humile* dans les îles et îlots d'Hyères avec de nouvelles zones envahies. De plus, l'hypothèse d'un impact négatif sur la faune indigène semble avérée pour certaines fourmis natives. Par ailleurs, la présence de la fourmi d'Argentine génère une réponse positive pour une espèce d'araignée sauteuse (*Saitis barbipes*) et une fourmi indigène (*Plagiolepis pygmaea*). En revanche, aucun changement n'est observé pour les populations de coléoptères entre des zones envahies et non envahies par *L. humile*.

1. Localisation de *Linepithema humile* sur les îles et îlots d'Hyères.

La présente carte (Fig.10) fait l'état des connaissances de la localisation de la fourmi d'Argentine uniquement lié à la prospection lors de l'étude. Des pointages annexes ont été intégrés à cette étude mais il serait judicieux de synthétiser toutes les données connues de *Linepithema humile* afin de créer une carte globale de sa répartition. Cet outil permettra au Parc National de Port-Cros de mettre en place des suivis du front de colonisation de cette espèce, protéger les zones non envahies et mettre en place si besoin des méthodes de lutte. Les données des années antérieures n'étant pas disponibles, ce travail n'a pu être effectué dans le temps imparti au stage.

La présence de *Linepithema humile* sur l'île du Levant était attendu. En effet de nombreux déplacements via les navettes touristiques ou embarcations privées sont effectués sur cette île, accentuant le risque d'introduction de cette espèce. Par contre, la présence de *L. humile* sur les deux îlots privés (Fig.11), n'était pas certaine. Le transport de quelques ouvrières



accompagnées d'une reine ou d'un couvain est suffisant pour donner naissance à une nouvelle colonie et donc à l'établissement de cette espèce sur de nouveaux territoires (Blight, 2010).

Au vu de ces résultats inquiétants, il est intéressant de mettre en place un suivi du front de colonisation de *L. humile* sur Porquerolles mais également sur Port-Cros (Berville et al., 2012) et éventuellement proposer la mise en œuvre de protocoles d'éradication (Boser *et al.*, 2017 ; Harris, 2002 ; Orr *et al.*, 2001) sur l'ensemble des îles et îlots d'Hyères.

2. Impact de *Linepithema humile* sur les communautés d'insectes

Au niveau de la communauté d'insectes, la fourmi d'Argentine semble impacter négativement l'abondance totale des individus (Tableau I), mais il semblerait que l'impact soit plus marqué si on se focalise uniquement sur les espèces.

Les fourmis indigènes semblent d'une manière générale très peu impactées par la présence de la fourmi d'Argentine. En effet, des espèces communes et abondantes comme *Crematogaster scutellaris* ou *Pheidole pallidula* (Detrain *et al.*, 1990) ne sont pas affaiblies dans des zones envahies par *Linepithema humile*. Or, l'impact de celles-ci a été démontré dans l'étude Carpintero (2007) en Espagne.

Ce phénomène peut être expliqué par une cohabitation de certaines espèces avec *L. humile* quand celle-ci est présente avec de faible effectif. Wetterer (2001) a étudié trois zones présentant des abondances différentes de *L. humile* ce qui lui a permis de constater qu'une cohabitation entre fourmis indigènes et *L. humile* est possible. Cette zone de transition constitue le front d'invasion de *L. humile* qui se disperse par « bourgeonnement » c'est-à-dire qu'un petit nombre d'ouvrières et une reine se détachent de la principale colonie à la recherche d'un nouveau site (Harris, 2002). Au vu du faible nombre de capture de *L. humile* dans les habitats infestés, il se pourrait que les sites soient des zones transitoires dans la colonisation de la fourmi d'Argentine. Cette hypothèse reste à vérifier avec de nouvelles campagnes de piégeage.

Il semblerait que *Camponotus lateralis* soit l'espèce la plus impactée par la présence de *L. humile* (-7.81 ± 4.24). Ce résultat a été observé à deux reprises dans les études de Wetterer (2001) et Human & Gordon (1997) pour une autre espèce de *Camponotus*. En effet, *Camponotus semitestaceus*, présente en Californie, était totalement absente des captures dans les zones de présence de *L. humile* (Wetterer, 2001). Dans la présente étude, seulement deux



genres de *Camponotus* ont été capturés (*Camponotus lateralis* et *Camponotus fallax*). Ces espèces de fourmis arboricoles sont très présentes dans des milieux fermés. Dans l'étude de Berville (2012), 8 espèces du genre *Camponotus* ont été capturées, représentant la majorité des captures dans les forêts et maquis de l'île de Port-Cros. Cette différence de richesse peut être expliquée par l'utilisation de la chasse à vue comme méthode d'échantillonnage en complément des pièges Barber. Ces espèces de taille moyenne et bien visibles sur les troncs d'arbres et au sol, ont pu être capturées plus facilement avec cette méthode active.

En ce qui concerne *Plagiolepis pygmaea*, il semblerait que ce soit la seule espèce de fourmi à présenter un impact positif à la présence de *L. humile*. Cet effet a déjà été observé sur l'île des Embiez (Berville & Ponel, 2017). Les deux scientifiques ont comparé la richesse spécifique de deux îles : les Embiez, présentant des populations de *L. humile*, et le Grand Rousseau, où aucune fourmi d'Argentine n'a été détectée. Sur l'île des Embiez, seulement trois espèces ont été contactées : *Linepithema humile*, *Temnothorax lichtenteini* et *Plagiolepis pygmaea*. Les deux fourmis indigènes semblent pouvoir cohabiter avec une abondance importante de *L. humile*. *Plagiolepis pygmaea* est une espèce endogée que l'on retrouve essentiellement en profondeur dans la litière, ce qui expliquerait pourquoi elle se maintient dans les zones envahies par *Linepithema humile* du fait qu'elles ne partagent pas la même niche écologique.

Pheidole pallidula semble être plus présente dans des habitats de type maquis que dans les milieux fermés à chênes kermès. Seulement 72 individus ont été capturés et 95 % de ces captures se trouvent sur 2 sites parmi les 16 échantillonnés. Le faible nombre de capture de cette espèce commune semblerait être lié à la période de capture de celle-ci. En effet, cette espèce est plus abondante aux mois de juillet et août, avec près de 300 captures pour ces mois-ci et environ 70 pour les mois de mai et juin dans l'étude de Carpintero (2007). La phase d'échantillonnage choisie pour l'étude (mai et juin) ne permet pas de contacter l'ensemble de l'abondance des espèces plus tardives dans la saison.

Le nombre de 10 espèces indigènes capturées lors de cette étude semble faible vis-à-vis du nombre d'espèces captées dans les études antérieures sur les îles d'Hyères. Sur Port-Cros, 24 espèces ont été recensées en 1958 (Bernard, 1959), 16 en 1977 (Bernard, 1977) et 28 en 2011 (Berville *et al.*, 2012). Pour affiner les résultats sur l'impact de la fourmi d'Argentine sur les fourmis indigènes, des améliorations du protocole sont nécessaires. En plus des pièges Barber, il serait intéressant de combiner la méthode de la chasse à vue sur les 16 sites. Etant donné que certaines espèces ont des rythmes d'activité qui varient selon les mois (Carpintero, 2007) il faudrait ajouter une seconde phase de capture en été (Juillet et Août) en plus du printemps (Mai



et Juin). Cette seconde phase n'a pu être effectuée lors de cette étude au vu du temps imparti. En automne, une campagne de capture peut être envisagée car certaines fourmis sont encore actives.

Les coléoptères capturés lors de l'étude ne semblent pas être impactés par la présence de *Linepithema humile*. Cependant, certaines études ont mis en évidence que certains Carabidae et Staphylinidae sont plus abondants dans les zones envahies par la fourmi d'Argentine (Human & Gordon, 1997). La résistance des coléoptères peut provenir de leur exosquelette dur mais également des niches occupées différentes des fourmis (Cole *et al.*, 1992). Même si les îles présentent une richesse moindre par rapport aux continents, le nombre de 18 espèces contactées semble être faible au vu de la richesse présente habituellement. En 2017, sur l'île de Bagaud, 41 morpho-espèces de coléoptères ont été capturées (Braschi *et al.*, 2017). Même si les méthodes d'échantillonnage sont différentes et que l'île de Bagaud est protégée, il y a tout de même un écart important. Cette année, les conditions météorologiques du printemps ont été particulières, notamment avec une pluie abondante et fréquente. En mai 2018, 7 épisodes pluvieux ont été enregistrés et 5 au mois de juin 2018, avec 30 mm de pluie pour une seule journée (7 juin 2018).

Saitis barbipes est une espèce d'araignée commune en Méditerranée qui présente une abondance importante sur les îles. 93 individus ont été capturés lors de l'étude, ce qui en fait une espèce prédominante dans les captures. La prédominance des captures de cette espèce a également été observée par Kovoov & Muñoz-Cuevas (2000) lors de leur étude sur la diversité des arachnides sur les îles d'Hyères. Cette espèce est très abondante sur le sol dans des milieux à végétation basse ou en sous-bois clair (Kovoov & Muñoz-Cuevas, 2000). Au vu des résultats, l'abondance de *Saitis barbipes* est influencée à la fois par un habitat de type maquis, même si elle est relativement présente dans les forêts, et par la présence de *Linepithema humile*. De même, une autre Salticidae (*Siler cupreus*) originaire du Japon, a été impactée positivement par la présence de *Linepithema humile* (Touyama, 2008). Le scientifique a émis deux hypothèses concernant l'augmentation de *Siler cupreus*. Il se pourrait qu'une abondance importante de fourmis d'Argentine procure une ressource alimentaire importante pour cette araignée sauteuse. En effet, il a été constaté sur le terrain des phénomènes de prédation des araignées *S. cupreus* sur les fourmis d'Argentine (Touyama, 2008). Il suggère également que la présence de *Linepithema humile* induit une diminution des prédateurs ou concurrents de *Siler cupreus*. Dans la présente étude, aucun phénomène de prédation n'a été observé mais il semblerait que



certaines Salticidae soient des prédateurs de fourmis (Jackson & Olphen, 1992 ; Clark *et al.*, 1999 ; Pekar & Haddad, 2010 ; Nelson *et al.*, 2004).

Par contre, l'impact positif n'a pas été observé chez toutes les espèces d'araignées. En effet, *Lycosa hawaiiensis* (*Lycosidae*) a été impactée négativement par la présence de *Linepithema humile*. Une diminution du nombre d'adultes et d'immatures a été constatée dans les zones envahies par la fourmi d'Argentine (Cole *et al.*, 1992).

V. Conclusion

La présente étude fait partie des premières à étudier l'impact de la fourmi d'Argentine sur les peuplements entomologiques indigènes des îles d'Hyères. Ces résultats préliminaires ont permis de mettre en évidence un impact négatif de *Linepithema humile* sur *Camponotus lateralis* et un impact positif sur *Plagiolepis pygmaea* et *Saitis barbipes*. Néanmoins, certaines limites de l'étude sont à prendre en compte comme les conditions météorologiques particulières observées ce printemps 2018. Ce paramètre incontrôlable a sûrement perturbé le déplacement des arthropodes et ainsi diminué leur chance d'être capturés. De plus, les périodes d'activité chez les fourmis s'étalent sur plusieurs mois (mars à octobre) (Carpintero, 2007). Il serait donc judicieux d'étendre la période d'échantillonnage sur l'été et l'automne afin de récolter un maximum d'individus, représentatifs des nombreuses espèces présentes sur l'île.

Dans un souci de temps le protocole de piégeage, avec les pièges Barber, n'a pas pu être mis en place sur d'autres îles telles que Port-Cros ou Bagaud. Avoir une vision globale sur l'ensemble des îles peut permettre une gestion plus efficace dans la lutte de cette espèce exotique envahissante.

Cette première étude scientifique portée par le projet ALIEM apporte une connaissance sur les zones de présence de *Linepithema humile*, espèce prioritaire du projet, sur les îles et îlots d'Hyères et de son impact sur les peuplements entomologiques. Dans une démarche de cohérence et de partage méthodologique, cette étude pourra être reconduite par les partenaires dans leurs zones d'études respectives.



Références bibliographiques

- Abensperg-Traun, M. A. X., & Steven, D. (1995). The effects of pitfall trap diameter on ant species richness (Hymenoptera: Formicidae) and species composition of the catch in a semi-arid eucalypt woodland. *Australian Journal of Ecology*, 20(2), 282-287.
- Angulo, E., Boulay, R., Rodrigo, A., Retana, J., & Cerdá, X. (2007). Efecto de una especie invasora, *Linepithema humile*, la hormiga argentina, sobre la biodiversidad del Parque Nacional de Doñana (Huelva) : descripción de las interacciones con las hormigas nativas.
- Antarea, 2018. (<http://antarea.fr/identification/>) consulté le 16 août 2018.
- AntWeb (<https://www.antweb.org/>) consulté le 20 juillet 2018.
- [Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T.M. \(2016\). Alien species as a driver of recent extinction. *Biology letters*, 12\(2\), 20150623.](#)
- Bernard, F. (1959). Les fourmis de l'île de Port-Cros. Contribution à l'écologie des anciennes forêts méditerranéennes. *Vie et Milieu*.
- Bernard, F. (1968). *Les fourmis, Hymenoptera, Formicidae d'Europe occidentale et septentrionale*. Collection Faune de l'Europe et du Bassin méditerranéen (3), éd. Masson, Paris.
- Bernard, F. (1977). Écologie des fourmis du Parc-national de Port-Cros. *Bulletin du muséum national d'histoire naturelle. Ecologie générale* 36.
- Berville, L., Renucci, M., & Provost, E. (2012). Mise en place de protocoles de contrôle de la fourmi d'Argentine (*Linepithema humile*) sur les îles de Port-Cros et de Porquerolles (Var, France). *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, 26, 91-108.
- Berville, L. & Ponel, P. (2017). L'invasion de la fourmi d'Argentine sur des petites îles méditerranéennes. Quel impact sur la myrmécofaune ?
- Blight, O. « Ampleur et conséquences écologiques de l'envahissement du littoral corse par la fourmi d'argentine (*linepithema humile*, mayr) », *thèse de doctorat en sciences de l'environnement, sous la direction de ORGEAS Jérôme et PROVOST Erick, Université Paul Cézanne Aix-Marseille III, 2010, 263 p.*
- Boser, C. L., Hanna, C., Holway, D. A., Faulkner, K. R., Naughton, I., Merrill, K., ... & Morrison, S. A. (2017). Protocols for Argentine ant eradication in conservation areas. *Journal of Applied Entomology*, 141(7), 540-550.
- Braschi, J. ; Ponel, P. ; Krebs, E. et al. Eradications simultanées du rat noir (*Rattus rattus*) et des griffes de sorcière (*Carpobrotus* spp.) sur l'île de Bagaud (parc national de Port-Cros, Provence, France) : résultats préliminaires des conséquences sur les communautés d'arthropodes, *Revue d'écologie*, 2015, 70, Sup12 « Espèces invasives » « Espèces invasives », pp. 91-98
- Carpintero, S., Retana, J., Cerdá, X., Reyes-López, J., & Arias de Reyna, L. (2014). Exploitative strategies of the invasive Argentine ant (*Linepithema humile*) and native ant species in a southern Spanish pine forest. *Environmental Entomology*, 36(5), 1100-1111.
- Casevitz, J. (1974). Ants collected in Corsica and in Sardinia. *Ann. Soc. Entomol. France*, 10: 611-621.
- Casewitz-Weulersse, J. & Galkowski, C. (2009). Liste actualisée des fourmis de France (Hymenoptera, Formicidae). *Bulletin de la Société Entomologique de France*, 114(4) : 475-510.
- Chopard, L. (1921). La fourmi d'Argentine, *Iridomyrmex humilis* var. *arrogans* dans le midi de la France. *Ann. Epiphyties*, 7: 237-265.
- Clark, R. J., Jackson, R. R., & Cutler, B. (2000). Chemical cues from ants influence predatory behavior in *Habrocestum pulex*, an ant-eating jumping spider (Araneae, Salticidae). *Journal of Arachnology*, 28(3), 309-318.
- Cole, F. R., Medeiros, A. C., Loope, L. L., & Zuehlke, W. W. (1992). Effects of the Argentine ant on arthropod fauna of Hawaiian high-elevation shrubland. *Ecology*, 73(4), 1313-1322.
- Cronk, Q. C. B., & Fuller, J. L. (1995). Invasive plants: the threat to natural ecosystems worldwide.



- DAISIE European Invasive Alien Species Gateway (<http://www.europe-aliens.org>) consulté en juillet 2018.
- Detrain, C., Deneubourg, J. L., Goss, S., & Quinet, Y. (1991). Dynamics of collective exploration in the ant *Pheidole pallidula*. *Psyche: A Journal of Entomology*, 98(1), 21-31.
- Diamond, J. (1986). Overview: introductions, extinctions, exterminations, and invasions. *Community ecology*, 65-79.
- Elton, C. S. (2000). *The ecology of invasions by animals and plants*. University of Chicago Press.
- Espadaler, X., & Gómez, C. (2003). The Argentine ant, *Linepithema humile*, in the Iberian Peninsula. *Sociobiology*, 42(1), 187-192.
- Fauna europaea (2015). *Fauna Europaea version 2.5*. Web Service available online at www.faunaeur.org, Distribution *Linepithema humile* Mayr, April 2015.
- Greenslade, P. J. M. (1973). Sampling ants with pitfall traps: digging-in effects. *Insectes Sociaux*, 20(4), 343-353.
- GT IBMA. (2017). *Linepithema humile*. Base d'information sur les invasions biologiques en milieux aquatiques. Groupe de travail national Invasions biologiques en milieux aquatiques. UICN France et Agence française pour la biodiversité.
- Harris, R. J. (2002). Potential impact of the Argentine ant (*Linepithema humile*) in New Zealand and options for its control. Wellington: Department of Conservation.
- Hölldobler, B., & Wilson, E. O. (1990). *The ants*. Harvard University Press.
- Holway, D. A., Suarez, A. V., & Case, T. J. (2002). Role of abiotic factors in governing susceptibility to invasion: a test with Argentine ants. *Ecology*, 83(6), 1610-1619.
- Human, K. G., & Gordon, D. M. (1997). Effects of Argentine ants on invertebrate biodiversity in northern California. *Conservation Biology*, 11(5), 1242-1248.
- Jackson, R. R., & Olphen, A. V. (1992). Prey-capture techniques and prey preferences of *Chrysilla*, *Natta* and *Siler*, ant-eating jumping spiders (Araneae, Salticidae) from Kenya and Sri Lanka. *Journal of Zoology*, 227(1), 163-170.
- Kovoor J. & Muñoz-Cuevas A. (2000). Diversité des Arachnides dans les îles d'Hyères (Porquerolles et Port-Cros, Var, France). Modifications au cours du XXe siècle. *Zoosystema* 22 (1) : 33-69.
- Lefeuvre, J. C. (2006). Les invasions biologiques : un risque pour la biodiversité à l'échelle mondiale. *Beauvais, ML, Coléno A. & Jourdan H.*
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S De Pooter M (2007). 100 of the world's worst invasive alien species. *Aliens* 12 S:1-12.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, 10(3), 689-710.
- MacNeely, J., & Strahm, W. (1997). L'UICN et les espèces étrangères envahissantes: un cadre d'action. Conservation de la vitalité et de la diversité. Compte rendu de l'atelier sur les espèces étrangères envahissantes au Congrès mondial sur la conservation, Ottawa, 3-10.
- Nelson, X. J., Jackson, R. R., Pollard, S. D., Edwards, G. B., & Barrion, A. T. (2004). Predation by ants on jumping spiders (Araneae: Salticidae) in the Philippines. *New Zealand Journal of Zoology*, 31(1), 45-56.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., ... & Oksanen, M. J. (2013). Package 'vegan'. *Community ecology package, version*, 2(9).
- Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in ecology & evolution*, 19(1), 18-24.
- Orgeas, J. & Ponel, P. (2009). Inventaire & Conservation de l'entomofaune des milieux marginaux et agricoles des îles de Port-Cros et Porquerolles. Rapport IMEP / Parc National de Port-Cros, Aix en Provence.



- Orr, M. R., Seike, S. H., Benson, W. W., & Dahlsten, D. L. (2001). Host specificity of Pseudacteon (Diptera: Phoridae) parasitoids that attack *Linepithema* (Hymenoptera: Formicidae) in South America. *Environmental Entomology*, 30(4), 742-747.
- Pekár, S., & Haddad, C. (2011). Trophic strategy of ant-eating *Mexcala elegans* (Araneae: Salticidae): looking for evidence of evolution of prey-specialization. *Journal of Arachnology*, 39(1), 133-138.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Pergl, J., Randall, R., Chytrý, M., Kühn, I., ... & Sádlo, J. (2009). The global invasion success of Central European plants is related to distribution characteristics in their native range and species traits. *Diversity and Distributions*, 15(5), 891-903.
- Ripley, B., Venables, B., Bates, D. M., Hornik, K., Gebhardt, A., Firth, D., & Ripley, M. B. (2013). Package 'mass'. *CRAN Repos. Httppcran R-Proj. OrgwebpackagesMASSMASS Pdf*.
- Sakamoto, Y., Ishiguro, M., and Kitagawa G. (1986). *Akaike Information Criterion Statistics*. D. Reidel Publishing Company.
- Simberloff, D. (1995). Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas ?
- Suarez, A. V., Bolger, D. T., & Case, T. J. (1998). Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal southern California. *Ecology*, 79(6), 2041-2056.
- Suarez, A. V., Holway, D. A., & Case, T. J. (2001). Patterns of spread in biological invasions dominated by long-distance jump dispersal: insights from Argentine ants. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(3), 1095-1100.
- Touyama, Y., Ihara, Y., & Ito, F. (2008). Argentine ant infestation affects the abundance of the native myrmecophagic jumping spider *Siler cupreus* Simon in Japan. *Insectes Sociaux*, 55(2), 144-146.
- Veyret, M. (1961). La fourmi d'Argentine dans la région toulonnaise. *Bull. Soc. Sci. Nat. Archéol. Toulon et Var*. Janvier-Février 1961 n° 132.
- Vitousek, P. M., Loope, L. L., & Westbrooks, R. (2017). Biological invasions as global environmental change.
- Ward, D. F., Green, C., Harris, R. J., Hartley, S., Lester, P. J., Stanley, M. C., ... & Toft, R. J. (2010). Twenty years of Argentine ants in New Zealand: past research and future priorities for applied management. *New Zealand Entomologist*, 33(1), 68-78.
- Wetterer, J. K., Wetterer, A. L., & Hebard, E. (2001). Impact of the Argentine ant, *Linepithema humile* on the native ants of Santa Cruz Island, California. *Sociobiology*, 38(3), 709-722.
- Wetterer, J. K., & Wetterer, A. L. (2006). A disjunct Argentine ant metacolony in Macaronesia and southwestern Europe. *Biological Invasions*, 8(5), 1123-1129.
- Wetterer, J. K., Wild, A. L., Suarez, A. V., Roura-Pascual, N., & Espadaler, X. (2009). Worldwide spread of the Argentine ant, *Linepithema humile* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News*, 12, 187-194.
- Wild, A. L. (2007). Taxonomic revision of the ant genus *Linepithema* (Hymenoptera: Formicidae) (Vol. 126). Univ of California Press.



Annexe 1 : Listes des espèces identifiées (2 pages).

Ordre	Famille	Sous-famille	Nom scientifique
Hymenoptera	Formicidae	Dolichoderinae	<i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1868)
		Formicinae	<i>Camponotus fallax</i> (Nylander, 1856)
			<i>Camponotus lateralis</i> (Olivier, 1792)
			<i>Lasius lasioides</i> (Emery, 1869)
			<i>Plagiolepis pygmaea</i> (Latreille, 1798)
		Myrmicinae	<i>Aphaenogaster subterranea</i> (Latreille, 1798)
			<i>Crematogaster auberti</i> Emery, 1869
			<i>Crematogaster scutellaris</i> (Olivier, 1792)
			<i>Pheidole pallidula</i> (Nylander, 1849)
			<i>Solenopsis</i> sp.
		<i>Temnothorax lichtensteini</i> (Bondroit, 1918)	
Coloepoptera	Brentidae	Apioninae	<i>Apion</i> sp.
	Coccinellidae	Coccinellinae	<i>Adalia decempunctata</i> (Linnaeus, 1758)
	Curculionidae	Curculioninae	<i>Curculio</i> sp.
			<i>Gymnetron</i> sp.
		Scolytinae	<i>Hylurgus micklitzi</i> Wachtl, 1881
	Dasytidae	Dasytinae	<i>Dasytes</i> cf. <i>croceipes</i> Kiesenwetter, 1866
	Elateridae	Cardiophorinae	<i>Cardiophorus biguttatus</i> (Olivier, 1790)
	Erotylidae	Erotylinae	<i>Triplax melanocephala</i> (Latreille, 1804)
	Leiodidae	Cholevinae	<i>Ptomaphagus</i> sp.
	Ptinidae	Ptininae	<i>Ptinus bidens</i> Olivier, 1790
	Scarabaeidae	Aphodiinae	Aphodiinae sp.
		Cetoniinae	<i>Netocia morio</i> (Fabricius, 1781)
	Silvanidae	Silvaninae	<i>Oryzaephilus surinamensis</i> (Linnaeus, 1758)
	Staphylinidae		Staphylinidae sp.
	Tenebrionidae	Pimeliinae	<i>Asida dejeanii</i> Solier, 1836
Trogidae		<i>Trox perlatus</i> (Goeze, 1777)	
Blattodea	Ectobiidae	Blattellinae	<i>Loboptera</i> sp.
Embioptera	Embiidae		<i>Embia ramburi</i> Rimsky-Korsakow, 1905
Araneae	Agelenidae		<i>Eratigena fuesslini</i> (Pavesi, 1873)
			<i>Tegenaria hasperi</i> Chyzer, 1897
	Amaurobiidae		<i>Amaurobius</i> sp.
	Anyphaenidae		<i>Anyphaena sabina</i> L. Koch, 1866
			<i>Dysdera crocata</i> C.L. Koch, 1838
			<i>Dysdera</i> gr. <i>erythrina</i> (Walckenaer, 1802)
			<i>Dysdera</i> sp.
	Gnaphosidae		<i>Harpactea arguta</i> Simon, 1907
			<i>Arboricaria brignolii</i> Bosmans & Blick, 2000
		<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)	
		<i>Echemus angustifrons</i> (Westring, 1861)	



		Gnaphosidae sp.
		<i>Nomisia celerrima</i> (Simon, 1914)
		<i>Nomisia exornata</i> (C.L. Koch, 1839)
		<i>Nomisia</i> sp.
		<i>Poecilochroa albomaculata</i> (Lucas, 1846)
		<i>Zelotes</i> sp.
Hahniidae		<i>Iberina candida</i> (Simon, 1875)
Linyphiidae		<i>Agyneta pseudorurestris</i> Wunderlich, 1980
		Linyphiidae sp.
		<i>Tapinocyba corsica</i> (Simon, 1884)
		<i>Tenuiphantes herbicola</i> (Simon, 1884)
		<i>Theonina cornix</i> (Simon, 1881)
Lycosidae		<i>Alopecosa albofasciata</i> (Brullé, 1832)
		<i>Alopecosa</i> sp.
		<i>Trabea paradoxa</i> Simon, 1876
Nemesiidae		<i>Nemesia congener</i> O. Pickard-Cambridge, 1874
Oecobiidae		<i>Oecobius navus</i> Blackwall, 1859
Oonopidae		<i>Silhouettella loricatula</i> (Roewer, 1942)
Philodromidae		<i>Pulchellodromus bistigma</i> (Simon, 1870)
Phrurolithidae		<i>Liophrurillus flavitarsis</i> (Lucas, 1846)
Salticidae		<i>Aelurillus v-insignitus</i> (Clerck, 1758)
		<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)
		<i>Evarcha jucunda</i> (Lucas, 1846)
		<i>Macaroeris nidicolens</i> (Walckenaer, 1802)
		<i>Saitis barbipes</i> (Simon, 1868)
		<i>Salticus propinquus</i> Lucas, 1846
		<i>Synageles</i> sp.
Scytodidae		<i>Scytodes thoracica</i> (Latreille, 1802)
Segestriidae		<i>Ariadna</i> sp.
Sparassidae		<i>Olios argelasius</i> (Walckenaer, 1806)
Synsphyridae		<i>Cepheia longiseta</i> (Simon, 1881)
Theridiidae		<i>Crustulina scabripes</i> Simon, 1881
		<i>Enoplognatha testacea</i> Simon, 1884
		<i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833)
Thomisidae		<i>Ozyptila bejarana</i> Urones, 1998
		<i>Ozyptila</i> sp.
		<i>Xysticus</i> sp.
Zodariidae		<i>Zodarion italicum</i> (Canestrini, 1868)
		<i>Zodarion pusio</i> Simon, 1914
Zoropsidae		<i>Zoropsis spinimana</i> (Dufour, 1820)



Annexe 2 : Tableau final composé des données d'abondance, de richesse et de diversité spécifique total et pour chaque groupe taxonomique.

Nom	modalite	habitat	abTOT	richTOT	DivTOT	abFourmis (Sans L. humile)	richFourmis (Sans L. humile)	divFourmis	abColeo	richColeo	divColeo	abAracnides	richAracnides	divArachnides
1Maquis_1	Presence	Maquis	245	20	2.343	182	6	1.748	36	7	1.521	27	7	1.286
1Maquis_2	Presence	Maquis	192	21	2.067	48	5	0.908	83	6	0.903	61	10	1.82
0Foret_3	Absence	Foret	271	22	1.937	193	6	1.14	50	7	0.96	28	9	1.549
0Maquis_4	Absence	Maquis	675	22	1.232	169	7	1.149	483	7	0.26	23	8	1.641
0Maquis_5	Absence	Maquis	102	21	2.42	44	5	1.356	36	5	0.908	22	11	2.082
0Maquis_6	Absence	Maquis	265	25	2.288	215	8	1.634	20	5	1.344	30	12	2.201
0Maquis_7	Absence	Maquis	135	16	2.054	60	4	0.881	44	2	0.474	31	10	1.935
1Maquis_8	Presence	Maquis	135	25	1.974	37	2	0.601	46	5	0.672	52	18	2.485
1Foret_9	Presence	Foret	142	18	2.197	108	5	1.519	19	5	1.279	15	8	1.894
1Foret_10	Presence	Foret	49	10	1.391	31	1	0.667	5	2	0.5	13	7	1.778
1Maquis_11	Presence	Maquis	172	30	2.369	91	6	1.379	52	10	1.598	29	14	2.404
1Foret_12	Presence	Foret	148	24	2.273	45	2	0.742	59	10	1.202	44	12	2.011
0Foret_13	Absence	Foret	271	19	2.112	196	5	1.322	52	5	1.194	23	9	1.956
0Foret_14	Absence	Foret	210	27	2.348	132	5	1.184	44	6	1.407	34	16	2.522
1Foret_15	Presence	Foret	178	30	2.24	41	4	0.752	98	11	1.612	39	15	2.408
0Foret_16	Absence	Foret	105	19	2.117	40	3	0.421	46	8	1.357	19	8	1.882



Annexe 3 : Tableau de données brutes avec les abondances de chaque espèce de fourmis.

	<i>Linepithema humile</i>	<i>Crematogaster scutellaris</i>	<i>Temnothorax lichtensteini</i>	<i>Plagiolepis pygmaea</i>	<i>Camponotus lateralis</i>	<i>Pheidole pallidula</i>	<i>Aphaenogaster subterranea</i>	<i>Solenopsis</i> sp	<i>Camponotus fallax</i>	<i>Lasius lasioides</i>	<i>Crematogaster auberti</i>
1Maquis_1	45	50	61	25	16	0	27	3	0	0	0
1Maquis_2	132	2	16	23	3	0	0	4	0	0	0
0Foret_3	0	31	117	0	22	0	21	1	1	0	0
0Maquis_4	0	30	97	1	34	2	4	0	1	0	0
0Maquis_5	0	13	4	0	9	0	17	0	1	0	0
0Maquis_6	0	79	43	1	13	36	10	0	0	32	1
0Maquis_7	0	25	32	0	2	1	0	0	0	0	0
1Maquis_8	107	0	36	0	1	0	0	0	0	0	0
1Foret_9	15	39	40	0	6	3	20	0	0	0	0
1Foret_10	49	0	31	0	0	0	0	0	0	0	0
1Maquis_11	83	1	18	34	0	32	0	0	5	1	0
1Foret_12	33	0	44	1	0	0	0	0	0	0	0
0Foret_13	0	61	54	0	6	0	67	8	0	0	0
0Foret_14	4	15	36	0	5	0	75	1	0	0	0
1Foret_15	103	1	35	4	1	0	0	0	0	0	0
0Foret_16	1	0	37	0	2	0	0	1	0	0	0



Annexe 4 : Tableau de données brutes avec les abondances de chaque espèce de coléoptères (2 pages).

	<i>oryzaephilus surinamensis</i>	<i>asida dejeani</i>	<i>netocia morio</i>	<i>ptinus bidens</i>	<i>monotylota ramburi</i>	<i>hylurgus micklitzii</i>	<i>adalia decempunctata</i>	<i>trox perlatus</i>	<i>cardiophorus biguttatus</i>	<i>triplax melanocephala</i>	<i>Dasytes cf croceipes</i>	<i>aphodiidae sp</i>
1Maquis_1	11	1	0	5	0	12	0	0	0	0	0	0
1Maquis_2	49	0	3	0	1	0	0	0	1	0	0	0
0Foret_3	38	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0
0Maquis_4	457	0	0	3	0	16	0	0	0	0	0	0
0Maquis_5	18	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
0Maquis_6	7	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0
0Maquis_7	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1Maquis_8	4	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
1Foret_9	7	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0
1Foret_10	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
1Maquis_11	11	1	0	2	4	1	0	0	5	0	1	0
1Foret_12	6	1	0	3	3	0	1	1	0	1	0	0
0Foret_13	23	1	3	0	0	5	0	0	0	0	0	0
0Foret_14	20	0	0	7	0	11	0	0	0	0	0	0
1Foret_15	35	0	2	25	2	2	0	0	0	0	0	2
0Foret_16	21	0	1	8	1	0	0	0	0	0	0	0



staphylinidae sp.	curculio sp	gymnetron sp	apion sp	ptomaphagus sp	loboptera decepiens
2	0	0	0	0	4
0	0	0	0	0	28
3	2	0	0	1	3
1	1	0	0	0	4
0	1	0	0	0	15
0	1	0	0	0	8
0	0	0	0	0	36
0	0	0	0	0	38
0	0	0	0	0	8
0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	24
0	1	0	1	0	41
0	0	0	0	0	20
2	3	0	0	0	1
4	3	1	0	0	7
2	2	0	0	0	3



Annexe 5 : Tableau de données brutes avec les abondances de chaque espèce d'araignées (4 pages).

	<i>Dysdera gr erythrina</i>	<i>Saitis barbipes</i>	<i>Harpactea arguta</i>	<i>Theonina cornix</i>	<i>Enoplognatha thoracica</i>	<i>Tenuiphantes herbicola</i>	<i>Eratigena fuesslini</i>	<i>Nomisia sp</i>	<i>Liophrurillus flavitarsis</i>	<i>Alopecosa albofasciata</i>	<i>Nomisia celerrima</i>	<i>Scytodes thoracica</i>
1Maquis_1	1	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
1Maquis_2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	8	8
0Foret_3	2	2	0	0	0	0	0	0	1	2	0	16
0Maquis_4	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
0Maquis_5	1	8	2	1	0	0	1	0	1	0	0	1
0Maquis_6	1	7	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0
0Maquis_7	1	12	0	2	0	0	0	0	0	2	1	2
1Maquis_8	1	8	2	4	0	3	3	5	3	1	0	0
1Foret_9	0	5	2	0	0	2	0	0	1	0	0	0
1Foret_10	1	3	2	4	1	1	1	0	0	0	0	0
1Maquis_11	0	4	1	0	0	0	0	2	1	4	6	1
1Foret_12	4	10	0	0	0	0	5	1	0	1	13	5
0Foret_13	0	4	0	0	0	2	2	1	0	1	0	0
0Foret_14	2	5	7	2	0	1	0	1	4	0	0	0
1Foret_15	1	8	0	0	0	0	0	1	1	4	0	1
0Foret_16	1	2	6	0	0	5	0	1	1	0	0	0



L'invasion de la fourmi d'Argentine (*Linepithema humile*) sur les îles d'Hyères : quels impacts sur l'entomofaune indigène ?

<i>Pulchellodromus</i> <i>bistigma</i>	<i>Aelurillus v-</i> <i>insignitus</i>	<i>Cepheia</i> <i>longiseta</i>	<i>Amaurobius</i> <i>sp</i>	<i>Tegenaria</i> <i>hasperi</i>	<i>Micaria</i> <i>brignolii</i>	<i>Enoplognatha</i> <i>testacea</i>	<i>Salticus</i> <i>propinquus</i>	<i>Nomisia</i> <i>exomata</i>	<i>Ozyptila</i> <i>bejarana</i>	<i>Ozyptila</i> <i>sp</i>	<i>Zodarion</i> <i>pusio</i>	<i>Dysdera</i> <i>sp</i>	<i>Crustulina</i> <i>scabripes</i>
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	23	11	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	13	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	3	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	1	0	0	0
0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	1	2	1	2
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0



Zodarion italicum	Linyphiidae	Zoropsis spinimana	Drassodes lapidosus	Xysticus	Gnaphosidae	Oecobius navus	Euophrys frontalis	Agyneta pseudorestris	Alopecosa sp	Iberina candida	Nemesia congener	Dysdera crocata	Ariadna sp
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	6	2	1	3	1	1	1	0	0	0	0
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0



<i>Evarcha jucunda</i>	<i>Synageles sp</i>	<i>Macaroeris nidicolens</i>	<i>Poecilochroa albomaculata</i>	<i>Olios argelasius</i>	<i>Silhouettella loricatula</i>	Zelotes sp	<i>Echemus angustifrons</i>	<i>Trabea paradoxa</i>	<i>Tapinocyba corsica</i>	<i>Anyphaena sabina</i>
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	3	1	1	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	1	2	1	1	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



Résumé

Les invasions biologiques sont mondialement considérées comme une cause majeure de l'érosion de la biodiversité et ce processus est accéléré avec l'augmentation des échanges commerciaux. L'introduction d'espèces exotiques envahissantes a un impact sur les écosystèmes envahis et la biodiversité associée. Parmi ces espèces, les fourmis sont considérées comme les plus néfastes. Originaire d'Amérique du Sud, la fourmi d'Argentine (*Linepithema humile*), a envahi tous les écosystèmes méditerranéens et tropicaux de la planète. Malgré sa présence dans le sud de la France depuis plus de 120 ans, très peu d'études se sont intéressées aux conséquences de son établissement dans cette région. C'est sur l'île de Porquerolles, où la présence de cette espèce est avérée depuis 2006, que son impact potentiel sur les peuplements entomologiques indigènes a été étudié. Pour ce faire, 384 pièges Barber ont été disposés sur des sites envahis et non envahis par *L. humile* dans deux types d'habitats : forêt et maquis. La pose des pièges sur les 16 sites a permis de collecter 11 espèces de fourmis, 18 espèces de coléoptères et 51 espèces d'araignées. Des modèles linéaires généralisés ont été utilisés afin de représenter l'abondance, la richesse et la diversité spécifique de chaque groupe en fonction de la présence ou non de *L. humile* et du type d'habitat. Des résultats significatifs montrent que la présence de cette espèce a un impact négatif sur les fourmis *Camponotus lateralis*, et un impact positif sur les araignées sauteuses *Saitis barbipes*. De plus, les fourmis *Plagiolepis pygmaea* semblent se maintenir dans des zones envahies. Ce travail aura permis d'identifier les espèces répondant positivement ou négativement à la présence de la fourmi d'Argentine sur l'île de Porquerolles. Néanmoins, la période d'échantillonnage pourrait être étendue à l'été afin de capter un maximum d'espèces susceptibles d'être impactées.

Mots-clés : *Linepithema humile* ; espèce exotique envahissante ; entomologie ; île de Porquerolles ; Méditerranée



Abstract

Biological invasions are globally considered to be a major cause of biodiversity loss, and this process accelerates with increasing trade. The introduction of invasive alien species has an impact on invaded ecosystems and associated biodiversity. Among these, ants are considered the most harmful. Native to South America, The Argentine ant (*Linepithema humile*), has invaded all the Mediterranean and tropical ecosystems of the planet. Despite its presence in the south of France for over 120 years, very few studies have been conducted on the consequences of its establishment in this region. Porquerolles Island, where this species is observed since 2006, has been chosen to conduct a study of *L. humile* potential impacts on native entomological populations. In order to test the impact of *L. humile*, 384 traps have been placed on invaded and non invaded sites in two types of habitats: forest and maquis. On the 16 sites, 11 species of ants, 18 species of beetles and 51 spider species were collected. Generalized linear models were used to investigate the quantity, richness and diversity of each group according to the presence or absence of *L. humile* and habitat type. Significant results indicate that the presence of this species has a negative impact on *Camponotus lateralis* ants, and a positive impact on jumping spiders *Saitis barbipes*. Furthermore, *Plagiolepis pygmaea* ants seem to remain in invaded zones. This study was thus successful in identifying native species of Porquerolles Island answering positively or negatively to the presence of Argentine ants . Nevertheless, the sampling period could be extended to summer to get a maximum of species likely to be impacted.

Keywords : *Linepithema humile* ; invasive alien species ; entomology ; Porquerolles Island ; Mediterranean

