Table des matières

1. Introduction 1
2. Etat de l'art 3
2.1. La lutte biologique 3
2.2. Composition et évolution des communautés végétales 3
2.3. Biodiversité et typologies de caractérisation 5
2.4. L'approche fonctionnelle 6
2.5. Les traits d'effet d'intérêt pour la lutte biologique 7
2.5.1. Nectar extra-floral (NEF) 7
2.5.2. Trichomes 8
2.5.3. Recouvrement des espèces végétales 8
2.5.4. Taille de l'inflorescence et de la fleur 8
2.5.5. Textures et structures foliaires 8
2.6. Les traits de réponse d'intérêt pour l'étude 8
2.6.1. Floraison et dispersion 9
2.6.2. Hauteur végétative 9
2.6.3. Diamètre végétatif 10
2.6.4. Specific Leaf Area (SLA) 10
2.6.5. Leaf Dry Matter Content (LDMC) 10
2.7. Autre trait d'intérêt 10
2.8. Du trait de la plante à la fonctionnalité de la communauté 11
3. Matériel et méthodes 12
3.1. Dispositif expérimental 12
3.2. Acquisition des données 13
3.2.1. Mesure des traits de réponse des plantes 13
3.2.2. Mesure d'abondance des espèces 13
3.3. Evaluation de la fonctionnalité par les traits d'effet 14
3.3.1. Sélection des traits d'effet et de leur attribut 14
3.3.2. Evaluation de la fonctionnalité d'une communauté végétale 14
3.4. Traitement des données 15
4. Résultats 16
4.1. Réponse des plantes aux facteurs du milieu 16
4.1.1. Variabilité intra-communauté de la croissance des plantes 17
4.1.2. Variabilité intra-espèces de la croissance des plantes 18

4.1.3. Variabilité des périodes de floraison et dispersion 20
4.2. Dynamiques d'abondance des espèces 21
4.3. Evaluation de la fonctionnalité des communautés végétales 23
5. Discussion 25
6. Conclusion 27
Références bibliographiques 28
Table des annexes 36

Table des figures

Figure 1. Règles d'assemblage d'une communauté représentées sous forme de filtres emboités, inspiré de Lortie et al. (2004) (Garnier et Navas, 2013). 4

Figure 2. Structure emboitée de la biodiversité (Turcati, 2011). 5

Figure 3. Effet des facteurs biotiques et abiotiques sur la structure des communautés et le fonctionnement écosystémique via les traits de réponse et d'effet (Lavorel et Garnier, 2002). 6

Figure 4. Classification des formes de vie selon Raunkiaer (Raunkiaer, 1934). 10

Figure 5. Schématisation du dispositif expérimental mis en place sur les quatre sites d'étude. 12

Figure 6. Evolution des hauteurs végétatives mesurées des espèces présentes sur le site Yébo. 17

Figure 7. Evolution des dynamiques de croissance (hauteurs et diamètres végétatifs) mesurées des individus de l'espèce *Amaranthus viridis* L. présents sur les sites Bassin Plat et Morel. 18

Figure 8. Evolution des dynamiques de croissance (hauteurs et diamètres végétatifs) mesurées des individus de l'espèce *Bidens pilosa* L. sur les sites Bassin Plat, Morel et Bénard. 19

Figure 9. Périodes de floraison et dates de début de dispersion mesurées sur les espèces suivies. 20

Figure 10. Dynamiques d'abondance des espèces présentes dans les quadrats. 22

Figure 11. Evolution de la fonctionnalité des enherbements des quatre sites étudiés. 23

Figure 12. Biomasse non considérée dans l'évaluation de la fonctionnalité des communautés. 26

Table des tableaux

Tableau 1. Liste des traits d'effet étudiés dans le cadre du projet Agrum'Aide et leurs fonctions associées (Le Bellec, 2013; Pelletier, 2016). 7

Tableau 2. Liste des traits de réponse étudiés dans le cadre du programme Agrum'Aide et leurs fonctions associées (Le Bellec, 2013; Rothé et al., 2016). 9

Tableau 3. Caractérisation géographique et climatique des sites d'étude. 12

Tableau 4. Liste des traits d'effet et leur attribut considérés comme d'intérêt pour la lutte biologique par conservation des habitats en agrumiculture (Pelletier, 2016). 14

Tableau 5. Liste des espèces dont la phénologie a été mesurée durant l'étude. 16

Liste des abréviations

ACP	Analyse en Composantes Principales
APR	Appel à Propositions de Recherche
CIRAD	Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
DAAF	Direction de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt
FAO	Food and Agriculture Organization
ha	Hectares
IFT	Indice de Fréquence de Traitement
IGN	Institut Géographique National
JAI	Jours Après Intervention
LDMC	Leaf Dry Matter Content
m	Mètres
MNT	Modèle Numérique de Terrain
MPP	Morphologique, Physiologique ou Phénologique
OAD	Outil d'Aide à la Décision
ONEMA	Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques
SAU	Surface Agricole Utile
SHOM	Service Hydrographique et Océanographique de la Marine
SLA	Specific Leaf Area
UE	Union Européenne

Rapport-Gratuit.com

Codification des espèces végétales

Code espèce	Nom d'espèce
aca.his	*Acanthospermum hispidum* DC.
age.con	*Ageratum conyzoides* L.
ama.vir	*Amaranthus viridis* L.
arg.mex	*Argemone mexicana* L.
bid.pil	*Bidens pilosa* L.
boe.dif	*Boerhavia diffusa* L.
bro.cat	*Bromus catharticus* Vahl
car.hal	*Cardiospermum halicacabum* L.
car.hir	*Cardamine hirsuta* L.
cen.asi	*Centella asiatica* (L.) Urban
cen.bif	*Cenchrus biflorus* Roxb.
com.ben	*Commelina benghalensis* L.
cor.did	*Coronopus didymus* (L.) Sm.
cus.cam	*Cuscuta Campestris* Yunck.
cyc.lep	*Cyclospermum leptophyllum* (Pers.) Britton & P.Wilson
cyn.dac	*Cynodon dactylon* (L.) Pers.
cyp.rot	*Cyperus rotundus* L.
des.inc	*Desmodium incanum* DC.
des.vir	*Desmanthus virgatus* (L.) Willd
dig.rad	*Digitaria radicosa* (Presl.) Miq.
dry.cor	*Drymaria cordata* (L.) Willd. ex R. & S.
duc.ind	*Duchesnea indica* (Andr.) Focke
eup.het	*Euphorbia heterophylla* L.
eup.hir	*Euphorbia hirta* L.
fum.mur	*Fumaria muralis* Sond. ex Koch
gal.par	*Galinsoga parviflora* Cav.
ipo.ind	*Ipomoea indica* (Burm. f.) Merr.
ipo.obs	*Ipomoea obscura* (L.) Ker Gawl.
lap.com	*Lapsana communis* L.
len.cul	*Lens culinaris* Medik.
mal.cor	*Malvastrum coromandelianum* (L.) Garcke
mel.pyr	*Melochia pyramidata* (L.) Britt.
nic.phy	*Nicandra physaloides* (L.) Gaertn.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

oxa.cor	*Oxalis corniculata* L.
oxa.lat	*Oxalis latifolia* Kunth
per.sen	*Persicaria senegalensis* (Meisn.) Sojak
phy.ten	*Phyllanthus tenellus* Roxb.
pla.lan	*Plantago lanceolata* L.
rap.rap	*Raphanus raphanistrum* L.
rum.aby	*Rumex abyssinicus* Jacq.
rum.cri	*Rumex crispus* L.
sid.acu	*Sida acuta* Burm. f.
sid.rho	*Sida rhombifolia* L.
sol.nig	*Solanum nigrum* L.
son.asp	*Sonchus asper* (L.) Hill
sor.aru	*Sorghum arundinaceum* (Desv.) Stapf
spe.arv	*Spergula arvensis* L.
spo.ind	*Sporobolus indicus* (L.) R. Br.
ste.med	*Stellaria media*
syn.nod	*Synedrella nodiflora* (L.) Gaertn.
ter.lab	*Teramnus labialis* (L.f.) Spreng.
tri.rep	*Trifolium repens* L.
tri.zey	*Trichodesma zeylanicum* (Burm. f.) R. Br.
ver.per	*Veronica persica* Poir.
you.jap	*Youngia japonica* (L.) DC

1. Introduction

L'agrumiculture est la première production fruitière mondiale avec près de 120 millions de tonnes de fruits par an et regroupe trois genres botaniques, *Citrus*, *Fortunella* et *Poncirus*, appartenant tous à la famille des *Rutaceae* (de Rocca Serra et Ollitrault, 1992). Son volume commercial annuel (12 millions de tonnes) la positionne à la deuxième place du classement mondial des fruits les plus commercialisés après la banane (15 millions de tonnes commercialisées par an) (Imbert, 2013). Le marché est partagé entre plusieurs « catégories » d'agrumes : les petits agrumes, les oranges, les pomelos et les citrons, les deux premières étant les plus consommées (Imbert, 2013). La Chine, la zone Méditerranéenne et les Etats Unis sont les plus gros producteurs alors que les premiers importateurs sont, dans l'ordre, la Russie, la zone Méditerranéenne et l'Allemagne (FAO, 2012). 25% de la production mondiale est transformée, principalement au Brésil (50% des transformations) (FAO, 2012).

En France, la consommation d'agrumes est supérieure à 12 kg par habitant et par an (Imbert, 2013) alors que le pays en produit peu. La production française, implantée sur 3808 ha, ne représentait que 40 500 tonnes parmi les 11 104 776 tonnes produites dans l'UE en 2010, soit moins de 4 %. Par comparaison, cette année-là l'Espagne produisait presque 6 millions du tonnage européen (Commision Européenne, 2012). La forte consommation et la faible production entrainent des importations d'agrumes conséquentes pour la France, en provenance essentiellement de la zone Méditerranéenne (Espagne, Israël) (Imbert, 2013). Le verger corse (1 600 ha) représente la grande majorité de la sole agrumicole française, mais Les Antilles (300 ha) et La Réunion (400 ha) sont deux bassins de production en progression (DAAF Corse, 2015; DAAF La Réunion, 2014).

A La Réunion, la filière agrumes compte 230 producteurs pour une production annuelle de 6 300 tonnes (Della Mussia, 2012). La culture de la canne à sucre occupe encore 2/3 des 47 000 hectares de la SAU réunionnaise, mais l'ouverture programmée du marché du sucre, la mise en place de politiques locales incitatives, à travers le Plan de relance de la Filière Fruits, et l'organisation de la filière en interprofession sont autant d'éléments moteurs dans la progression des cultures maraîchères et fruitières en général et de l'agrumiculture en particulier (DAAF La Réunion, 2014).

La pression sanitaire reste importante dans ces systèmes de culture avec la présence de nombreux bioagresseurs pouvant déprécier la qualité commerciale du fruit, causer des pertes de rendement importantes avant récolte ou encore ralentir la croissance des arbres voire leur infliger des dommages létaux (Norris et Kogan, 2005). Les pertes de récolte à l'échelle mondiale sont évaluées à 30% de la production (Faurie, 2011) et peuvent atteindre, ponctuellement, 100 % de la récolte à l'échelle locale réunionnaise (Quilici et al., 2003).

Les systèmes de culture agrumicoles sont encore majoritairement dépendants des méthodes de lutte chimique (Niu et al., 2014) avec leurs cortèges d'effets négatifs sur l'environnement (Floch et al., 2011; Pedlowski et al., 2012; Reichenberger et al., 2007) et la santé humaine (Bolognesi et Merlo, 2011; Landau-Ossondo et al., 2009; Pedlowski et al., 2012). Il n'existe pas de référence IFT régional agrumes mais il se situerait, herbicides compris, entre 15 et 30 (comm. perso. Le Bellec). La Corse, La Réunion et Les Antilles sont trois bassins de production rendus particulièrement sensibles aux enjeux environnementaux, économiques et de santé humaine du fait de leur insularité (Cabidoche et Lesueur Jannoyer, 2011; Lesueur Jannoyer et al., 2012). Les leviers techniques pour réduire notablement et durablement l'utilisation des produits phytosanitaires dans ces systèmes de culture et maintenir des niveaux de production économiquement viables sont (i) la gestion optimisée de l'enherbement autre que chimique, (ii) un contrôle des bioagresseurs au travers de la lutte biologique (Dorel et al., 2011; Gurr et al., 1998; Le Bellec et al., 2015).

Le projet AGRUM'AIDE (APR Biodiversité-Ecophyto[1]) se positionne dans le cadre des objectifs de réduction du recours aux produits phytosanitaires de 25 % en 2020 et 50 % en 2025 du plan Ecophyto 2. Il vise à accompagner les producteurs réunionnais dans le développement de pratiques innovantes en vergers d'agrumes avec l'objectif de transformer les enherbements, aujourd'hui très perturbés par les pratiques agricoles, en de véritables espaces semi-naturels soutenant la lutte biologique par conservation des habitats contre les bioagresseurs. Il repose sur l'hypothèse que l'augmentation, en quantité et en qualité, des refuges et des sources de nourriture alternative pour la faune auxiliaire au sein des parcelles, par la sélection et la préservation d'une biodiversité fonctionnelle choisie, permettra d'améliorer l'efficacité de la lutte biologique et, par conséquent, de diminuer notablement et durablement l'usage des produits phytosanitaires (Le Bellec, 2013).

L'un des résultats majeurs attendus dans ce projet est la construction d'un outil d'aide à la décision multicritère (OAD) pour la gestion des enherbements et habitats adjacents, afin de soutenir la lutte biologique contre les bioagresseurs des vergers d'agrumes. L'OAD sera « alimenté » par une base de données (BD-TRAITS), initiée durant le projet, qui renseignera sur les traits fonctionnels des espèces végétales spontanées composant les couverts végétaux des vergers d'agrumes réunionnais. Quatre phases sont prévues pour élaborer l'OAD :

(i) caractérisation fonctionnelle de la végétation spontanée des vergers d'agrumes à La Réunion ;
(ii) évaluation des impacts de différentes pratiques de gestion de l'enherbement sur les communautés végétales ;
(iii) évaluation de la propension des communautés végétales à soutenir la lutte biologique ;
(iv) construction de l'outil d'aide à la décision sur la base des résultats des trois premières phases.

La mission de stage se positionne dans la phase (i) de la construction de l'OAD (voir ci-dessus), portant sur la caractérisation fonctionnelle (refuge et ressource alternative) des espaces enherbés au sein du verger. Cette étude sera axée sur l'évaluation dynamique de la fonctionnalité des communautés végétales spontanées présentes en vergers d'agrumes, sachant que les espèces composant ces communautés étaient jusqu'alors considérées comme des adventices et restent très peu étudiées en conditions tropicales.

[1] Appel à projet de recherche intitulé « *La biodiversité pour réduire l'emploi des produits phytosanitaires* », élaboré par la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) en association avec le Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF), et co-financé par l'Office National de l'Eau et de Milieux Aquatiques (ONEMA) dans le cadre du plan Ecophyto.

2. Etat de l'art

Le fonctionnement des écosystèmes naturels et leurs processus de régulations écologiques sont une source d'inspiration pour la conception de systèmes de culture agro-écologiques (Malézieux, 2012) caractérisés par leurs faibles impacts environnementaux et notamment leurs bas niveaux d'intrants chimiques (Dorel et al., 2011; Malézieux et al., 2009). Ces processus écologiques constituent de nouvelles voies de recherche mobilisables pour concevoir une agriculture performante et durable lorsqu'ils sont appliqués à l'agrosystème (Altieri, 1999; Koohafkan et al., 2012; Moonen et Barberi, 2008).

2.1. La lutte biologique

Dans le cas plus précis de la protection des cultures contre les bioagresseurs, la lutte biologique apparaît comme la piste de recherche à privilégier (Gurr et Wratten, 1999; Niu et al., 2014). Cette méthode de lutte repose sur un pilotage des réseaux trophiques, permettant d'accentuer l'effet « top-down » de régulation des ressources par les consommateurs, qu'exercent les ennemis naturels (auxiliaires prédateurs ou parasitoïdes) sur les bioagresseurs d'une culture (Landis et al., 2000).

Trois approches distinctes peuvent être envisagées dans le cadre de la lutte biologique contre les ravageurs des agrumes, la lutte biologique par acclimatation, la lutte biologique par augmentation et la lutte biologique par conservation.

La lutte biologique par acclimatation consiste à introduire des auxiliaires exotiques non généralistes (Quilici et al., 1994). La lutte biologique par augmentation consiste à élever puis lâcher des auxiliaires pour accroitre leurs densités et contrôler une population de ravageurs (Burrell et McCormick, 1964).

Enfin, la lutte biologique par conservation consiste à manipuler les environnements intra et extra-parcellaires pour créer un milieu favorable à la faune auxiliaire (Gurr et al., 1998). Cette manipulation vise à favoriser la diversité, l'abondance, la survie, la fécondité et la longévité des auxiliaires présents à l'échelle du paysage, et ainsi augmenter leur efficacité dans un objectif de régulation des populations de bioagresseurs de la culture (Landis et al., 2000). Elle se fait essentiellement via la création d'habitats refuge et/ou source de nourritures alternatives (Rabb et al., 1976; Ratnadass et al., 2012), on parle alors de lutte biologique par conservation et gestion des habitats (Le Roux et al., 2008).

La structuration des communautés végétales spontanées des vergers prend une dimension primordiale dans la création de ces habitats favorables à la lutte biologique. Dans la suite de ce rapport, nous parlerons bel et bien de lutte biologique par conservation des habitats même si elle sera usuellement nommée lutte biologique.

2.2. Composition et évolution des communautés végétales

Les communautés sont définies comme des ensembles d'organismes, appartenant à différentes espèces, qui coexistent au sein d'un habitat et interagissent au travers de relations trophiques et de « voisinage » (Garnier et Navas, 2013). Dans la suite du document les communautés végétales seront usuellement appelées communautés.

Le pionnier en matière d'identification des facteurs d'assemblage des communautés a été Diamond (1975). Son objectif de déterminer la présence de sous-ensembles d'espèces dans un habitat donné à partir d'un pool régional reposait sur l'hypothèse d'un processus unique de compétition comme règle d'assemblage des communautés. L'observation de l'absence de coexistence locale de certaines espèces a conduit à identifier ces distributions « en échiquier » comme non aléatoires. La théorie des îles illustre cette première règle de description et de prédiction des assemblages de communautés (Diamond, 1975).

Si l'existence de ces distributions en échiquier a été confirmée (Gotelli et McCabe, 2002), elle a également été remise en question et fait émerger des hypothèses basées sur de nouveaux facteurs de structuration des communautés (Wilson, 2011). Cette approche contemporaine de la structuration des communautés repose sur l'impact de deux catégories de facteurs, dits « externes » et « internes » (Lortie et al., 2004). Les facteurs externes sont liés « à la dispersion des espèces et individus, et aux contraintes environnementales » et les facteurs internes dus « aux interactions entre organismes et à la micro-hétérogénéité environnementale » (Garnier et Navas, 2013).

Cette approche d'assemblage des communautés (Keddy, 1992) conceptualise les règles de structuration de ces communautés sous forme de filtres excluant successivement des espèces ou ensembles d'espèces à partir d'un pool global pour atteindre une communauté observée localement (Figure 1). Les filtres sont définis très généralement comme les conditions biotiques et abiotiques qui effectuent un tri écologique en sélectionnant les espèces portant certains traits de réponse (Lavorel et Garnier, 2002; Lavorel et al., 1997).

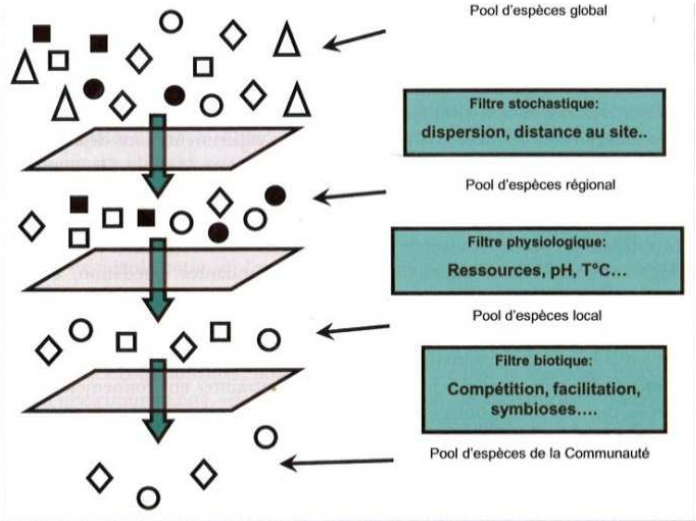


Figure 1. Règles d'assemblage d'une communauté représentées sous forme de filtres emboités, inspiré de Lortie et al. (2004) (Garnier et Navas, 2013).

Le pool d'espèces global est le résultat de grands événements biogéographiques et de phénomènes de spéciation ou d'extinction. Le premier filtre de dispersion est dû aux événements biogéographiques stochastiques et détermine l'ensemble constitué par les espèces colonisatrices potentiellement disponibles en un lieu et à un moment donnés. Le second filtre, abiotique, correspond à l'influence des conditions environnementales locales, de la disponibilité en ressources et du niveau de perturbations, et détermine les espèces tolérantes aux conditions environnementales c'est à dire présentes localement. Et le troisième filtre, biotique, est dû aux interactions positives et négatives entre organismes vivants au sein de la communauté. Il définit la coexistence au sein du voisinage c'est-à-dire l'ensemble des individus et des espèces non exclus par les interactions locales (Garnier et Navas, 2013).

L'étude des effets des différents filtres sur l'assemblage des communautés a permis de démontrer que l'effet de l'habitat local, biotique et abiotique, est bien plus important que celui des événements stochastiques dans la fonctionnalité de la communauté (Cornwell et al., 2006; Kraft et al., 2008). Et a contrario, le positionnement taxonomique de la communauté, c'est-à-dire son identité, est fortement dépendante des événements stochastiques historiques. Confirmant ainsi que les pratiques agricoles, au sens « *des activités élémentaires, des manières de faire ou d'agir, réalisées dans une perspective de production* » (Vivier, 1990), sont le bon levier d'action pour optimiser la gestion de l'enherbement et ses fonctionnalités, par sélection et préservation d'une biodiversité choisie.

2.3. Biodiversité et typologies de caractérisation

La biodiversité fait référence à la diversité du vivant sous toutes ses formes, elle comprend des échelles très diverses, du gène à l'écosystème en passant par les individus et les espèces (Swingland, 2001), sous la forme d'une structure emboitée (Figure 2). Sans refaire ici la genèse de la biodiversité, nous pouvons dire qu'elle est le résultat complexe d'une longue évolution et d'une colonisation de tous les milieux (Mora et al., 2011). Les quelques 1,75 millions d'espèces décrites à ce jour sur les 9 millions estimées (Purvis et Hector, 2000) font qu'elle était et qu'elle est encore souvent caractérisée en composante unique par sa diversité d'espèces.

En ce qui concerne les plantes, elles constituent plus de 99 % de la matière vivante des écosystèmes terrestres. Leur fonctionnement détermine, à travers l'acquisition et la transformation des ressources, la quantité et la qualité des habitats et des substrats utilisés par les autres organismes (typiquement ravageurs et auxiliaires des cultures), tout en impactant à plus large échelle la composition de l'atmosphère et le climat de la Terre (Keddy, 2007).

Se pose alors la question de la description ou de la caractérisation de cette biodiversité plurielle. Typologies d'approche et échelles d'études peuvent être discriminantes dans l'acquisition et l'exploitation de résultats (Purvis et Hector, 2000). Des réponses apparaissent avec Noss (1990) puis Buckland et al. (2005) pour orienter la méthodologie en fonction des objectifs de caractérisation à atteindre (taxonomique, phylogénétique, fonctionnelle).

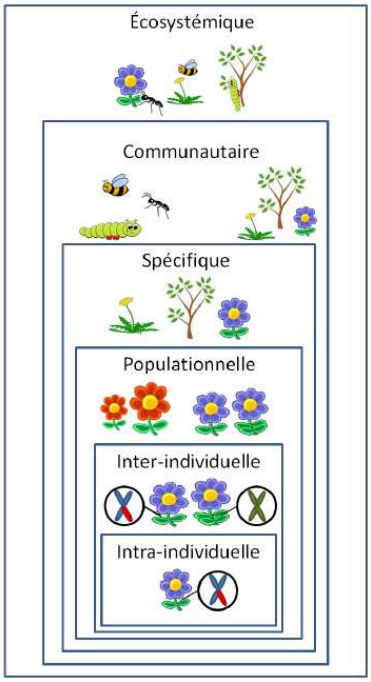


Figure 2. Structure emboitée de la biodiversité (Turcati, 2011).

La taxonomie définit la structure d'une communauté par son nombre d'espèces (diversité spécifique) et la distribution de leurs abondances respectives (richesse spécifique). Elle débouche régulièrement sur la dominance de quelques espèces, et la présence d'espèces mineures contribuant plus faiblement à la biomasse ou au recouvrement total (Grime, 1998). Mais elle ne permet pas de comprendre les causes et les conséquences des dynamiques d'évolution de biodiversité (Flynn et al., 2009; Hooper et al., 2005).

La phylogénie est l'étude des liens de parenté entre espèces. Elle repose sur le principe que toutes les espèces actuelles ont un même ancêtre commun et peuvent être positionnées sur un unique arbre de vie. Elle se base sur leurs différences morphologiques, physiologiques ou moléculaires pour calculer des distances phylogénétiques entre espèces. Elle renseigne sur l'accumulation de variabilités évolutives au sein d'une communauté (Diniz-Filho et al., 2011) et permet d'étudier leurs

assemblages dans une perspective évolutive (Cavender-Bares et al., 2009; Webb et al., 2002). Mais le lien entre diversité phylogénétique et diversité fonctionnelle, qui joue un rôle crucial dans le fonctionnement de l'agro-écosystème, n'est pas encore assez clairement établi pour permettre une substitution de méthodologie et sa mise en œuvre à notre échelle, celle de la communauté végétale (Turcati, 2011).

L'approche fonctionnelle peut être considérée comme un outil récent d'aide à la conception de systèmes de cultures agro-écologiques. Elle semble pertinente pour étudier et prédire le fonctionnement des écosystèmes (Garnier et Navas, 2013; Turcati, 2011) et évaluer le niveau de services rendus par les communautés végétales (Damour et al., 2015; Lavorel et al., 2011). Elle permet de mettre en lien, au travers de la typologie fonctionnelle, c'est-à-dire la distribution des traits de l'ensemble des individus, la biodiversité de l'agro-écosystème avec son fonctionnement (Díaz et al., 2007; Hooper et al., 2005; Loreau, 2010).

2.4. L'approche fonctionnelle

Initialement développée dans le domaine de l'écologie comparative, elle est aujourd'hui utilisée en agronomie, de l'échelle de l'individu à celle de l'agro-écosystème (Violle et al., 2007). Son transfert des écosystèmes naturels et prairiaux (Ansquer, 2006; Duru et al., 2009) vers les systèmes cultivés (Damour et al., 2014; Wilke et Snapp, 2008) se fait par étape depuis plus de dix ans. Elle demeure relativement peu utilisée dans la conception et l'évaluation de systèmes de culture malgré sa pertinence à analyser la structuration des communautés et évaluer leurs impacts sur le fonctionnement de l'agrosystème cultivé (Garnier et Navas, 2012).

Cette approche repose sur l'identification de traits fonctionnels. Si le terme « trait » a été utilisé à plusieurs échelles (individu, population, etc.) dans la littérature, nous resterons dans notre cas précis à l'échelle de l'individu en accord avec la définition de Violle et al. (2007) qui le décrivent comme toute caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique mesurable au niveau de l'individu, de la cellule à l'organisme entier, qui a trait à son fonctionnement et impacte sa fitness via des effets sur sa croissance, sa reproduction et sa survie. Les traits sont considérés comme des indicateurs robustes des processus conduits par les individus et les espèces. Ils permettent d'appréhender l'expression des différentes fonctions des individus indépendamment des caractéristiques du milieu où il se trouve et des autres niveaux d'organisation et de comparer un large éventail d'espèces sur la base de leur capacité potentielle à participer ou intervenir dans ces processus (Tardy et al., 2015).

Lavorel et Garnier (2002), à l'origine du « Holy Grail Hypothesis », les classent en deux catégories aux limites imprécises, les traits d'effet et les traits de réponse (Figure 3).

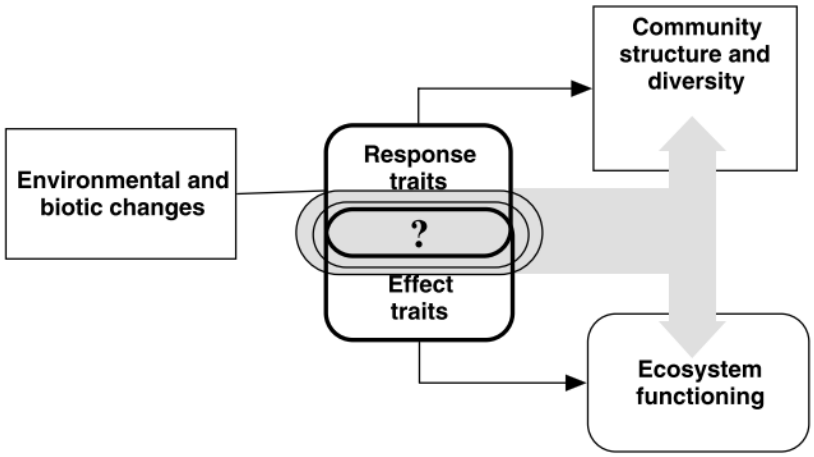


Figure 3. Effet des facteurs biotiques et abiotiques sur la structure des communautés et le fonctionnement écosystémique via les traits de réponse et d'effet (Lavorel et Garnier, 2002).

Ce cadre conceptuel de traits réponse/effet repose sur l'hypothèse que les facteurs environnementaux agissent comme des filtres sur les espèces en fonction de la valeur de leurs traits (traits de réponse). Et que la structure fonctionnelle des communautés résultant de cette sélection d'espèces impacte les processus écosystémiques en fonction de la distribution de leurs traits (traits d'effet) (Suding et al., 2008).

Cette approche propose donc, à travers des mesures quantifiables, d'établir un lien entre les traits fonctionnels, les processus de structuration des communautés, et les services écosystémiques rendus sur le fonctionnement de l'agro-écosystème en fonction des facteurs biotiques et abiotiques.

2.5. Les traits d'effet d'intérêt pour la lutte biologique

Les traits d'effet déterminent l'influence d'une communauté végétale sur une ou plusieurs fonctions de l'écosystème (Lavorel et Garnier, 2002). Rappelons que les habitats privilégiés dans le cadre du projet englobent le refuge et la ressource alternative. Les traits d'effet considérés, dans le cadre du projet, comme d'intérêt pour la lutte biologique sont listés dans le Tableau 1 et détaillés par la suite.

Tableau 1. Liste des traits d'effet étudiés dans le cadre du projet Agrum'Aide et leurs fonctions associées (Le Bellec, 2013; Pelletier, 2016).

Habitat	Trait d'effet	Fonction	Références
Ressource alternative	Taille de l'inflorescence	Visibilité	Goulson (1999); Sivinski et al. (2011)
	Taille de la fleur	Accessibilité	Makrodimos et al. (2008); Tooker et al. (2006)
	Production de nectar extra-floral	Ressource nutritive supplémentaire	Cortesero et al. (2000); Lundgren (2009)
Refuge	Relief des nervures	Abri et site de ponte	Cortesero et al. (2000); Karban et al. (1995)
	Structure des marges foliaires	Mobilité de prédation Maintien sur la feuille	Cortesero et al. (2000)
	Recouvrement	Microclimat	Mailloux et al. (2010); Norris et Kogan (2005)
	Densité de trichomes	Abri et site de ponte Mobilité de prédation	Agrawal (2000); Cortesero et al. (2000); Kauffman et Kennedy (1989)

2.5.1. Nectar extra-floral (NEF)

Le nectar est une solution aqueuse, majoritairement composée d'eau (40 à 80 %) et de sucres (7 à 60 %) (Réseau Biodiversité pour les abeilles, 2016). Il contient également des acides aminés, des lipides et des vitamines mais sa teneur faible en acides aminés notamment ne permet pas d'assurer l'ensemble des besoins nutritifs des auxiliaires. Le nectar est produit par des tissus excréteurs appelés nectaires pouvant être dans les fleurs ou à l'extérieur. On parle alors de nectaires floraux et extra-floraux. Le nectar extra-floral se retrouve plus facile d'accès que le nectar floral, disponible sur une grande partie du cycle de vie de la plante et non plus seulement pendant la floraison.

La production de nectar extra-floral est souvent vue comme un signal envoyé par une plante attaquée par des phytophages dans le but d'attirer des ennemis naturels et de nombreux groupes d'arthropodes prédateurs qui s'en nourrissent (Sauvion et al., 2013). Le nectar est une source d'énergie pour les arthropodes tels que les chrysopes, les coccinelles, les acariens prédateurs, certaines araignées ou encore les fourmis. La consommation de nectar par ces arthropodes entraîne une augmentation de leur activité prédatrice car ils doivent trouver une autre source alimentaire afin de compléter le manque d'acides aminés, et permet ainsi d'augmenter l'efficience de la lutte biologique (Limburg et Rosenheim, 2001; Sauvion et al., 2013).

2.5.2. Trichomes

Les trichomes sont des poils présents sur la plupart des plantes. Ils sont produits à partir de l'épiderme cellulaire de différentes organes végétaux (feuilles, tiges, etc.), et sont présents sous différentes formes. On distingue par exemple les trichomes glandulaires des trichomes non-glandulaires. Les premiers sécrètent des substances pouvant piéger, repousser ou tuer les arthropodes (Dalin et al., 2008). Les trichomes jouent un rôle dans la protection des plantes contre les herbivores (Levin, 1973) et peuvent également avoir un rôle essentiel pour les ennemis naturels. Ils peuvent permettre à certains arthropodes qui s'y cachent de se protéger des prédateurs ou encore de se nourrir car ces appendices retiennent des éléments tels que du pollen ou des petits arthropodes. Leur rôle bénéfique dépend fortement de leur densité et de l'espèce d'arthropode. En effet, les trichomes empêchent le déplacement des auxiliaires et limitent donc l'efficacité de prédation de certains prédateurs. Ceci est d'autant plus vrai que l'arthropode est de petite taille (Treacy et al., 1987).

2.5.3. Recouvrement des espèces végétales

La présence d'un enherbement offre aux arthropodes un refuge et reste indispensable à la survie de ceux qui ont besoin d'un milieu fermé. Cependant, le taux de recouvrement jouant sur le taux d'humidité, l'intensité lumineuse ou encore la vitesse du vent, peut déterminer un microclimat plus ou moins bénéfique aux insectes (Norris, 2005). Le recouvrement d'une espèce est en partie fonction de son port (dressé, lianescent, étalé, décombant, touffu).

2.5.4. Taille de l'inflorescence et de la fleur

La taille de l'inflorescence va influencer la visibilité de la ressource et faciliter l'accès au pollen pour les arthropodes. Les grandes inflorescences, présentes chez les astéracées ou encore les ombellifères, sont connues pour permettre un meilleur accès au pollen (Goulson, 1999; Haubruge et al.). La taille de l'inflorescence des différentes plantes impacte l'attractivité du couvert vis-à-vis des auxiliaires. Selon la morphologie de leur appareil buccal, les arthropodes peuvent accéder au nectar plus ou moins profondément dans les fleurs (Gilbert, 1981; Vattala et al., 2006).

2.5.5. Textures et structures foliaires

Les feuilles peuvent avoir des nervures en relief, des bords découpés ou au contraire lisses. Cette diversité participe à la variabilité d'attrait de certaines plantes pour les arthropodes. Selon la structure et la texture de leurs feuilles les plantes vont plus ou moins faciliter leur établissement. Les feuilles lisses, sans relief, entraînent la chute des auxiliaires (Rutledge et al., 2008), tout comme un trop fort relief protège les ravageurs de petite taille des prédateurs plus imposants ne pouvant accéder aux cavités (Grevstad et Klepetka, 1992).

2.6. Les traits de réponse d'intérêt pour l'étude

Les traits de réponse déterminent une réponse de la plante face à une perturbation (Cingolani et al., 2007). Outre leur utilité pour mettre en évidence la réponse d'un végétal à face à une perturbation, ils peuvent également être utilisés pour établir des prédictions de réponse à ces perturbations, ou des prédictions de structuration des communautés sous un large panel de conditions environnementales (Garnier et Navas, 2013).

Cependant, traduire les systèmes de culture en gradients environnementaux (ou gradients de facteurs du milieu) est difficile à cause de la complexité du système et de la dépendance des gestions des pratiques aux conditions locales, aux types de cultures et aux contraintes socio-économiques (Gaba et al., 2014). Gaba et al. (2014) suggèrent de décomposer ce système complexe en trois composantes :

- **les conditions locales,** caractérisant le site indépendamment de l'utilisation actuelle de la parcelle (conditions climatiques, historiques ou pédologiques) ;
- **la disponibilité des ressources** (nutriments, lumière, eau) ;

- **les niveaux de perturbation**, dépendant directement des modes de gestion, des pratiques culturales et du type de culture.

La composition des enherbements varie donc en fonction de ces trois composantes. Des traits de réponse ont été sélectionnés pour caractériser la réponse des espèces et des communautés aux gradients de facteurs du milieu. Ils sont résumés dans le Tableau 2 et seront détaillés par la suite.

Tableau 2. Liste des traits de réponse étudiés dans le cadre du programme Agrum'Aide et leurs fonctions associées (Le Bellec, 2013; Rothé et al., 2016).

Trait de réponse	Fonction	Références
Floraison	Phénologie de l'espèce	-
Dispersion	Phénologie de l'espèce	-
Hauteur végétative	Potentiel de compétitivité	Gaba et al. (2014); Perez-Harguindeguy et al. (2013); Rösch et al. (1997)
Diamètre végétatif	Potentiel de compétitivité	Navas et Moreau-Richard (2005); Reynolds (1999)
SLA	Acquisition et utilisation des ressources	Westoby (1998); Wilson et al. (1999); Wright et al. (2004)
LDMC	Acquisition et utilisation des ressources	Perez-Harguindeguy et al. (2013); Wilson et al. (1999)

2.6.1. Floraison et dispersion

La phénologie des espèces composant les communautés végétales spontanées des vergers est encore majoritairement méconnue et reste très peu renseignée dans la littérature. La caractérisation des évènements majeurs de leur développement tels que la floraison ou le stade de maturité des graines, identifié « dispersion » dans ce rapport, sont des éléments nécessaires à l'évaluation du niveau de service rendu par les enherbements (Damour et al., 2015).

La date de début de floraison et sa durée permettent d'évaluer de manière effective des traits d'effet relatifs à l'habitat « ressource alternative », tels que la taille de la fleur et la taille de l'inflorescence, fonctionnels uniquement durant la période de floraison de la plante.

La date de début de dispersion d'une plante pourrait permettre, de manière très pratique mais avec des compromis, d'adapter les dates d'intervention sur les enherbements pour filtrer les espèces que l'on souhaite conserver en fonction de leurs périodes et de leurs types de multiplication (voir 2.7).

2.6.2. Hauteur végétative

La capacité de compétition est liée à la hauteur des plantes, un trait aussi associé à la fécondité, à la dispersion des graines et au temps de génération après perturbation (Westoby et al., 2002). La relation entre la hauteur de la plante et la capacité de compétition s'explique par le lien positif entre ce trait et l'acquisition de lumière et d'eau durant la période de croissance (Violle et al., 2009). Le différentiel des dynamiques de croissance en hauteur parmi des végétaux interagissant est aussi d'une influence majeure sur les résultats de compétition (Navas et Violle, 2009), comme démontré pour des groupes d'adventices annuelles (Turnbull et al., 2004).

L'analyse de la hauteur des plantes dans différents systèmes de culture pourrait donner un aperçu des réponses des adventices à la compétition et leur capacité à se reproduire et à se disperser en fonction du type et de la fréquence de la perturbation (Gaba et al., 2014). La hauteur végétative est un meilleur indicateur de l'effet de compétition que la hauteur totale de la plante car certains végétaux produisent des inflorescences situées à la pointe d'une longue tige fine (Rösch et al., 1997).

2.6.3. Diamètre végétatif

Le diamètre (diamètre du cercle dans lequel se trouve la plante) informe sur la capacité d'occupation de l'espace et sur la capacité à capter des ressources (Navas et Moreau-Richard, 2005). Il est un indicateur pertinent de l'effet de compétition (Reynolds, 1999).

2.6.4. Specific Leaf Area (SLA)

L'utilisation des ressources est liée au compromis fondamental entre le taux d'acquisition et de conservation des ressources par les plantes et est décrite par un trait de feuille incluant l'aire spécifique des feuilles (Wright et al., 2004). La SLA se trouve être le trait le plus pertinent pour décrire l'utilisation des ressources des plantes car il est très réactif aux disponibilités de lumière et de nutriments et est facile à mesurer (Garnier et Navas, 2012). Très peu de données sur la SLA des adventices sont disponibles, probablement parce que les stratégies d'utilisation des ressources des adventices étaient jugées peu variables dans les systèmes de culture productifs. Les taux d'assimilation à lumière saturée au champ se trouvent être largement déterminés par la SLA pour les adventices (Storkey, 2005).

2.6.5. Leaf Dry Matter Content (LDMC)

La teneur en matière sèche des feuilles est complémentaire au SLA pour évaluer le fonctionnement d'une plante et ses stratégies d'acquisition et de conservation (Wilson et al., 1999). Ces deux indicateurs caractérisent donc le compromis dans le fonctionnement d'une plante entre la production de biomasse et la conservation des nutriments (Grime, 1998; Poorter et Garnier, 1999). Les espèces à stratégies d'acquisition (espèces à croissance rapide) sont associées à une SLA élevée et un LMDC faible alors que les stratégies de conservation (espèces à croissance lente) sont associées à une SLA faible et une LMDC élevé (Cruz et al., 2010; Garnier et al., 2007).

2.7. Autre trait d'intérêt

La forme de vie est un trait dit « catégoriel » issu de l'observation directe, de description ou d'illustrations tirées de la littérature. Il repose sur la classification des plantes initialement proposée par Raunkiaer (1934) (Figure 4) puis enrichie entre autres par Ellenberg et Mueller-Dombois (1967), Whittaker (1970) ou encore Ellenberg (1988). Cette classification repose sur un critère unique, la localisation des tissus pérennisant de la plante. Raunkiaer avait initialement identifié cinq types biologiques mais sept sont aujourd'hui considérés comme les plus utilisés (phanérophytes, chaméphytes, hémicryptophytes, géophytes, thérophytes, hélophytes, et hydrophytes) (Garnier et Navas, 2013).

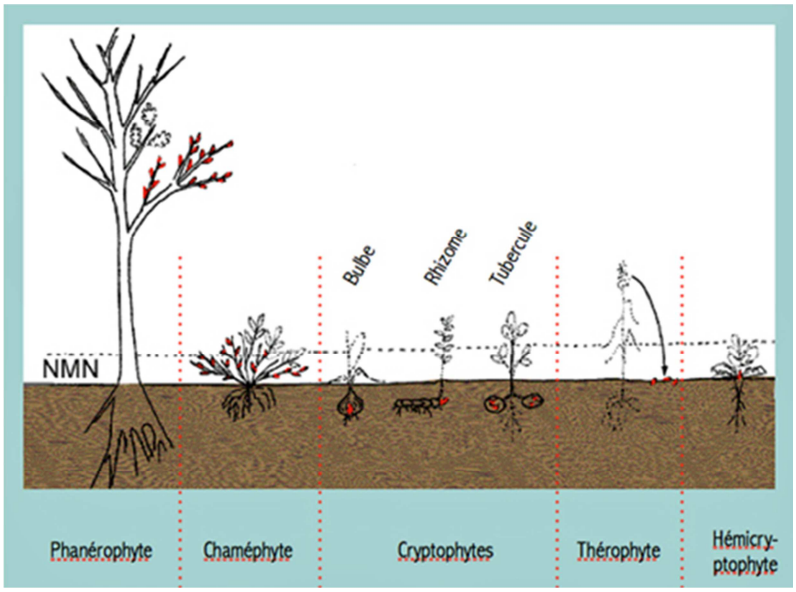


Figure 4. Classification des formes de vie selon Raunkiaer (Raunkiaer, 1934).

2.8. Du trait de la plante à la fonctionnalité de la communauté

Les traits fonctionnels d'intérêt pour la lutte biologique associés aux espèces présentes dans les enherbements spontanés des vergers sont mesurés à l'échelle de l'individu. L'évaluation du niveau de fonctionnalité, c'est-à-dire de service rendu par la communauté végétale au système de culture, à partir de la mesure individuelle des traits demande donc un transfert d'échelle (Damour et al., 2015; Díaz et al., 2007). Si la méthodologie de ce transfert d'échelle est encore discutée, elle doit pour être pertinente et opérationnelle dans le cas de l'agrosystème répondre notamment à deux interrogations (Damour et al., 2015) :

(i) **comment transposer des traits mesurés à l'échelle de l'individu à l'ensemble de la structure de la communauté ;**

(ii) **comment prendre en compte les variations temporelles de la structure fonctionnelle des communautés.**

De manière globale, nous chercherons à comprendre comment utiliser l'approche par traits fonctionnels pour évaluer le niveau de services écosystémiques rendu par les couverts végétaux au système de cultures. Et dans notre cas précis, comment évaluer le niveau de lutte biologique fourni par les communautés végétales spontanées au verger d'agrumes ?

3. Matériel et méthodes

3.1. Dispositif expérimental

L'étude a été menée entre avril et août 2016, durant l'hiver austral mais aussi la période de récolte des agrumes, sur l'ile de La Réunion. Les mesures ont été réalisées parallèlement sur quatre sites choisis pour leur gradient altitudinal et des conditions climatiques variées (Tableau 3), la station expérimentale Cirad de Bassin Plat et trois vergers d'agrumes de producteurs du sud de l'ile, messieurs Morel, Bénard et Yébo. Les sites seront par la suite identifiés, bpl pour la station de Bassin Plat et Morel, Bénard et Yébo pour les sites respectifs des trois producteurs.

Tableau 3. Caractérisation géographique et climatique des sites d'étude.

Les altitudes ont été déterminées à partir du modèle numérique Litto 3D® et du référentiel MNT 5m (sources : IGN & SHOM). Les températures et pluviométries moyennes sont calculées à partir des séries climatiques allant du 01/01/2005 au 31/12/2015 et les températures et pluviométries étude sont les moyennes calculées pour la période allant du 15/04/2016 au 18/08/2016 (source : Cirad).

Site	Coordonnées	Altitude (m)	Température moyenne (°C j^{-1})	Pluviométrie moyenne (mm an^{-1})	Température étude (°C j^{-1})	Pluviométrie étude (mm $mois^{-1}$)
Bassin Plat	21°19'21'' S 55°29'20'' E	149	23.2	879	21.3	55.4
Morel	21°21'44'' S 55°34'03'' E	220	23.1	1442	21.2	132.9
Bénard	21°17'20'' S 55°33'17'' E	853	18.0	1564	16.2	115.3
Yébo	21°18'39'' S 55°34'38'' E	965	17.2	2074	15.5	201.1

Le dispositif était installé dans un inter-rang du verger sur une zone d'environ 100 m² (Figure 5). Il comprenait, d'une part, une bande dédiée aux mesures individuelles des traits de réponse des plantes. Cet espace était dimensionné pour permettre l'identification botanique, le repérage et les observations individuelles des plantes sans piétiner la zone de mesure. Et d'autre part, trois quadrats étaient consacrés aux suivis d'abondance des espèces. Ces quadrats étaient positionnés fixement, sans se chevaucher ni se juxtaposer, de forme carrée, d'une surface d'1 m² chacun et à proximité immédiate de la bande de mesure des traits de réponse.

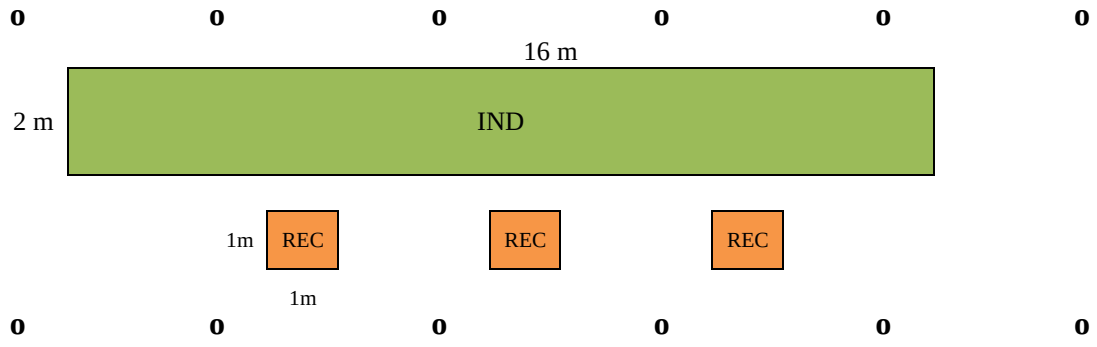


Figure 5. Schématisation du dispositif expérimental mis en place sur les quatre sites d'étude.

Les éléments du dispositif sont symbolisés comme suit : o = plants d'agrumes, IND = zone de suivi phénologique des individus, REC = zones de suivi des recouvrements par espèce.

Le couvert végétal a été initialement détruit à l'aide d'une motobineuse équipée de 2 x 2 fraises et d'une largeur de travail de 60 cm pour le site de Bassin Plat. La destruction du couvert par motobineuse offre, dans le cadre de notre étude, le double intérêt de remobiliser des banques de semences enfouies jusqu'à une vingtaine de centimètres sous la surface et d'extraire les racines d'espèces majoritairement présentes et très compétitives. Elle favorise ainsi l'apparition d'espèces mineures et ouvre l'éventail d'espèces observables. Cependant, l'impossibilité de transporter ce matériel chez les producteurs, nous a contraints de détruire leurs couverts végétaux à l'aide d'une débroussailleuse thermique, équipée d'une tête faucheuse à 2 cordons, et par une fauche rase (Annexe 1).

3.2. Acquisition des données

Les données ont été recueillies sur une période de 129 jours. La fréquence théorique d'observation initialement programmée à 10 jours a, en pratique, oscillé entre 6 et 19 jours, essentiellement en fonction des conditions climatiques. La date d'observation est établie à compter du jour de destruction du couvert végétal de la parcelle considérée, elle sera exprimée en jours après intervention (jai) dans la suite du rapport. Le calendrier des observations est détaillé, par type de suivi et par site, en Annexe 2.

3.2.1. Mesure des traits de réponse des plantes

Quatre traits de réponse ont été suivis sur la totalité de la durée de l'étude, floraison, dispersion, hauteur végétative et diamètre végétatif, les mesures des diamètres de fleurs et du nombre de fleurs ont été abandonnées en cours d'expérimentation car trop chronophages.

Les mesures des traits de réponse ont été réalisées individuellement pour chaque plante, sur une population de 10 à 14 individus d'une même espèce par site d'étude. Les individus étaient repérés par des étiquettes numérotées à mesure de leur émergence du sol et référencés par parcelle et par espèce (Annexe 3). Les traits ont été recueillis selon des protocoles standardisés de mesure, établis pour des conditions non artificielles. Les modes opératoires sont décrits avec précision par Cornelissen et al. (2003) et Perez-Harguindeguy et al. (2013).

Le trait floraison prend les valeurs 0 lorsque la plante suivie ne porte aucune fleur ouverte et 1 lorsqu'elle porte au moins une fleur ouverte. De la même façon, le trait dispersion prend les valeurs 0 lorsque la plante ne porte aucune graine mature et 1 lorsque la plante porte au moins une graine mature.

La hauteur végétative est mesurée en centimètres, perpendiculairement au sol et sans influer sur le port naturel, de la base au point végétatif le plus haut de la plante (hors inflorescence).

Le diamètre végétatif représente le diamètre du cercle dans lequel l'ensemble de la plante peut être insérée. Il est mesuré en centimètres, parallèlement au sol et sans influer le port naturel de la plante. Il a été décidé de ne pas poursuivre ce type de mesures pour les espèces lianescentes dont le diamètre dépassait un mètre (ex : *Ipomea obscura*).

Les mesures de hauteur végétative et diamètre végétatif sont réalisées avec un réglet rigide pour les grandeurs allant jusqu'à 50 cm et avec un mètre ruban semi-rigide au-delà. Les deux instruments de mesure sont gradués au millimètre.

3.2.2. Mesure d'abondance des espèces

Alternative aux prélèvements de biomasse aérienne, destructifs et chronophages, l'estimation visuelle du pourcentage de recouvrement offre une mesure simplifiée, dynamique et exhaustive d'abondance des espèces. Elle prend en compte la totalité de la biomasse aérienne présente dans le parallélépipède rectangle ayant pour base au sol les limites du quadrat (Annexe 3). La mesure d'abondance est réalisée à l'aide d'une grille support d'estimation du pourcentage de recouvrement éditée en Annexe 4 et représente un pourcentage de recouvrement de la surface unitaire du quadrat.

La mesure est faite indépendamment sur chacun des trois quadrats d'un site pour l'ensemble des espèces présentes. La mesure d'abondance (A_e) d'une espèce (e) sera calculée suivant l'équation (1) où $A1_e$, $A2_e$, et $A3_e$ sont les abondances de cette même espèce mesurées dans chacun des trois quadrats du site, à une date donnée. Le cumul des mesures d'abondance, exprimée en pourcentage de la surface unitaire du quadrat, pourra donc être supérieur à 100 %.

$$\boldsymbol{A_e(t) = [A1_e(t) + A2_e(t) + A3_e(t)] \,/\, 3} \qquad (1)$$

3.3. Evaluation de la fonctionnalité par les traits d'effet

3.3.1. Sélection des traits d'effet et de leur attribut

Une première phase du projet Agrum'Aide a sélectionné des traits d'effet ayant un intérêt pour la lutte biologique en agrumiculture (Le Bellec, 2013; Ollivier, 2015; Santurette, 2014). Une seconde phase, toujours en cours, permet d'affiner ces résultats pour non plus considérer les traits d'effet en tant que tels mais uniquement certains de leurs attributs, ou classes d'attributs, comme d'intérêt pour la lutte biologique (Pelletier, 2016).

Les attributs de traits d'effet des espèces identifiées sont extraits de la base de données BD-TRAITS, et complétés par les travaux de Pelletier (2016). Leur liste exhaustive est détaillée dans le Tableau 4 en précisant leur temporalité et le type d'habitat pour lequel ils sont considérés comme d'intérêt.

Tableau 4. Liste des traits d'effet et leur attribut considérés comme d'intérêt pour la lutte biologique par conservation des habitats en agrumiculture (Pelletier, 2016).

Habitat	Codification trait d'effet	Trait d'effet	Attribut d'intérêt	Statut
Ressource alternative	INF	Taille de l'inflorescence	Grande	Temporaire
	FLE	Taille de la fleur	Grande	Temporaire
	NEF	Production de nectar extra-floral	Oui	Permanent
Refuge	NER	Relief des nervures	Oui	Permanent
	MAR	Structure des marges foliaires	Non lisse	Permanent
	REC	Recouvrement	Moyen	Permanent
	TRI	Densité de trichomes	Modérée	Permanent

3.3.2. Evaluation de la fonctionnalité d'une communauté végétale

Les valeurs d'attributs sont mesurées, en termes de présence ou d'absence, permanente ou temporaire, par espèce et par site d'étude. Cette valeur de l'attribut des traits est notée de façon binaire, 1 si l'attribut fonctionnel est présent sur l'espèce à la date d'observation données, et 0 s'il ne l'est pas. Pour les traits d'effet permanents cette valeur sera donc invariable sur l'ensemble du cycle de vie de la plante. Et pour les traits au statut temporaire (taille de l'inflorescence et taille de la fleur), leur valeur sera fonction de la phénologie de la plante sur le site.

L'évaluation du niveau de fonctionnalité (F) d'un trait d'effet (Eff) à l'échelle de la communauté se fait en agrégeant les valeurs de l'attribut du trait d'effet (Eff_e) pour toutes les espèces (e) présentes et leur abondance respective (A_e), selon l'équation (2) :

$$\boldsymbol{F_{Eff}(t) = \sum_{e=1}^{n} [A_e(t) \,.\, Eff_e(t)]} \qquad (2)$$

3.4. Traitement des données

Microsoft® Excel 2010 a été utilisé pour saisir l'intégralité des données et illustrer les dynamiques d'abondance des espèces. L'analyse statistique des données a été réalisé avec le logiciel RStudio® (RStudio Team, 2015). Les graphiques ont été réalisés avec le package Lattice (Deepayan, 2016).

4. Résultats

4.1. Réponse des plantes aux facteurs du milieu

Les phénologies de 26 espèces végétales (Tableau 5) présentes dans les vergers d'agrumes à La Réunion ont pu être mesurées. Au-delà de leur utilisation dans le cadre de ce stage, ces résultats obtenus de la compilation des 16684 à travers le suivi multi-sites des 432 plantes, viendront alimenter la base de données BD-TRAITS.

Tableau 5. Liste des espèces dont la phénologie a été mesurée durant l'étude.

La présence de l'espèce sur un site est indiquée par un (x). Les espèces en gras sont présentes sur au moins deux sites.

Espèce	Bassin Plat	Morel	Bénard	Yébo
***Amaranthus viridis* L.**	**x**	**x**		
Argemone mexicana L.	x			
Artemisia vulgaris L.				x
***Bidens pilosa* L.**	**x**	**x**	**x**	
Boerhavia diffusa L.	x			
Bromus catharticus Vahl			x	
Cardiospermum halicacabum L.	x			
Centella asiatica (L.) Urban		x		
Commelina bengalensis L.		x		
***Cyperus rotundus* L.**	**x**	**x**		
Desmanthus virgatus (L.) Willd	x			
Desmodium incanum DC.		x		
Drymaria cordata (L.) Willd. ex R. & S.			x	
Euphorbia heterophylla L.	x			
Ipomoea obscura (L.) Ker Gawl.	x			
Malvastrum coromandelianum (L.) Garcke	x			
Oxalis corniculata L.			x	
***Oxalis latifolia* Kunth**			**x**	**x**
***Plantago lanceolata* L.**		**x**	**x**	**x**
Raphanus raphanistrum L.			x	
Rumex crispus L.				x
Sida acuta Burm. f.	x			
Solanum nigrum L.		x		
Synedrella nodiflora (L.) Gaertn.		x		
Trifolium repens L.				x
Veronica persica Poir.				x

4.1.1. Variabilité intra-communauté de la croissance des plantes

Les suivis de l'évolution des hauteurs et diamètres au cours du temps de différentes espèces végétales ont permis de mettre en évidence des divergences de croissance au sein d'un même couvert végétal. La Figure 6 illustre l'évolution des hauteurs végétatives de six espèces suivies individuellement sur le site Yébo.

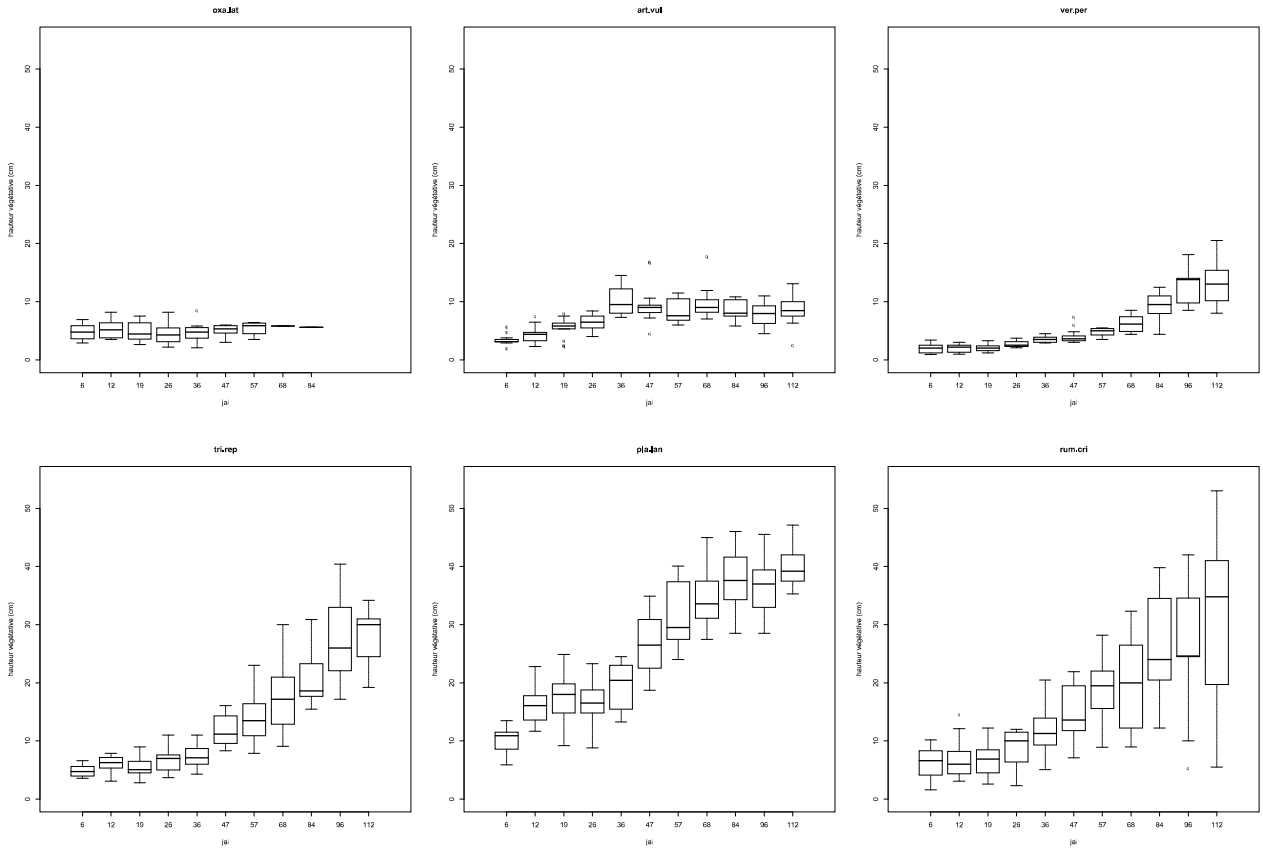


Figure 6. Evolution des hauteurs végétatives mesurées des espèces présentes sur le site Yébo.

Les espèces sont identifiées par leur code : *Oxalis latifolia* (oxa.lat), *Artemisia vulgaris* (art.vul), *Veronica persica* (ver.per), *Trifolium repens* (tri.rep), *Plantago Lanceolata* (pla.lan), *Rumex crispus* (rum.cri). La chronologie est exprimée en jours après intervention (jai).

On note tout d'abord des durées de cycle de vie différentes. L'espèce *Oxalis latifolia* disparait en cours d'expérimentation (84 jours après intervention), alors que *Artemisia vulgaris*, *Veronica persica*, *Trifolium repens*, *Plantago Lanceolata* et *Rumex crispus* sont toujours exprimées après 112 jours. Le temps de présence de l'espèce sur la parcelle est donc variable.

Ensuite, les hauteurs maximales atteintes sont là encore hétérogènes, dans leur valeur absolue mais aussi dans le délai nécessaire pour les atteindre. Ainsi, *Artemisia vulgaris* atteint rapidement, en 47 jours, un plateau de hauteur maximale moyenne autour de 10 cm alors que d'autres telles *Veronica persica* présente une vitesse de croissance accrue durant le 3ème mois. *Plantago Lanceolata* et *Rumex crispus* atteignent respectivement 47.1 cm et 50.4 cm alors que *Veronica persica* ne dépasse pas 20.5 cm.

L'hétérogénéité de croissance des espèces végétales constituant la communauté amène à leur expression différenciée dans le temps et en amplitude.

4.1.2. Variabilité intra-espèces de la croissance des plantes

Les suivis de l'évolution des hauteurs et diamètres au cours du temps de différentes espèces végétales ont été réalisés dans différents contextes pédo-climatiques. La Figure 7 illustre l'évolution des dynamiques de croissance de l'espèce *Amaranthus viridis* sur les sites Bassin Plat et Morel.

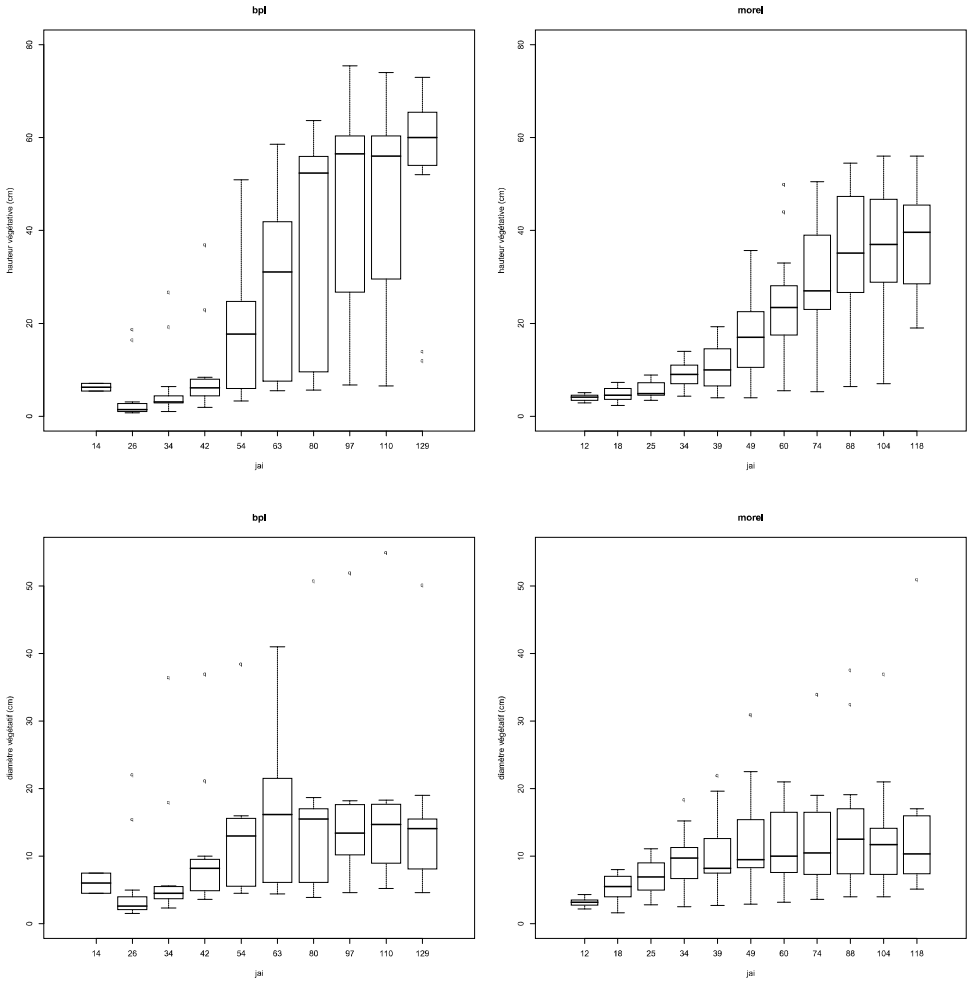


Figure 7. Evolution des dynamiques de croissance (hauteurs et diamètres végétatifs) mesurées des individus de l'espèce *Amaranthus viridis* L. présents sur les sites Bassin Plat et Morel.

Les hauteurs et diamètres végétatifs sont indiqués en centimètres et la chronologie en jours après intervention (jai). Les sites d'étude sont indiqués comme suit : Bassin Plat (bpl) et Morel (morel).

La croissance en hauteur est plus précoce et plus importante pour le site Bassin Plat comparée à celle du site Morel. L'espèce atteint en moyenne 28.7 cm en 63 jours sur le site Bassin Plat et 24.8 cm en 60 jours sur le site Morel. Les données de hauteurs maximales obtenues sont également différentes puisque l'espèce atteint 75.5 cm en 97 jours à Bassin Plat et 56 cm en 104 jours sur le site Morel.

Pour l'évolution du diamètre, l'effet est moins marqué voire inexistant pour les moyennes mais il reste présent pour les maximales. On observe un individu de l'espèce atteindre 36.5 cm en 34 jours à Bassin Plat alors que la valeur maximale n'est encore que de 18.4 cm sur le site Morel, à la même date.

Les mêmes suivis d'évolution sont illustrés de manières différentes avec l'espèce *Bidens pilosa* mesurée sur les sites Bassin Plat, Morel et Bénard pour les deux traits mesurés, la hauteur et le diamètre (Figure 8).

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

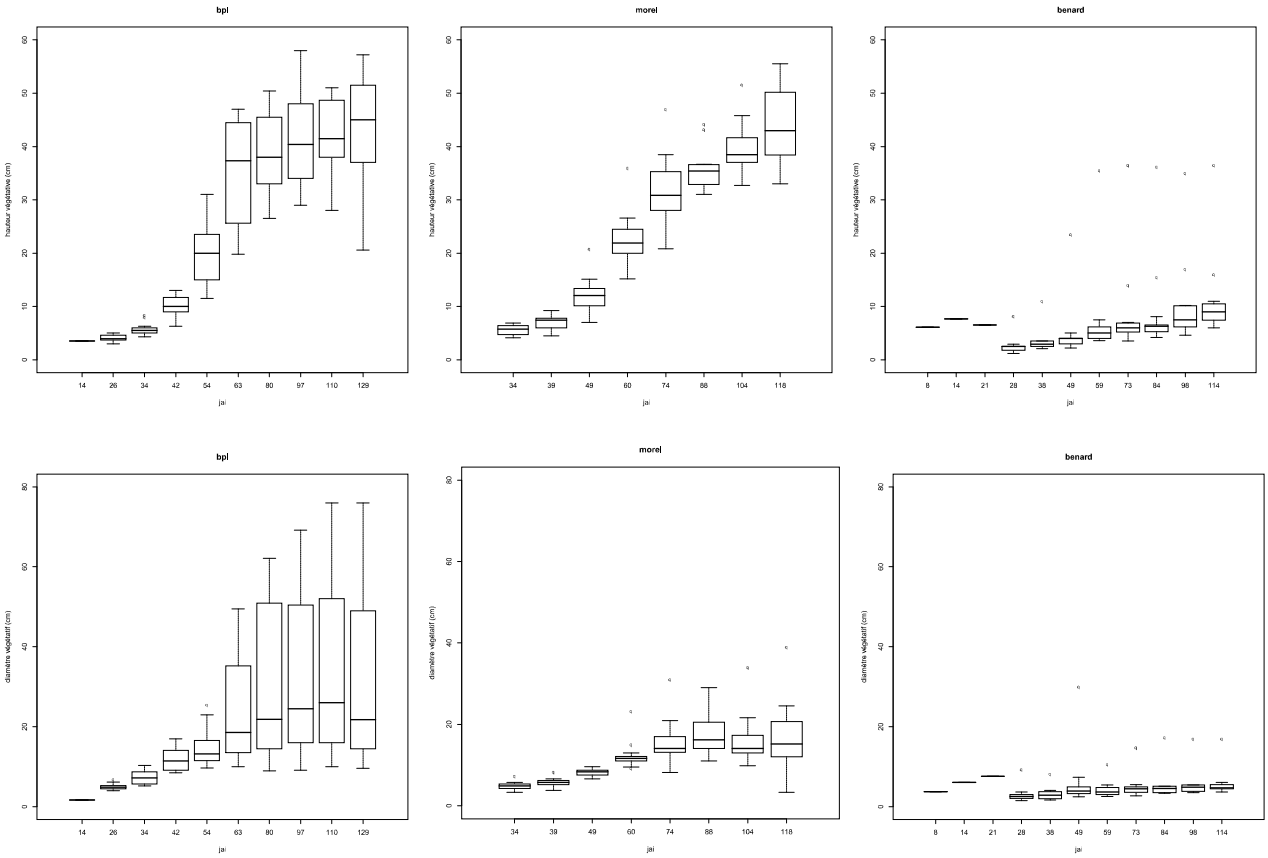


Figure 8. Evolution des dynamiques de croissance (hauteurs et diamètres végétatifs) mesurées des individus de l'espèce *Bidens pilosa* L. sur les sites Bassin Plat, Morel et Bénard.

Les hauteurs et diamètres végétatifs sont indiqués en centimètres et la chronologie en jours après intervention (jai). Les sites d'étude sont indiqués comme suit : Bassin Plat (bpl), Morel (morel) et Bénard (benard).

Les croissances en hauteur sont relativement homogènes sur les sites Bassin Plat et Morel mais très éloignées de celle du site Bénard. L'espèce atteint en moyenne 19.8 cm en 54 jours et 42 cm en 129 jours sur le site de Bassin Plat, et 22.5 cm en 60 jours et 43.6 cm en 118 jours, sur le site Morel. Les hauteurs moyennes mesurées sur le site Bénard sont nettement inférieures puisqu'elles ne dépassent pas 18.8 cm, valeur obtenue en 114 jours. Toujours sur le site Bénard, la hauteur médiane atteint rapidement, 8.5 cm en 73 jours et son maximum en 114 jours sera encore de 9 cm.

Les courbes de diamètres sont distribuées différemment. On note un gradient croissant des diamètres moyens entre les sites Yébo, Morel et Bassin Plat. Les valeurs de diamètres moyens atteignent respectivement 3.2 cm, 5.1 cm et 5.9 cm en 38, 73 et 114 jours sur le site Yébo. Elles atteignent 5.7 cm, 15.7 cm et 17.1 cm en 39, 74 et 118 jours sur le site Morel. Et elles atteignent 11.9 cm, 29.3 cm et 33.1 cm en 42, 80 et 129 jours sur le site de Bassin Plat.

L'expression des traits de réponse mesurés dans différents contextes pédoclimatiques peut ne pas en être impactée comme le montre le suivi des hauteurs sur les deux sites. Enfin, selon la nature du trait de croissance suivi, son expression peut être impactée différemment comme le montre d'une part le gradient observé entre les sites pour la mesure du diamètre et les similarités entre ces mêmes sites pour la mesure de hauteur.

La comparaison des courbes de croissance de *Plantago* lanceolata (Annexe 5), présente sur trois sites d'étude (Morel, Bénard et Yébo) illustre des courbes de croissance différenciées dans différents contextes pédoclimatiques.

Nous constatons que les dynamiques de croissance d'une même espèce peuvent être différentes selon les contextes pédoclimatiques et selon la nature du trait mesuré. L'influence du milieu est variable mais non mesurable en l'état. L'hétérogénéité de croissance des espèces végétales constituant la communauté amène à leur expression différenciée dans le temps et en amplitude.

4.1.3. Variabilité des périodes de floraison et dispersion

Les profils de floraison et dispersion ont été construits pour l'ensemble des espèces suivies sur les quatre sites d'étude (Figure 9).

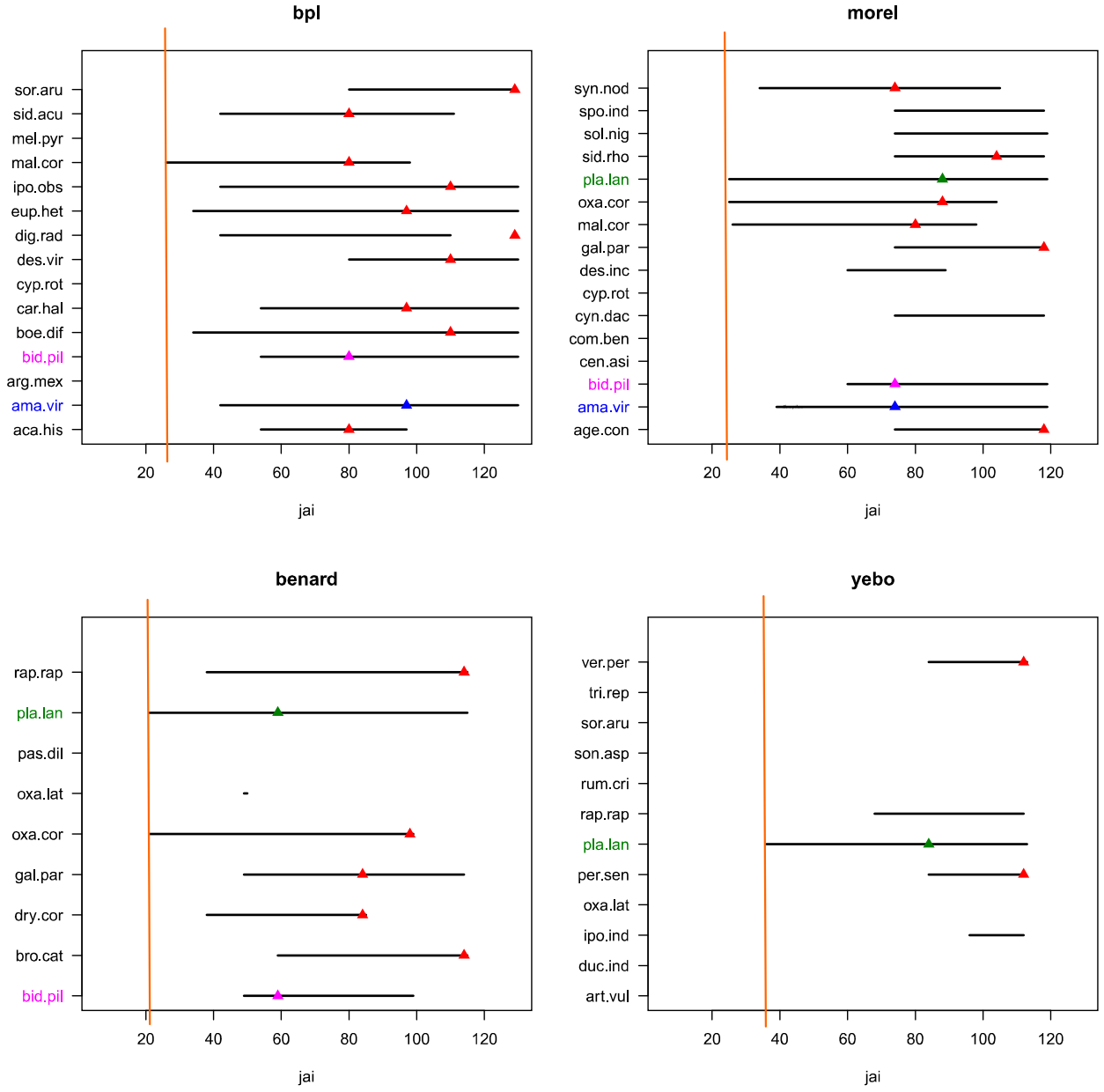


Figure 9. Périodes de floraison et dates de début de dispersion mesurées sur les espèces suivies.

Les données phénologiques de floraison et dispersion sont indiquées par site d'étude. Pour chaque espèce, la période de floraison est représentée par un segment noir et la date de début de dispersion des graines par un triangle. Les espèces sont identifiées selon la codification précisée en début de rapport. La date de début de floraison du site est repérée par un segment vertical orange. Les sites d'étude sont indiqués comme suit : Bassin Plat (bpl), Morel (morel), Bénard (benard) et Yébo (yebo). La chronologie est en jours après destruction du couvert végétal (jai).

Les profils de floraison et les dates de début de dispersion varient en fonction des espèces comme l'illustre la Figure 9. On peut voir en haut à gauche pour le site de Bassin Plat *Malvastrum coromandelianum* être la première espèce à fleurir en 26 jours après destruction du couvert (jai) alors que *Desmanthus virgatus* est la dernière à entrer en floraison en 80 jai. Les périodes de floraison sont également plus ou moins longues en fonction des espèces avec une durée de floraison de 80 jours pour *Euphorbia heterophylla* contre 43 jours pour *Acanthospermum hispidum* à Bassin Plat. Durant la période de suivi, trois espèces n'auront pas fleuri, *Cyperus rotundus*, *Melochia pyramidata* et *Argemone mexicana*.

Pour le site Morel, trois espèces fleurissent en 25 jours après intervention. *Malvastrum coromandelianum*, déjà identifiée comme à floraison relativement précoce à Bassin Plat, *Plantago lanceolata* et *Oxalis corniculata*. Six espèces ont elles une floraison qui démarre tardivement à 88 jours après intervention. L'hétérogénéité de durée de floraison entre espèces est également démontrée avec 93 jours pour *Plantago lanceolata* et 18 jours pour *Desmodium incanum*.

Pour le site Bénard, deux espèces débutent leur floraison 21 jours après intervention, *Plantago lanceolata* et *Oxalis corniculata* et offrent des périodes de floraison étendues respectivement de 93 et 77 jours. *Raphanus raphanistrum* complète la liste des espèces à floraiosn longue sur ce site avec 76 jours. A l'opposé, nous trouvons *Drymaria cordata* et *Bidens pilosa* qui fleurissent plus tardivement, 38 et 49 jours après intervention, avec des durées de floraison peu importantes 46 et 49 jours. *Oxalis latifolia* ne présente qu'une seule date de floraison 49 jours après intervention. Notons que seule *Paspalum dilatatum* n'a pas fleuri sur la durée des suivis.

Pour le site Yébo, le plus tardif dans son entrée en floraison, *Plantago lanceolata* offre deux intérêts. Elle est la première du site à fleurir en 36 jours après intervention mais elle possède aussi la période de floraison la plus étalée avec 76 jours. Quatre espèces viennent compléter, de manière tardive, ce profil de floraison la parcelle. *Raphanus raphanistrum* débute sa floraison 68 jours après intervention, alors que *Ipomea indica* est la dernière à fleurir en 96 jours après intervention. Il faut que sept espèces, c'est à dire plus de la moitié des espèces présentes, n'ont pas fleuri durant la période de l'essai.

A l'échelle du site d'étude maintenant, les couverts des sites Bénard, Morel et Bassin Plat sont comparables puisqu'ils entrent respectivement en floraison 21, 25 et 26 jours après intervention et leur période de floraison s'étalent sur 103 jours pour le site Bassin Plat et 93 jours pour les sites Morel et Bénard. Le site Yébo se distingue par un début de floraison 36 jours après intervention et une durée de floraison inférieure aux autres sites de 73 jours, couverte dans sa totalité par *Plantago lanceolata*.

Enfin, l'expression des traits mesurés, pour une même espèce selon plusieurs contextes pédoclimatiques, peut être variable. *Amaranthus viridis* entre en floraison de manière homogène, 42 jours après intervention sur le site Bassin Plat et 39 jai sur le site Morel. Tandis que *Bidens pilosa* le fait en 49 jai sur le site Bénard, 54 jai sur le site de Bassin Plat et 60 jai sur le site Morel. De la même façon, *Plantago lanceolata* montre un gradient des dates d'entrée en floraison, 21 jai sur le site Bénard, 25 jai sur le site Bassin Plat et 36 jai sur le site Yébo.

4.2. Dynamiques d'abondance des espèces

Le tableau récapitulatif des espèces composant les enherbements spontanés de chaque parcelle d'agrumes suivie est détaillé en Annexe 6. Il a été réalisé à partir des 54 espèces identifiées dans les quadrats, parmi lesquelles, seules 19 espèces sont présentes sur au moins deux sites. Ce résultat rappelle à quel point ces communautés végétales sont spécifiques par leur hétérogénéité botanique.

La compilation des 1854 mesures de recouvrement a permis d'obtenir les dynamiques d'abondance, au cours du temps, de l'ensemble des espèces présentes dans les quadrats selon différents contextes pédoclimatiques. Pour plus de lisibilité la Figure 10 illustre ces dynamiques en ne conservant que

les espèces permettant de représenter 80 % de la biomasse totale de chaque site et éliminant de fait les espèces mineures.

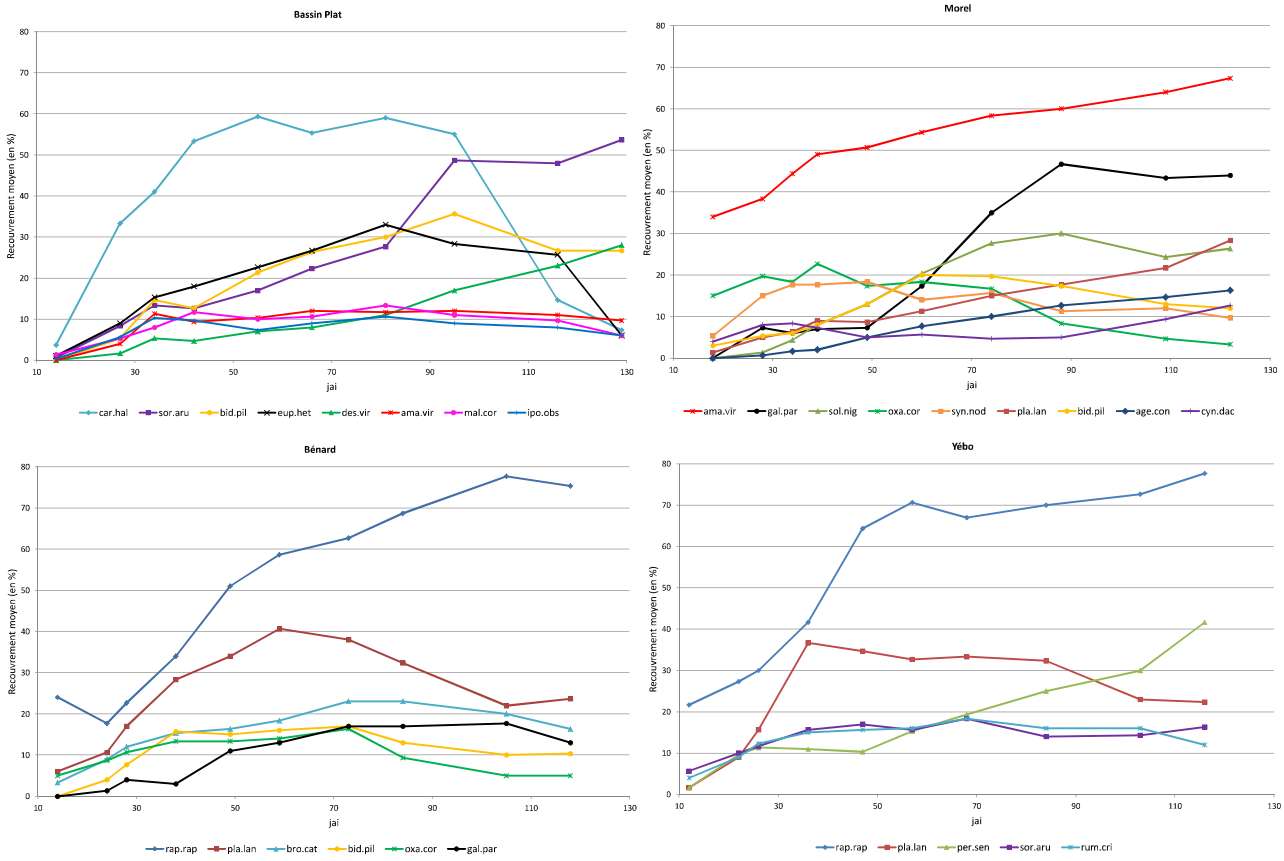


Figure 10. Dynamiques d'abondance des espèces présentes dans les quadrats.

Les espèces sont codifiées selon la nomenclature détaillée en début de rapport. La chronologie est indiquée en jours après intervention (jai). Les espèces affichées sur le graphique représentent 80 % de l'abondance totale.

Le nombre d'espèces nécessaires pour représenter au moins 80 % de la biomasse d'un site est variable. En effet, s'il faut cumuler, sur le site Yébo, cinq espèces pour représenter 80.3 % de la biomasse, ce nombre est de six sur le site Bénard pour représenter 84.1 % de la biomasse, 8 sur le site de Bassin Plat pour 80.5 % et 9 sur le site Morel pour 82.5 %. Cette variabilité illustre l'hétérogénéité de diversité spécifique de ce type de couverts spontanés.

Les sites Bénard et Yébo sont comparables. Ils ont pour mêmes espèces majeures *Raphanus raphanistrum* et, à un moindre degré, *Plantago lanceolata*. *Raphanus raphanistrum* dépasse 70 % d'abondance en fin d'expérimentation et *Plantago lanceolata* après avoir atteint 41 % sur le site Bénard et 36.7 % sur le site Yébo reste supérieur à 20 % en fin d'expérimentation.

Sur le site Morel, *Amaranthus viridis* s'implante rapidement (51 % en 49 jours après intervention) et majoritairement avec une abondance qui continue de croitre jusqu'en fin d'essai (67 % en 122 jai). *Galinsoga parviflora* s'implante de manière conséquente (47 % en 88 jai et 44 % en 122 jai) mais avec un modèle de croissance plus lent dans le temps. Elle n'affiche que 7 % d'abondance en 49 jai. *Solanum nigrum* et *Plantago lanceolata* atteignent 26 % et 28 % en fin d'expérimentation. Ensuite, un cortège de cinq espèces composé de *Synedrella nodiflora*, *Oxalis corniculata*, *Bidens pilosa*, *Ageratum conyzoides* et *Cynodon dactylon* oscille entre 3 % et 16 % d'abondance.

Sur le site Bassin Plat, *Cardiospermum halicacabum* se démarque avec une dynamique d'abondance en trois phases très marquée. Une première phase de forte croissance pour atteindre 53 % d'abondance en 42 jours après intervention, puis un palier de 53 jours où l'abondance de l'espèce

oscille entre 53 % et 59 %, et enfin une décroissance rapide pour ne représenter plus que 7 % d'abondance 129 jours après intervention. La dynamique d'abondance d'*Euphorbia heterophylla* emprunte le même schéma mais avec des valeurs d'abondance nettement moins élevées. L'espèce atteint 27 % en 66 jai, puis oscille 26 % et 33 % pendant 50 jours avant de chuter à 6 % au 129ème jai. *Sorghum arundinaceum* et *Desmanthus virgatus* observent des dynamiques comparables avec une phase d'installation lente jusqu'au 81ème jai pour représenter respectivement 28 % et 11 %, puis une phase de développement accélérée pour atteindre au 129ème jai, 54 % et 28 %. Et enfin, *Amaranthus viridis*, *Malvastrum coromandelianum* et *Ipomea obscura* forment un groupe d'espèces très peu implantées, puisqu'elles ne dépassent pas 13 % d'abondance, mais restent présentes tout au long de l'essai.

4.3. Evaluation de la fonctionnalité des communautés végétales

Les profils d'évaluation de la fonctionnalité des communautés des quatre sites étudiés sont représentés Figure 11. Ils décrivent l'évolution chronologique de l'abondance d'expression des attributs des sept traits d'effet considérés comme d'intérêt pour la lutte biologique par conservation des habitats.

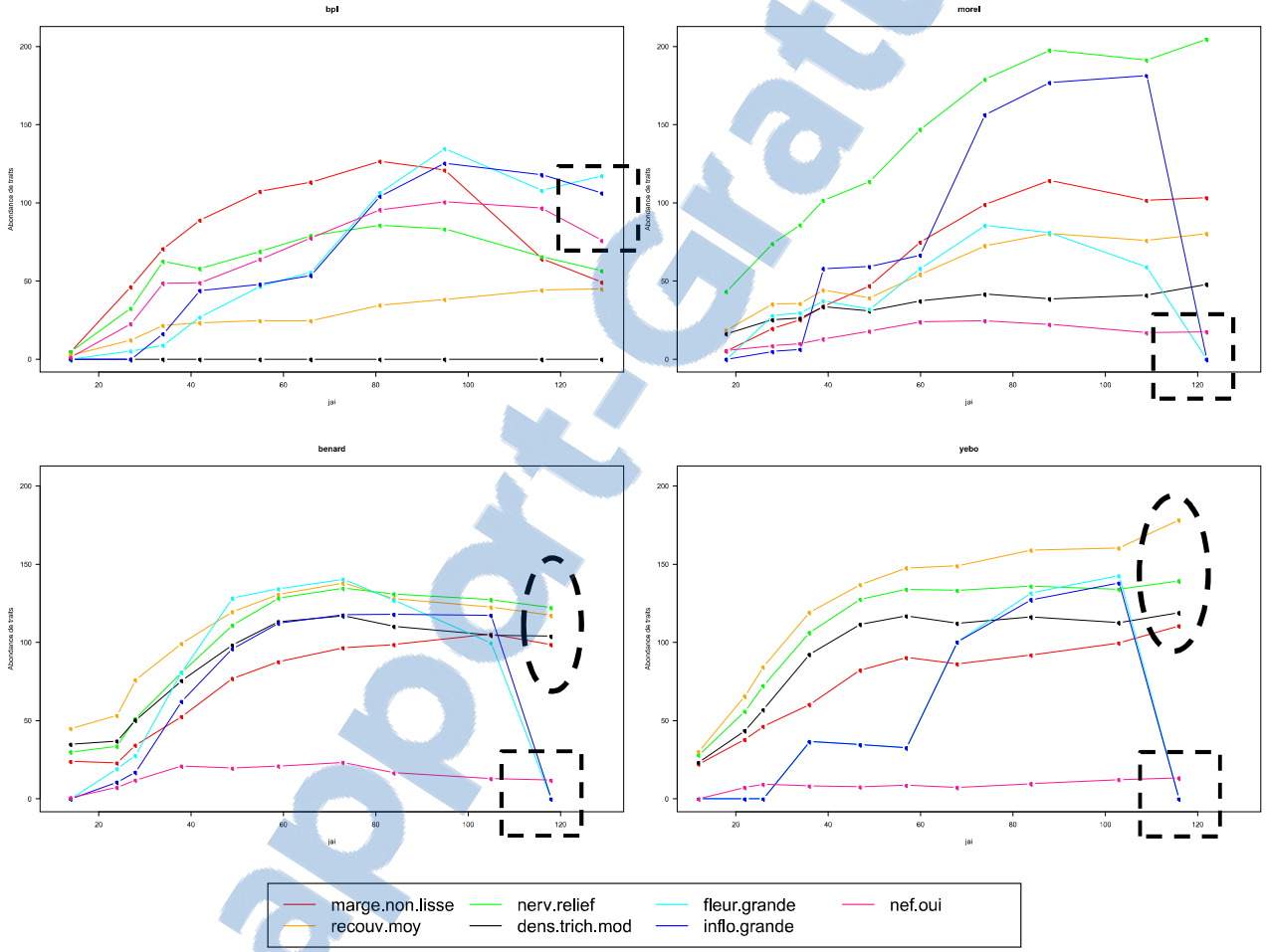


Figure 11. Evolution de la fonctionnalité des enherbements des quatre sites étudiés.

Les attributs de traits d'effet considérés d'intérêt pour la lutte biologique sont légendés comme suit : présence de marge foliaire non lisse (marge.non.lisse), présence de nervure foliaire en relief (nerv.relief), présence de fleur de grande taille (fleur.grande), production de nectar extra-floral (nef.oui), classe moyenne de recouvrement de l'espèce (recouv.moy), classe modérée de densité de trichomes (dens.trich.mod) et présence d'inflorescence de grande taille (inflo.grande). La fonctionnalité est exprimée en abondance et la chronologie en jours après intervention (jai).

Rapport-Gratuit.com

Globalement, les fonctionnalités (refuge et ressource) augmentent au cours du temps avec la croissance des couverts, rapidement après intervention puis atteignent un plateau. Seuls les traits liés à la floraison chutent rapidement à la fin de la période de suivi pour les sites Bénard, Morel et Yébo. Rappelons, avant d'avancer dans la description des résultats illustrés au travers de la Figure 11, que la valeur chiffrée du niveau de fonctionnalité est le résultat du produit d'une abondance par une valeur du trait. Elle n'est pas une valeur réelle de la fonctionnalité positionnée sur une échelle finie, mais permet d'illustrer l'évolution de la représentation du trait dans le couvert.

Une première lecture de la Figure 11 permet d'observer que la fonctionnalité de l'habitat ressource alternative s'interrompt quasiment sur les sites Morel, Bénard et Yébo en moyenne 118 jours après intervention. Elle reste relativement élevée sur le site de Bassin Plat avec des niveaux respectifs par contre élevée d'un niveau d'un niveau conséquent sur le site de Bassin Plat, puisque les traits relatifs à cet habitat ont des valeurs comprises entre 76 et 117. Les carrés en pointillé soulignent ces propos sur la Figure 11.

La fonctionnalité de production de nectar extra-floral reste faible sur les sites Morel, Bénard et Yébo, ne dépassant pas la valeur 25 en 74 jai, relativement au site Bassin Plat où elle atteint la valeur 101 en 95 jai.

Toujours sur la Figure 11, les fonctionnalités de l'habitat refuge des sites Bénard et Yébo ont des trajectoires similaires au cours du temps. Elles sont également comparables en intensité puisque le site Bénard a une fonctionnalité moyenne de 111 au 118ème jour après intervention et sur le site Yébo, elle est de 136 au 116ème jai (voir ellipses en pointillé).

La fonctionnalité nervures des feuilles en relief a des trajectoires similaires sur les sites Bénard et Yébo. Sur le site Bénard, elle atteint un plateau 59 jours après intervention, et oscille ensuite entre 122 et 135 jusqu'au 118ème jour après intervention. Sur le site Yébo, le plateau est atteint 57 jours après intervention et la fonctionnalité oscille entre 133 et 139 jusqu'au 116ème jour après intervention. Sur le site Bassin Pat, cette fonctionnalité amorce une décroissance à partir du 81ème jour après intervention. Et enfin sur le site Morel, elle a une trajectoire puisque continuellement croissante pour atteindre la valeur 205 au 122ème jour après intervention.

5. Discussion

Pour rappel, cette étude tente de répondre à deux questions appliquées au cas de l'évaluation du niveau de lutte biologique par conservation des habitats en vergers d'agrumes rendus par les communautés végétales spontanées :

(i) comment transposer des traits mesurés à l'échelle de l'individu à l'ensemble de la structure de la communauté ?
(ii) comment prendre en compte les variations temporelles de la structure fonctionnelle des communautés ?

La description générale des résultats démontre à quel point ces communautés végétales spontanées sont singulières par leur hétérogénéité et leur spécificité botanique. On voit là, l'action successive des filtres biotiques et abiotiques mais surtout l'effet des pratiques culturales propres à chaque agriculteur qui permettent d'obtenir autant de pools d'espèces que de pratiques de gestion de l'enherbement. La variabilité intra-communauté des cinétiques de croissance a été démontrée par les mesures de hauteurs et diamètres végétatifs. Une variabilité intra-espèce a également pu être constatée selon les différents contextes pédoclimatiques, mais le protocole expérimental ne permet pas de mesurer l'effet de ce dernier sur la réponse des plantes. Des résultats similaires ont été relevés concernant la période de floraison et la date de début de dispersion des graines.

L'expression différenciée en amplitude et dans le temps des traits portés par les espèces ne permet pas une évaluation robuste de la fonctionnalité à cette échelle. L'approche fonctionnelle permet de s'affranchir de ces variabilités intra-communauté et intra-espèce en se positionnant à l'échelle du trait d'effet.

Le choix des traits d'effet, et attributs, d'intérêt pour la lutte biologique, en cours d'évaluation dans le cadre du projet Agrum'aide, sont essentiellement issus de la bibliographie. Si d'un point de vue purement méthodologique cette sélection n'est pas cruciale, elle le devient dans l'exploitation chiffrée des résultats. Des expérimentations complémentaires devront permettre de discriminer plus précisément les traits d'effet d'intérêt pour la faune auxiliaire des vergers d'agrumes réunionnais. Ce travail devra également être conduit à un degré de précision supérieur, celui de l'attribut ou le cas échéant de la classe d'attributs. L'exemple de la densité de trichomes modérée utilisées lors de l'étude illustre parfaitement la difficulté d'établir, d'une part la relation avérée densité de trichomes/auxiliaires de culture et, déterminer d'autre part une densité de trichomes avec précision par espèce, voire selon la phénologie si nécessaire.

Ceci nous amène à ce qui a été le cœur de cette étude, le recueil de la phénologie des espèces présentes au sein des vergers d'agrumes. En effet, ces données sont indispensables au regard de l'objectif d'évaluer avec précision la cinétique de fonctionnalité dans le temps et en intensité dans l'espace. L'absence de résultat sur la réponse des plantes aux facteurs du milieu ajoute une difficulté supplémentaire puisqu'elle nécessite l'acquisition des données phénologiques des différentes espèces dans chacun des contextes pédoclimatiques.

Poursuivons avec ce qui a constitué la seconde partie du dispositif expérimental, c'est-à-dire la mesure d'abondance des espèces réalisée par évaluation visuelle des recouvrements. Si cette mesure rapide et non destructive, permet de relier l'impact d'une plante sur son écosystème proportionnellement à son abondance en biomasse aérienne dans la communauté végétale par la théorie du « mass ratio », élaborée par Grime (1998). Le lien entre pourcentage de recouvrement est biomasse sèche aérienne n'est pas encore consolidé et demanderait à être évaluer pratiquement. Autre biais ayant pris place dans l'expérimentation, il s'agit de la présence d'espèces dont les valeurs de traits n'étaient pas référencées ou disponibles expérimentalement. Ce pourcentage de biomasse non représentée dans l'évaluation de la fonctionnalité est illustré Figure 12 pour les quatre sites et toute la durée de l'étude. On constate que cette biomasse non prise en compte a pu sous-

estimer la fonctionnalité des couverts des sites Morel et Bénard qui dépassent ponctuellement 20 % de biomasse non représentée.

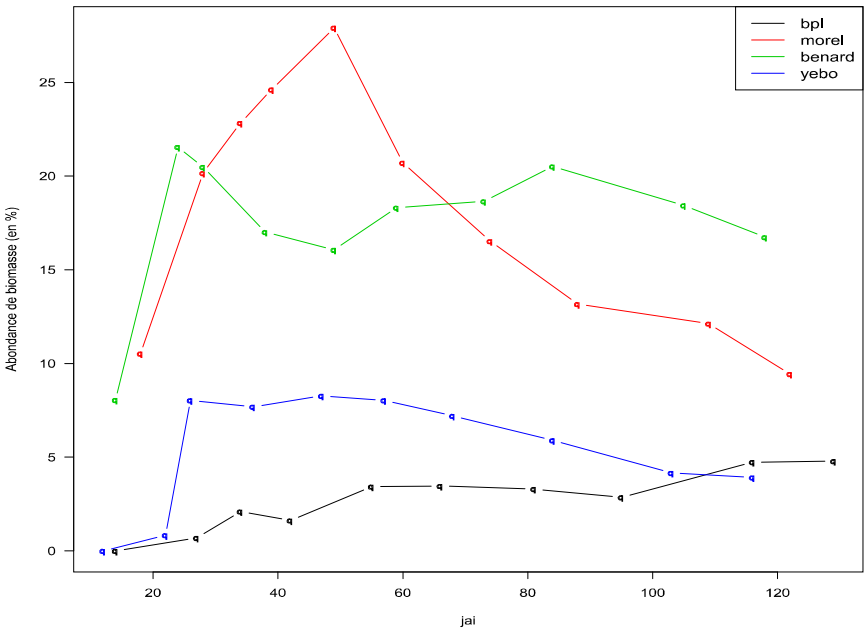


Figure 12. Biomasse non considérée dans l'évaluation de la fonctionnalité des communautés.

La variable est exprimée en pourcentage d'abondance de biomasse en fonction du temps, en jours après intervention (jai). Les sites sont repérés comme suit : Bassin Plat (noir), Morel (rouge), Bénard (vert) et Yébo (bleu).

A propos des valeurs de fonctionnalités obtenues, si elles sont certes comparables entre sites, il parait ambitieux de les analyser en valeur absolue en l'absence de seuil de référence corrélé à une abondance de trait. Dans la même optique, une absence de données corrélant la fonctionnalité chiffrée et le niveau réel de lutte biologique contraint l'analyse à ne évaluation comparative des sites et des fonctionnalités par trait.

Enfin, les analogies entre traits d'un même habitat n'étant pour l'heure pas établies, là encore l'analyse ne peut se faire que par comparaison multi-sites d'un même trait. Il serait ambitieux de vouloir, par exemple, substituer une valeur de fonctionnalité du trait présence de marges foliaires non lisses par la même valeur du trait présence de nervures foliaires en relief.

Malgré certaines approximations, l'évaluation faite à partir de l'approche par traits fonctionnels met en évidence la présence étendue de l'expression des traits en précisant leur intensité et, chose essentielle dans notre cas, leur positionnement en fonction des interventions de destruction du couvert.

6. Conclusion

Si l'utilisation d'une approche venue du champ de l'écologie pourrait paraitre dissonante dans le cas de problématiques agronomiques telles que la protection des plantes ou le maintien des rendements, les résultats obtenus nous encouragent à poursuivre sur cette voie. En effet, nous avons présenté lors de cette étude comment une approche par traits fonctionnels peut être utilisée pour évaluer le niveau de service fourni par des couverts végétaux à l'agrosystème.

L'application d'une telle approche dans le cas de la lutte biologique en vergers d'agrumes au travers de la gestion des communautés végétales spontanées apparait tout à fait pertinente même si elle demande à être consolidée dans son opérationnalité. La zone d'ombre majeure restant la sélection des traits d'effet et de leurs attributs à considérer d'intérêt pour la faune auxiliaire des vergers d'agrumes. Sa représentation simplifiée des communautés végétales complexes et parfois singulières de ces systèmes de culture, et des espèces qui les constituent, offre en tout état de cause un cadre de travail adapté à l'étude des effets de la biodiversité sur les systèmes de culture et permet une représentation des variations spatio-temporelles de fonctionnalité des couverts.

D'un point de vue plus pratique, cet outil devra contribuer au processus de co-conception de systèmes de culture agrumicoles durables via un pilotage optimisé de la biodiversité et de ses services rendus (Le Bellec et al., 2012. La généricité d'une telle approche ouvre, après ajustement aux services attendus et traits associés, des perspectives d'application à l'agrumiculture en particulier, et au-delà du champ de l'arboriculture en général.

Références bibliographiques

Agrawal A.A. (2000) Mechanisms, ecological consequences and agricultural implications of tri-trophic interactions. Current opinion in plant biology 3:329-335.

Altieri M.A. (1999) The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agriculture, Ecosystems & Environment 74:19-31. DOI: 10.1016/S0167-8809(99)00028-6.

Ansquer P. (2006) Caractérisation agroécologique des végétations prairiales naturelles en réponse aux pratiques agricoles. Apports pour la construction d'outils de diagnostic, Institut National Polytechnique de Toulouse, France. pp. 307.

Bolognesi C., Merlo F.D. (2011) Pesticides: human health effects, Elsevier: Burlington, MA, USA. pp. 438-453.

Buckland S.T., Magurran A.E., Green R.E., Fewster R.M. (2005) Monitoring change in biodiversity through composite indices. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 360:243-254. DOI: 10.1098/rstb.2004.1589.

Burrell R., McCormick W. (1964) Typhlodromus and Amblyseius (Acarina: Phytoseiidae) as predators on orchard mites. Annals of the Entomological Society of America 57:483-487.

Cabidoche Y.-M., Lesueur Jannoyer M. (2011) Pollution durable des sols par la chlordécone aux Antilles: comment la gérer? Innovations Agronomiques 16:117-133.

Cavender-Bares J., Kozak K.H., Fine P.V.A., Kembel S.W. (2009) The merging of community ecology and phylogenetic biology. Ecology letters 12:693-715. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01314.x.

Commision Européenne. (2012) Groupe de travail Prévisions Agrumes. pp. 140.

Cornelissen J.H.C., Lavorel S., Garnier E., Diaz S., Buchmann N., Gurvich D.E., Reich P.B., ter Steege H., Morgan H.D., van der Heijden M.G.A., Pausas J.G., Poorter H. (2003) A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. Australian Journal of Botany 51:335-380. DOI: 10.1071/Bt02124.

Cornwell W.K., Schwilk D.W., Ackerly D.D. (2006) A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. Ecology 87:1465-1471.

Cortesero A.M., Stapel J.O., Lewis W.J. (2000) Understanding and manipulating plant attributes to enhance biological control. Biological Control 17:35-49. DOI: 10.1006/bcon.1999.0777.

Cruz P., De Quadros F.L.F., Theau J.P., Frizzo A., Jouany C., Duru M., Carvalho P.C.F. (2010) Leaf traits as functional descriptors of the intensity of continuous grazing in native grasslands in the south of Brazil. Rangeland Ecology & Management 63:350-358. DOI: 10.2111/08-016.1.

DAAF Corse. (2015) Inventaire des vergers 2013: l'arboriculture reste un atout pour l'agriculture corse. Agreste Corse 7:6.

DAAF La Réunion. (2014) La production fruitière à La Réunion. Agreste Analyses 92:12.

Dalin P., Ågren J., Björkman C., Huttunen P., Kärkkäinen K. (2008) Leaf trichome formation and plant resistance to herbivory, Induced plant resistance to herbivory, Springer. pp. 89-105.

Damour G., Dorel M., Quoc H.T., Meynard C., Risède J.-M. (2014) A trait-based characterization of cover plants to assess their potential to provide a set of ecological services in banana cropping systems. European Journal of Agronomy 52:218-228. DOI: 10.1016/j.eja.2013.09.004.

Damour G., Garnier E., Navas M.L., Dorel M., Risède J.-M. (2015) Chapter Three - Using Functional Traits to Assess the Services Provided by Cover Plants: A Review of Potentialities in Banana Cropping Systems, in: L. S. Donald (Ed.), Advances in Agronomy, Academic Press. pp. 81-133.

de Rocca Serra D., Ollitrault P. (1992) Les ressources génétiques chez les agrumes. Sauve qui peut - Le courrier environnement de l'INRA S3:11-22.

Deepayan S. (2016) lattice. Trellis Graphics for R. URL: http://lattice.r-forge.r-project.org/.

Della Mussia S. (2012) La filière fruits et légumes à La Réunion en bref, Biodivesité & Agriculture Océan Indien.

Diamond J.M. (1975) Assembly of species communities, in: M. L. a. D. Cody, J.M. (Ed.), Ecology and evolution of communities, Harvard University Press. pp. 342-444.

Díaz S., Lavorel S., de Bello F., Quétier F., Grigulis K., Robson T.M. (2007) Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. Proceedings of the National Academy of Sciences 104:20684-20689. DOI: 10.1073/pnas.0704716104.

Diniz-Filho J.A.F., Cianciaruso M.V., Rangel T.F., Bini L.M. (2011) Eigenvector estimation of phylogenetic and functional diversity. Functional Ecology 25:735-744. DOI: 10.1111/j.1365-2435.2011.01836.x.

Dorel M., Tixier P., Dural D., Zanoletti S. (2011) Alternatives aux intrants chimiques en culture bananière. Innovations Agronomiques 16:1-11.

Dray S., Dufour A.-B., Thioulouse J. (2016) ade4. Analysis of Ecological Data : Exploratory and Euclidean Methods in Environmental Sciences. URL: http://pbil.univ-lyon1.fr/ADE-4.

Duru M., Khaled R.A.H., Ducourtieux C., Theau J.P., de Quadros F.L., Cruz P. (2009) Do plant functional types based on leaf dry matter content allow characterizing native grass species and grasslands for herbage growth pattern? Plant Ecology 201:421-433.

Ellenberg H. (1988) Vegetation ecology of central Europe. 4th ed. Cambridge University Press, Cambridge.

Ellenberg H., Mueller-Dombois D. (1967) A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. Ber. geobot. Inst. eidg. tech. Hochschule Rubel 37:56-73.

FAO. (2012) Agrumes frais et transformés : statistiques annuelles 2012. pp. 46.

Faurie C. (2011) Écologie: approche scientifique et pratique. Tec et Doc ed. Lavoisier.

Floch C., Chevremont A.-C., Joanico K., Capowiez Y., Criquet S. (2011) Indicators of pesticide contamination: soil enzyme compared to functional diversity of bacterial communities via Biolog® Ecoplates. European Journal of Soil Biology 47:256-263. DOI: 10.1016/j.ejsobi.2011.05.007.

Flynn D.F.B., Gogol-Prokurat M., Nogeire T., Molinari N., Richers B.T., Lin B.B., Simpson N., Mayfield M.M., DeClerck F. (2009) Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. Ecology letters 12:22-33. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x.

Gaba S., Fried G., Kazakou E., Chauvel B., Navas M.-L. (2014) Agroecological weed control using a functional approach: a review of cropping systems diversity. Agronomy for Sustainable Development 34:103-119. DOI: 10.1007/s13593-013-0166-5.

Garnier E., Lavorel S., Ansquer P., Castro H., Cruz P., Dolezal J., Eriksson O., Fortunel C., Freitas H., Golodets C. (2007) Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities

and ecosystem functioning in grasslands: a standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. Annals of botany 99:967-985. DOI: 10.1093/aob/mcl215.

Garnier E., Navas M.-L. (2012) A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. Agronomy for Sustainable Development 32:365-399. DOI: 10.1007/s13593-011-0036-y.

Garnier E., Navas M.-L. (2013) Diversité fonctionnelle des plantes: Traits des organismes, structure des communautés, propriétés des écosystèmes De Boeck.

Gilbert F.S. (1981) Foraging ecology of hoverflies: morphology of the mouthparts in relation to feeding on nectar and pollen in some common urban species. Ecological Entomology 6:245-262.

Gotelli N.J., McCabe D.J. (2002) Species co-occurence: A meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules model. Ecology 83:2091-2096. DOI: 10.1890/0012-9658(2002)083[2091:SCOAMA]2.0.CO;2.

Goulson D. (1999) Foraging strategies of insects for gathering nectar and pollen, and implications for plant ecology and evolution. Perspectives in plant ecology, evolution and systematics 2:185-209.

Grevstad F.S., Klepetka B.W. (1992) The influence of plant architecture on the foraging efficiencies of a suite of ladybird beetles feeding on aphids. Oecologia 92:399-404. DOI: 10.1007/Bf00317466.

Grime J.P. (1998) Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. Journal of Ecology 86:902-910. DOI: 10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x.

Gurr G.M., Van Emden H.F., Wratten S.D. (1998) Habitat manipulation and natural enemy efficiency: implications for the control of pests. Conservation biological control:155-183.

Gurr G.M., Wratten S.D. (1999) FORUM'Integrated biological control': A proposal for enhancing success in biological control. International Journal of pest management 45:81-84.

Haubruge É., Almohamad R., Verheggen F.J. Searching and oviposition behavior of aphidophagous hoverflies (Diptera: Syrphidae): a review. Base.

Hooper D.U., Chapin F.S., Ewel J.J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J.H., Lodge D.M., Loreau M., Naeem S., Schmid B., Setala H., Symstad A.J., Vandermeer J., Wardle D.A. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. Ecological Monographs 75:3-35. DOI: 10.1890/04-0922.

Imbert E. (2013) Agrumes. Fruitrop 216.

Karban R., Englishloeb G., Walker M.A., Thaler J. (1995) Abundance of phytoseiid mites on Vitis species: effects of leaf hairs, domatia, prey abundance and plant phylogeny. Experimental & Applied Acarology 19:189-197. DOI: 10.1007/Bf00130822.

Kauffman W.C., Kennedy G.G. (1989) Relationship between trichome density in tomato and parasitism of Heliothis spp.(Lepidoptera: Noctuidae) eggs by Trichogramma spp.(Hymenoptera: Trichogrammatidae). Environmental Entomology 18:698-704.

Keddy P.A. (1992) Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. Journal of Vegetation Science 3:157-164.

Keddy P.A. (2007) Plants and vegetation: origins, processes, consequences Cambridge University Press.

Koohafkan P., Altieri M.A., Gimenez E.H. (2012) Green Agriculture: foundations for biodiverse, resilient and productive agricultural systems. International Journal of Agricultural Sustainability 10:61-75. DOI: 10.1080/14735903.2011.610206.

Kraft N.J.B., Valencia R., Ackerly D.D. (2008) Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. Science 322:580-582. DOI: 10.1126/science.1160662.

Landau-Ossondo M., Rabia N., Jos-Pelage J., Marquet L.M., Isidore Y., Saint-Aime C., Martin M., Irigaray P., Belpomme D., Pesticides A.I.R.G.o. (2009) Why pesticides could be a common cause of prostate and breast cancers in the French Caribbean Island, Martinique. An overview on key mechanisms of pesticide-induced cancer. Biomedicine & pharmacotherapy 63:383-395. DOI: 10.1016/j.biopha.2009.04.043.

Landis D.A., Wratten S.D., Gurr G.M. (2000) Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. Annual review of entomology 45:175-201. DOI: 10.1146/annurev.ento.45.1.175.

Lavorel S., Garnier E. (2002) Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. Functional Ecology 16:545-556. DOI: 10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x.

Lavorel S., Grigulis K., Lamarque P., Colace M.P., Garden D., Girel J., Pellet G., Douzet R. (2011) Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. Journal of Ecology 99:135-147. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2010.01753.x.

Lavorel S., McIntyre S., Landsberg J., Forbes T. (1997) Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. Trends in Ecology & Evolution 12:474-478.

Le Bellec F. (2013) AGRUM'AIDE, Elaboration d'un outil d'aide à la décision pour la conception et l'évaluation de vergers d'agrumes durables. pp. 19.

Le Bellec F., Bruchon L., Vannière H., Ehret P., De Bon H., Marion D., Deguine J.P. (2015) Guide tropical - Guide pratique de conception de systèmes de culture tropicaux économes en produits phytosanitaires CIRAD, Paris.

Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Jean-Pierre S., Michel T., Expertise scientifique collective UESC, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Ministère de l'Ecologie d.D.e.d.l.A.d. (2008) Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies, Synthèse du rapport. pp. 116.

Lesueur Jannoyer M., Cattan P., Monti D., Saison C., Voltz M., Woignier T., Cabidoche Y.-M. (2012) Chlordécone aux Antilles: évolution des systèmes de culture et leur incidence sur la dispersion de la pollution. Agronomie, environnement et sociétés 2:45-58.

Levin D.A. (1973) The role of trichomes in plant defense. Quarterly Review of Biology:3-15.

Limburg D.D., Rosenheim J.A. (2001) Extrafloral nectar consumption and its influence on survival and development of an omnivorous predator, larval Chrysoperla plorabunda (Neuroptera: Chrysopidae). Environmental Entomology 30:595-604.

Loreau M. (2010) Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 365:49-60. DOI: 10.1098/rstb.2009.0155.

Lortie C.J., Brooker R.W., Choler P., Kikvidze Z., Michalet R., Pugnaire F.I., Callaway R.M. (2004) Rethinking plant community theory. Oikos 107:433-438. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x.

Lundgren J.G. (2009) Nutritional aspects of non-prey foods in the life histories of predaceous Coccinellidae. Biological Control 51:294-305. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2009.05.016.

Mailloux J., Le Bellec F., Kreiter S., Tixier M.-S., Dubois P. (2010) Influence of ground cover management on diversity and density of phytoseiid mites (Acari: Phytoseiidae) in Guadeloupean citrus orchards. Experimental and Applied Acarology 52:275-290. DOI: 10.1007/s10493-010-9367-7.

Makrodimos N., Blionis G.J., Krigas N., Vokou D. (2008) Flower morphology, phenology and visitor patterns in an alpine community on Mt Olympos, Greece. Flora 203:449-468. DOI: 10.1016/j.flora.2007.07.003.

Malézieux E. (2012) Designing cropping systems from nature. Agronomy for sustainable development 32:15-29. DOI: 10.1007/s13593-011-0027-z.

Malézieux E., Crozat Y., Dupraz C., Laurans M., Makowski D., Ozier-Lafontaine H., Rapidel B., Tourdonnet S.d., Valantin-Morison M. (2009) Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. Agronomy for Sustainable Development 29:43-62. DOI: 10.1051/agro:2007057.

Moonen A.-C., Barberi P. (2008) Functional biodiversity: an agroecosystem approach. Agriculture, Ecosystems & Environment 127:7-21. DOI: 10.1016/j.agee.2008.02.013.

Mora C., Tittensor D.P., Adl S., Simpson A.G.B., Worm B. (2011) How many species are there on Earth and in the ocean? PLoS Biology 9:e1001127. DOI: 10.1371/journal.pbio.1001127.

Navas M.-L., Moreau-Richard J. (2005) Can traits predict the competitive response of herbaceous Mediterranean species? Acta Oecologica 27:107-114.

Navas M.L., Violle C. (2009) Plant traits related to competition: how do they shape the functional diversity of communities? Community Ecology 10:131-137. DOI: 10.1556/ComEc.10.2009.1.15.

Niu J.-Z., Hull-Sanders H., Zhang Y.-X., Lin J.-Z., Dou W., Wang J.-J. (2014) Biological control of arthropod pests in citrus orchards in China. Biological Control 68:15-22. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2013.06.005.

Norris R.F. (2005) Ecological bases of interactions between weeds and organisms in other pest categories. Weed science 53:909-913. DOI: 10.1614/Ws-04-048r1.1.

Norris R.F., Kogan M. (2005) Ecology of interactions between weeds and arthropods. Annual Review of Entomology 50:479-503. DOI: 10.1146/annurev.ento.49.061802.123218.

Noss R.F. (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conservation biology 4:355-364. DOI: 10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x.

Ollivier M. (2015) Caractérisation des communautés adventices des vergers d'agrumes et détermination d'espèces favorables à la mise en place de la lutte biologique par conservation, Mémoire d'année interstitielle, Agrocampus Ouest. pp. 51.

Pedlowski M.A., Canela M.C., da Costa Terra M.A., de Faria R.M.R. (2012) Modes of pesticides utilization by Brazilian smallholders and their implications for human health and the environment. Crop Protection 31:113-118. DOI: 10.1016/j.cropro.2011.10.002.

Pelletier N. (2016) Impacts de différents modes de gestion de l'enherbement des vergers d'agrumes à La Réunion sur les populations d'arthropodes auxiliaires, Mémoire de fin d'études, ENSA Bordeaux Aquitaine. pp. 56.

Perez-Harguindeguy N., Diaz S., Garnier E., Lavorel S., Poorter H., Jaureguiberry P., Bret-Harte M.S., Cornwell W.K., Craine J.M., Gurvich D.E., Urcelay C., Veneklaas E.J., Reich P.B., Poorter L., Wright I.J., Ray P., Enrico L., Pausas J.G., de Vos A.C., Buchmann N., Funes

G., Quetier F., Hodgson J.G., Thompson K., Morgan H.D., ter Steege H., van der Heijden M.G.A., Sack L., Blonder B., Poschlod P., Vaieretti M.V., Conti G., Staver A.C., Aquino S., Cornelissen J.H.C. (2013) New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Australian Journal of Botany 61:167-234. DOI: 10.1071/Bt12225.

Poorter H., Garnier E. (1999) Ecological significance of inherent variation in relative growth rate and its components. Handbook of functional plant ecology 20:81-120.

Purvis A., Hector A. (2000) Getting the measure of biodiversity. Nature 405:212-219. DOI: 10.1038/35012221.

Quilici S., Franck A., Montagneux B., Tassin J. (1994) Successful establishment in Reunion Island of an exotic ladybird, #Olla v-nigrum#, for the biocontrol of #Leucaena# psyllid, #Heteropsylla cubana#, Subregional Workshop on Leucaena Psyllid : a Threat to Agroforestry in Africa, CIRAD-FLHOR, Dar es Salam, Tanzanie. pp. 7.

Quilici S., Vincenot D., Franck A. (2003) Les auxiliaires des cultures fruitières à l'île de La Réunion. CIRAD ed.

Rabb R.L., Stinner R.E., van den Bosch R. (1976) Conservation and augmentation of natural enemies, in: C. B. Huffaker and P. S. Messenger (Eds.), Theory and practice of biological control, Academic Press, New York. pp. 233-254.

Ratnadass A., Fernandes P., Avelino J., Habib R. (2012) Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: a review. Agronomy for Sustainable Development 32:273-303. DOI: 10.1007/s13593-011-0022-4.

Raunkiaer C. (1934) The life forms of plants and statistical plant geography. English Edition ed. Oxford University Press, Oxford.

Reichenberger S., Bach M., Skitschak A., Frede H.-G. (2007) Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground-and surface water and their effectiveness; A review. Science of the Total Environment 384:1-35. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.04.046.

Reynolds H.L. (1999) Plant interactions: competition, Handbook of Functional Plant Ecology, Marcel Dekker, New York. pp. 649-676.

Rösch H., Van Rooyen M.W., Theron G.K. (1997) Predicting competitive interactions between pioneer plant species by using plant traits. Journal of Vegetation Science 8:489-494. DOI: 10.2307/3237200.

Rothé M., Payet R.M., Le Bellec F., Bockstaller C. (2016) Impacts of weed management on the floristic composition and abundance of the cover in citrus orchards : a step to conservation biological control 14th ESA Congress Edinburgh, Scotland.

RStudio Team. (2015) RStudio : Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, USA. URL: http://rstudio.com/.

Rutledge C.E., Eigenbrode S.D., Ding H. (2008) A plant surface mutation mediates predator interference among ladybird larvae. Ecological Entomology 33:464-472. DOI: 10.1111/j.1365-2311.2008.00991.x.

Santurette L. (2014) Effets d'un changement de stratégie de gestion de l'enherbement en verger d'agrumes en vue de constituer un habitat favorable à la faune auxiliaire : Analyse de la réponse des adventices et évaluation de leurs potentialités à favoriser les auxiliaires, Mémoire de fin d'études, Université des sciences et Techniques Montpellier 2. pp. 98.

Sauvion N., Calatayud P.-A., Thiéry D., Marion-Poll F. (2013) Interactions insectes-plantes Editions Quae.

Sivinski J., Wahl D., Holler T., Al Dobai S., Sivinski R. (2011) Conserving natural enemies with flowering plants: Estimating floral attractiveness to parasitic Hymenoptera and attraction's relationship to flower and plant morphology. Biological Control 58:208-214. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2011.05.002.

Storkey J. (2005) Modelling assimilation rates of 14 temperate arable weed species as a function of the environment and leaf traits. Weed research 45:361-370. DOI: 10.1111/j.1365-3180.2005.00466.x.

Suding K.N., Lavorel S., Chapin F., Cornelissen J.H., Diaz S., Garnier E., Goldberg D., Hooper D.U., Jackson S.T., NAVAS M.L. (2008) Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. Global Change Biology 14:1125-1140.

Swingland I.R. (2001) Biodiversity, definition of. Encyclopedia of biodiversity 1:377-391.

Tardy F., Moreau D., Dorel M., Damour G. (2015) Trait-based characterisation of cover plants' light competition strategies for weed control in banana cropping systems in the French West Indies. European Journal of Agronomy 71:10-18. DOI: 10.1016/j.eja.2015.08.002.

Tooker J.F., Hauser M., Hanks L.M. (2006) Floral host plants of Syrphidae and Tachinidae (Diptera) of central Illinois. Annals of the Entomological Society of America 99:96-112. DOI: 10.1603/0013-8746(2006)099[0096:Fhposa]2.0.Co;2.

Treacy M.F., Benedict J.H., Lopez J.D., Morrison R.K. (1987) Functional response of a predator (Neuroptera: Chrysopidae) to bollworm (Lepidoptera: Noctuidae) eggs on smoothleaf, hirsute, and pilose cottons. Journal of Economic Entomology 80:376-379.

Turcati L. (2011) Mesurer la biodiversité pour comprendre l'effet des perturbations sur les commutés végétales: apport des caractéristiques écologiques et évolutives des espèces, Université Pierre et Marie Curie, France. pp. 264.

Turnbull L.A., Coomes D., Hector A., Rees M. (2004) Seed mass and the competition/colonization trade-off: competitive interactions and spatial patterns in a guild of annual plants. Journal of Ecology 92:97-109.

Vattala H.D., Wratten S.D., Phillips C.B., Wackers F.L. (2006) The influence of flower morphology and nectar quality on the longevity of a parasitoid biological control agent. Biological Control 39:179-185. DOI: 10.1016/j.biocontrol.2006.06.003.

Violle C., Garnier E., Lecoeur J., Roumet C., Podeur C., Blanchard A., Navas M.-L. (2009) Competition, traits and resource depletion in plant communities. Oecologia 160:747-755. DOI: 10.1007/s00442-009-1333-x.

Violle C., Navas M.L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I., Garnier E. (2007) Let the concept of trait be functional! Oikos 116:882-892. DOI: 10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x.

Vivier M. (1990) Les prairies et les pratiques d'exploitation. Eléments et réflexions pour un diagnostic. Fourrages 124:337-355.

Warnes G.R., Bolker B., Lumley T. (2015) gtools. Various R Programming Tools. URL: http://cran.r-project.org/web/packages/gtools.

Webb C.O., Ackerly D.D., McPeek M.A., Donoghue M.J. (2002) Phylogenies and community ecology. Annual Review of Ecology and Systematics 33:475-505. DOI: 10.1146/annurev.ecolysis.33.010802.150448.

Westoby M., Falster D.S., Moles A.T., Vesk P.A., Wright I.J. (2002) Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. Annual Review of Ecology and Systematics 33:125-159. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150452.

Whittaker R.H. (1970) Communities and ecosystems. 2nd ed. Macmillan Publishing Co., New-York, USA.

Wilke B.J., Snapp S.S. (2008) Winter cover crops for local ecosystems: linking plant traits and ecosystem function. Journal of the Science of Food and Agriculture 88:551-557. DOI: 10.1002/jsfa.3149.

Wilson J.B. (2011) The twelve theories of co-existence in plant communities: the doubtful, the important and the unexplored. Journal of Vegetation Science 22:184-195. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2010.01226.x.

Wilson P.J., Thompson K., Hodgson J.G. (1999) Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. New Phytologist 143:155-162. DOI: 10.1046/j.1469-8137.1999.00427.x.

Wright I.J., Reich P.B., Westoby M., Ackerly D.D., Baruch Z., Bongers F., Cavender-Bares J., Chapin T., Cornelissen J.H.C., Diemer M. (2004) The worldwide leaf economics spectrum. Nature 428:821-827. DOI: 10.1038/nature02403.

Table des annexes

Annexe 1. Dispositif expérimental initial (jai = 0) sur les sites de Bassin Plat et Yébo.....i

Annexe 2. Calendrier des observations.....ii

Annexe 3. Dispositif expérimental 103 jours après intervention sur le site Yébo.....iii

Annexe 4. Grille support pour l'estimation du pourcentage de recouvrement des espèces.....iv

Annexe 5. Evolution des dynamiques de croissance (hauteurs et diamètres végétatifs) mesurées des individus de l'espèce *Plantago lanceolata* L. sur les sites Morel, Bénard et Yébo.....v

Annexe 6. Liste des espèces présentes sur les sites d'étude, identifiées à partir des quadrats. vi

Annexe 1. Dispositif expérimental initial (jai = 0) sur les sites de Bassin Plat et Yébo.

Annexe 2. Calendrier des observations.

Relevé	BPL						Morel					
	individus			quadrats			individus			quadrats		
	date	int	jai	date	int	jai	date	int	jai	date	int	jai
1	15/04/2016		0	15/04/2016		0	22/04/2016		0	22/04/2016		0
2	29/04/2016	14	14	29/04/2016	14	14	04/05/2016	12	12	10/05/2016	18	18
3	11/05/2016	12	26	12/05/2016	13	27	10/05/2016	6	18	20/05/2016	10	28
4	19/05/2016	8	34	19/05/2016	7	34	17/05/2016	7	25	26/05/2016	6	34
5	27/05/2016	8	42	27/05/2016	8	42	26/05/2016	9	34	31/05/2016	5	39
6	08/06/2016	12	54	09/06/2016	13	55	31/05/2016	5	39	10/06/2016	10	49
7	17/06/2016	9	63	20/06/2016	11	66	10/06/2016	10	49	21/06/2016	11	60
8	04/07/2016	17	80	05/07/2016	15	81	21/06/2016	11	60	05/07/2016	14	74
9	21/07/2016	17	97	19/07/2016	14	95	05/07/2016	14	74	19/07/2016	14	88
10	03/08/2016	13	110	09/08/2016	21	116	19/07/2016	14	88	09/08/2016	21	109
11	22/08/2016	19	129	22/08/2016	13	129	04/08/2016	16	104	22/08/2016	13	122
12							18/08/2016	14	118			

Relevé	Bénard						Yébo					
	individus			quadrats			individus			quadrats		
	date	int	jai	date	int	jai	date	int	jai	date	int	jai
1	26/04/2016		0	26/04/2016		0	28/04/2016		0	28/04/2016		0
2	04/05/2016	8	8	10/05/2016	14	14	04/05/2016	6	6	10/05/2016	12	12
3	10/05/2016	6	14	20/05/2016	10	24	10/05/2016	6	12	20/05/2016	10	22
4	17/05/2016	7	21	24/05/2016	4	28	17/05/2016	7	19	24/05/2016	4	26
5	24/05/2016	7	28	03/06/2016	10	38	24/05/2016	7	26	03/06/2016	10	36
6	03/06/2016	10	38	14/06/2016	11	49	03/06/2016	10	36	14/06/2016	11	47
7	14/06/2016	11	49	24/06/2016	10	59	14/06/2016	11	47	24/06/2016	10	57
8	24/06/2016	10	59	08/07/2016	14	73	24/06/2016	10	57	05/07/2016	11	68
9	08/07/2016	14	73	19/07/2016	11	84	05/07/2016	11	68	21/07/2016	16	84
10	19/07/2016	11	84	09/08/2016	21	105	21/07/2016	16	84	09/08/2016	19	103
11	02/08/2016	14	98	22/08/2016	13	118	02/08/2016	12	96	22/08/2016	13	116
12	18/08/2016	16	114				18/08/2016	16	112			

date = date de l'observation

int = jours entre deux observations

jai = jours après intervention (jour de destruction du couvert végétal)

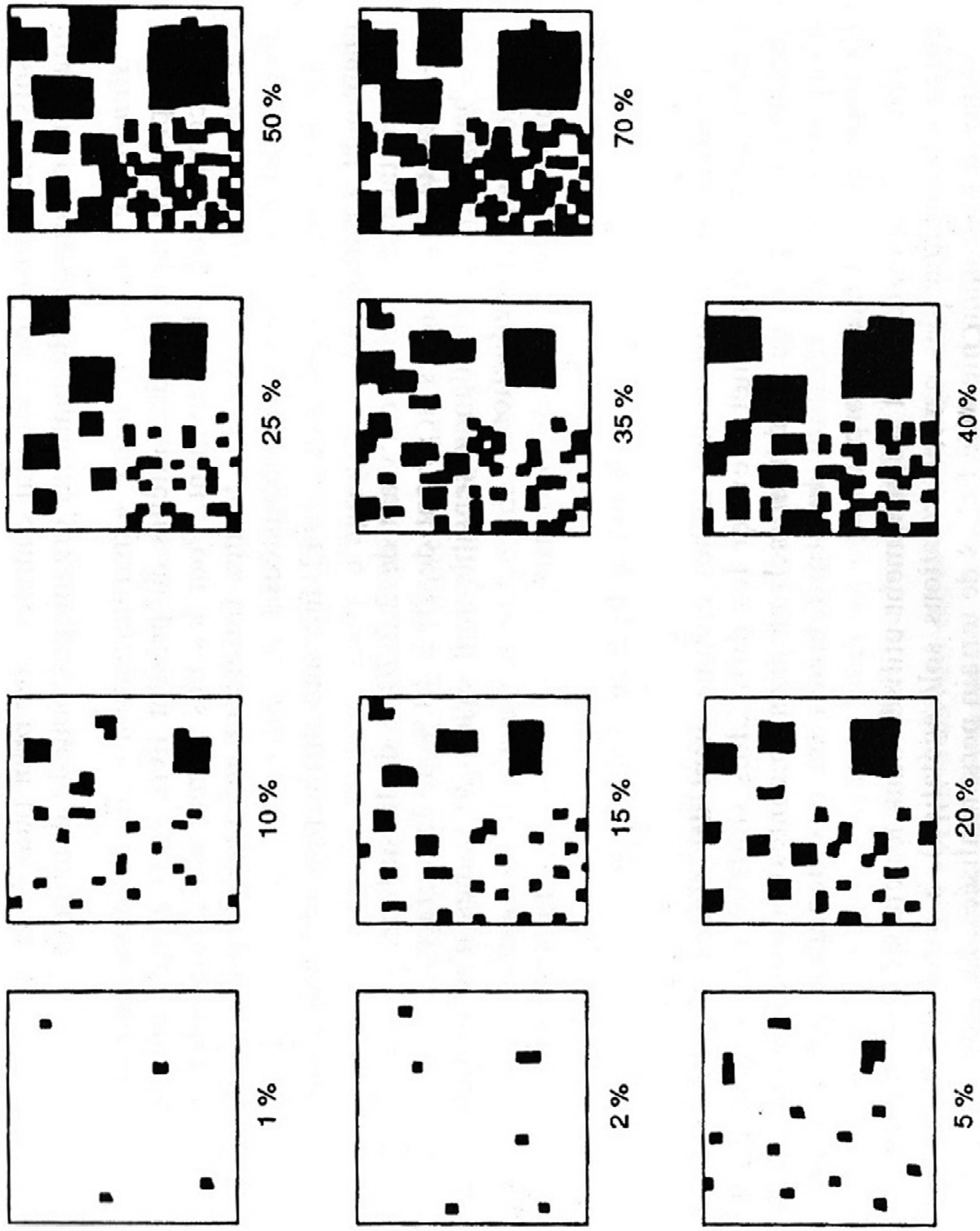
Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Annexe 3. Dispositif expérimental 103 jours après intervention sur le site Yébo.

Etiquetage des individus dans la zone de suivi des traits de réponse.

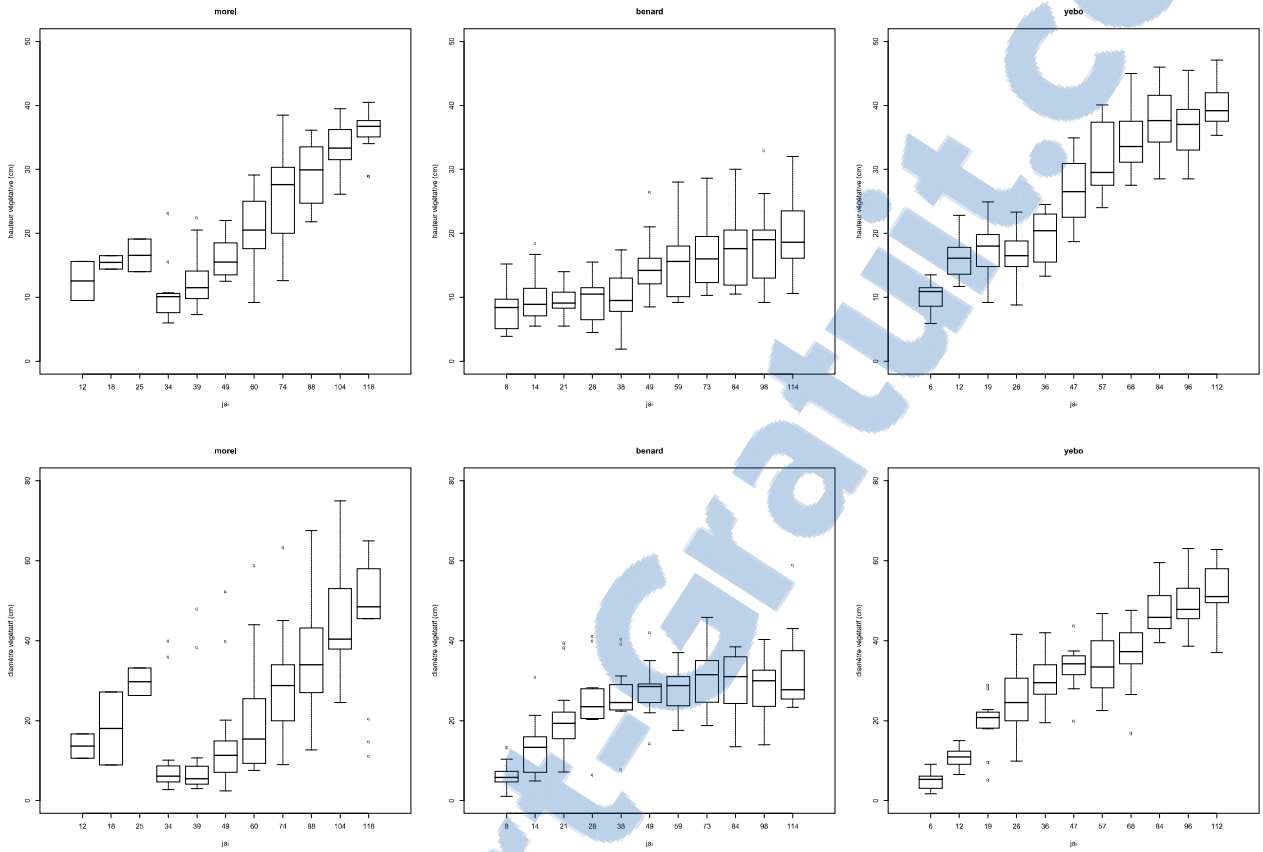
Délimitation du périmètre d'un quadrat de mesure d'abondance des espèces.

Annexe 4. Grille support pour l'estimation du pourcentage de recouvrement des espèces.



Annexe 5. Evolution des dynamiques de croissance (hauteurs et diamètres végétatifs) mesurées des individus de l'espèce *Plantago lanceolata* L. sur les sites Morel, Bénard et Yébo.

Les hauteurs et diamètres végétatifs sont indiqués en centimètres et la chronologie en jours après intervention (jai). Les sites d'étude sont indiqués comme suit : Morel (morel), Bénard (benard) et Yébo (yebo).



Rapport-Gratuit.com

Annexe 6. Liste des espèces présentes sur les sites d'étude, identifiées à partir des quadrats.

La présence de l'espèce sur un site est indiquée par un (x). Les espèces en gras sont présentes sur au moins deux sites.

Espèce	Bassin Plat	Morel	Bénard	Yébo
Acanthospermum hispidum DC.	x			
***Ageratum conyzoides* L.**		**x**	**x**	**x**
***Amaranthus viridis* L.**	**x**	**x**		
Argemone mexicana L.	x			
***Bidens pilosa* L.**	**x**	**x**	**x**	
Boerhavia diffusa L.	x			
Bromus catharticus Vahl			x	
Cardiospermum halicacabum L.	x			
Cardamine hirsuta L.				x
***Centella asiatica* (L.) Urban**		**x**	**x**	
Cenchrus biflorus Roxb.	x			
Commelina bengalensis L.	x		x	
Coronopus didymus (L.) Sm.		x		
Cuscuta Campestris Yunck.		x		
Cyclospermum leptophyllum (Pers.) Britton & P.Wilson		x		
***Cynodon dactylon* (L.) Pers.**		**x**	**x**	**x**
***Cyperus rotundus* L.**	**x**	**x**	**x**	**x**
Desmodium incanum DC.		x		
Desmanthus virgatus (L.) Willd	x			
Digitaria radicosa (Presl.) Miq.	x			
Drymaria cordata (L.) Willd. ex R. & S.			x	
Duchesnea indica (Andr.) Focke				x
***Euphorbia heterophylla* L.**	**x**	**x**		
Euphorbia hirta L.		x		
***Fumaria muralis* Sond. ex Koch**		**x**	**x**	**x**
***Galinsoga parviflora* Cav.**		**x**	**x**	
Ipomoea indica (Burm. f.) Merr.				x

Ipomoea obscura (L.) Ker Gawl.	x			
Lapsana communis L.				x
Lens culinaris Medik.		x		
***Malvastrum coromandelianum* (L.) Garcke**	**x**	**x**	**x**	
Nicandra physaloides (L.) Gaertn.	x			
***Oxalis corniculata* L.**	**x**	**x**	**x**	**x**
***Oxalis latifolia* Kunth**			**x**	**x**
Persicaria senegalensis (Meisn.) Sojak				x
Phyllanthus amarus Schumach.		x		
***Phyllanthus tenellus* Roxb.**	**x**	**x**		
***Plantago lanceolata* L.**		**x**	**x**	**x**
***Raphanus raphanistrum* L.**			**x**	**x**
Rumex abyssinicus Jacq.			x	
Rumex crispus L.				x
Sida acuta Burm. f.	x			
Sida rhombifolia L.		x		
***Solanum nigrum* L.**		**x**	**x**	
***Sonchus asper* (L.) Hill**	**x**		**x**	**x**
***Sorghum arundinaceum* (Desv.) Stapf**	**x**			**x**
Spergula arvensis L.			x	
Sporobolus indicus (L.) R. Br.		x		
Stellaria media				x
Synedrella nodiflora (L.) Gaertn.		x		
Teramnus labialis (L.f.) Spreng.	x			
***Trifolium repens* L.**	**x**			**x**
Trichodesma zeylanicum (Burm. f.) R. Br.	x			
Veronica persica Poir.				x

SORIA, Christian, 2016. Contribution à l'évaluation des effets d'un changement de pratique de gestion de l'enherbement sur les communautés végétales en vue de soutenir la lutte biologique en vergers d'agrumes, 53 pages, mémoire de fin d'études, Clermont Ferrand, 5 octobre 2016.

STRUCTURE D'ACCUEIL ET INSTITUTIONS ASSOCIEES :

- Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD)
- Office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA)

ENCADRANTS :

- Maître de stage : LE BELLEC, Fabrice (CIRAD)
- Tuteur pédagogique : PINOT, Adrien

OPTION : Agronomie, productions végétales et environnement

RESUMÉ

Les communautés végétales spontanées sont une composante importante des vergers d'agrumes (30 à 70 % de la surface) et leur principale source de biodiversité fonctionnelle. L'évaluation de leur niveau de fonctionnalité, en termes de lutte biologique par conservation des habitats, est une étape indispensable dans le processus de re-conception plus durable de ces systèmes de culture.

L'approche par traits fonctionnels semble offrir un cadre de travail adapté à ce type d'évaluation même si la méthodologie du transfert d'échelle de la plante à la complexe biodiversité de la communauté végétale spontanée est encore discutée.

L'étude menée sur les vergers d'agrumes de La Réunion a permis de démontrer la pertinence de ce type d'approche dans l'évaluation spatio-temporelle d'un service rendu par un couvert végétal à un agrosystème. Mais elle dresse également les limites de son opérationnalité, notamment en termes de sélection de traits d'effet et d'attributs d'intérêt pour la lutte biologique en vergers d'agrumes.

Mots clés : communautés végétales, lutte biologique par conservation des habitats, traits fonctionnels, évaluation de systèmes de culture, agrumiculture.

Cote documentation VetAgro Sup :