

SOMMAIRE

LISTE DES FIGURES	6
LISTE DES TABLES	6
LISTE DES ABREVIATIONS	7
I) L'EVALUATION DE LA BIODIVERSITE EN AGRICULTURE	8
I.1 BIODIVERSITE : CONCEPTS ET ENJEUX EN AGRICULTURE	8
I.1.1 Définition de la biodiversité	8
I.1.2 Concepts mis en jeu en agriculture	8
I.2 BIODIVERSITE ET AGRO-ECOLOGIE	9
I.2.1 Biodiversité, fonctions de l'écosystème et services écosystémiques	10
I.2.2 Eléments à évaluer à l'échelle de la parcelle agricole	11
I.3 COMMENT EVALUER LA BIODIVERSITE EN AGRICULTURE?	15
I.3.1 Généralités	15
I.3.2 Les méthodes d'évaluation	16
I.4 OBJECTIFS ET HYPOTHESES	16
II) MATERIELS ET METHODE	17
II.1 INTRODUCTION A LA METHODE INDIGO®	17
II.1.1 Méthodologie et contexte général	17
II.1.2 Les groupes d'experts	18
II.1.3 Construction d'indicateur basée sur un système d'expert à logique floue	19
II.2 DEFINITION DES OBJECTIFS ET DES UTILISATEURS	21
II.3 CONSTRUCTION DE L'INDICATEUR	22
II.3.1 Choix des variables	22
II.3.2 Caractérisation des variables et détermination des valeurs seuils	22
II.4 VALIDATION DE L'INDICATEUR	22
II.4.1 Test de sensibilité	22
II.4.2 Test de faisabilité in situ	22
II.4.3 Tests de validation	23
III) RESULTATS	23
III.1 OBJECTIFS ET UTILISATEURS	23
III.1.1 Définition des objectifs	23
III.1.2 Les utilisateurs	24
III.1.3 Acteur de la co-construction	24
III.2 CONSTRUCTION DE L'INDICATEUR	24
III.2.1 Forme finale : Indicateur d'Evaluation Globale de la Biodiversité (IEGB) agrumiculture.	24
III.2.2 Définition des variables des trois modules d'IEGB agrumiculture	25
III.3 ECHANGE AVEC LES EXPERTS DANS UN CADRE DE CO-CONSTRUCTION	33
III.5 VALIDATION DE L'INDICATEUR	35
III.5.1 Test de sensibilité	35
III.5.2 Test de faisabilité	37
III.5.3 Test de validation	37
III.6 UTILISATION ET EVALUATION DE PARCELLE <i>IN SITU</i>	38
IV DISCUSSION	39
IV.1 EVALUATION GLOBALE DE LA BIODIVERSITE	39
IV.2 OBJECTIFS DE L'INDICATEUR ET UTILISATEURS	41
V CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	43
REFERENCE BIBLIOGRAPHIE	44
ANNEXES	49

Liste des figures

Figure 1 : Relations existantes entre biodiversité, les fonctions de l'écosystème et les services écosystémiques.

Figure 2 : Relation hypothétique entre la diversité des types d'occupation du sol et l'efficacité des fonctions de (la totalité) des services écosystémiques (tiré de Swift *et al.*, 2004).

Figure 3 : Relations possibles entre la diversité biologique et les fonctions de l'écosystème pour le sous-système de plante (Tiré de Vitousek et Hooper, 1993).

Figure 4 : Les différents niveaux d'agrégation pour l'expression d'un impact environnemental (D'après IFEN, 2003 ; Girardin *et al.*, 1996).

Figure 5 : Exemple de la logique prenant comme variable la proportion de haies (en %) autour de la parcelle.

Figure 6 : Schéma d'un arbre de décision fictif. En gris, la variable est totalement défavorable et en blanc la variable est complètement favorable.

Figure 7 : arbre de décision de l'IEGB mettant en valeur ses règles de décision et leur conclusion.

Figure 8 : Exemple d'un ensemble d'aménagements d'une parcelle d'agrumiculture favorable à la biodiversité.

Figure 9 : Aire d'influence des auxiliaires et de protection dans les vergers.

Figure 10 : Construction de l'Indicateur du Risque sur le Fonctionnement de l'Agro-écosystème (IRFA).

Figure 11 : Résistance à la sécheresse de la végétation de prairie et sa dépendance à la richesse spécifique à partir de la mesure de la biomasse de 207 placettes en prairie en 1986 et 1986 (tiré de Tilman, 1997).

Figure 12 : Test de sensibilité de l'indicateur « biodiversité » selon les cas suivants : A) une variable testée et les autres sont bloquées en complètement défavorable, B) une variable testée et les autres sont bloquées sur leur moyenne, et C) une variable testée et les autres sont bloquées en complètement favorable. Les droites de l'indicateur IRFA ont été lissées du fait qu'il est impossible d'avoir une note entre 4 et 6 (cf. fig. 13).

Figure 13 : Test de sensibilité de la valeur d'IRFA selon la gestion de l'enherbement (TP ou PP) et le programme de traitement (0 à 16).

Figure 14 : test de sensibilité in situ (parcelle Bouchu) de l'indicateur « biodiversité » selon la gestion de l'enherbement et le programme de traitement (0 à 16).

Figure 15 : Représentation visuelle d'évaluation de la biodiversité de l'IEGB d'après la définition de Noss (1990). Le nom de chaque variable est placé dans les compartiments qu'elle évalue. Sur 9 compartiments (représentant trois des quatre niveaux spatiales et les 3 piliers : fonctionnel, structurel et compositionnel), 7 sont occupés par IDF, 4 par IRFA et 3 pour CEA.

Figure 16 : schéma illustrant l'utilisation d'un outil d'aide à la décision.

Liste des tables

Tableau I : Critères définissant un bio-indicateur (critères tiré de Büchs, 2003).

Tableau II : Exemple de tableau des règles de décisions.

Tableau III: Exemple d'agrégation entre 3 variables permettant de calculer le risque.

Tableau IV: Règles de décision et leur conclusion pour IDF (DOS : diversité en types d'occupation du sol et CV : Composition végétale).

Tableau V: Aide à la caractérisation des différents types d'occupation du sol potentiellement présents sur une parcelle.

Tableau VI: Justification des critères permettant d'utiliser les Phytoseiidae en tant que bio-indicateur.

Tableau VII : Résumé de l'évaluation des parcelles agrumicoles. La gestion de l'enherbement est indiquée par GP pour le glyphosate (herbicide), EN pour enherbement naturel et PC pour plante de couverture.

Tableau VIII: Niveaux de difficulté de récolte et d'analyse des données pour un agriculteur.

Liste des abréviations

CEA : Capacité d'Echange de l'Agro-écosystème
 CERDD : Centre de Ressources du Développement Durable
 CIRAD : Centre de Coopération de Recherche en Agronomie pour le Développement
 CNUED : Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement
 CREN : Conservatoire Régional des Espaces Naturels
 DAF : Direction de l'Agriculture et des Forêts
 DéPhi : Développement et Evaluation de Production Horticole Intégrée
 DIAGE : outil de Diagnostic Globale de l'Exploitation agricole
 ENSA : Ecole Nationale Supérieure Agronomique
 FEADER : Fond Européen Agricole pour le Développement Rural
 FEDER : Fond Européen pour le Développement Rural
 IDEA : Indicateur de Durabilité des Exploitations Agricoles
 IDF : Indicateur de la Diversité Fonctionnelle
 IEEP : Institut Européen de Politique Environnementale
 IEGB : Indicateur d'Evaluation Globale de la Biodiversité
 IFB : Institut Français pour la Biodiversité
 IFEN : Institut Français de l'Environnement
 INRA : Institut National de la Recherche Agronomique
 IRFA : Indicateur de Risque sur le Fonctionnement de l'Agro-écosystème
 MAE : Mesure Agri-environnementale
 OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economique
 ODEADOM : Office de Développement de l'Economie Agricole d'Outre-Mer
 SCV : Semis sous Couvert Végétal
 SIG : Système d'Informations Géographiques

Les figures sont incluses dans le texte à l'exception des figures 15 et 16 pour des raisons pratiques. Le corps du texte comprend 35 pages.

I) L'évaluation de la biodiversité en agriculture

I.1 Biodiversité : concepts et enjeux en agriculture

I.1.1 Définition de la biodiversité

D'après l'étymologie du mot « biodiversité », ce terme est défini comme la diversité biologique, soit en d'autres termes l'ensemble du monde du vivant. Le néologisme « biodiversité » est apparu dans les années 80 mais ce n'est qu'après la signature de la « Convention sur la Biodiversité » (Nairobi, Mai 1992 ; Rio, Juin 1992) que le terme « Biodiversité » est devenu public: « *La variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins, et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes* » (Article. 2 de la convention sur la diversité biologique, 1992). On distingue alors trois niveaux d'organisation : diversité génétique, diversité spécifique et diversité écosystémique. De plus, la biodiversité peut être considérée en utilisant un autre concept basé également sur plusieurs unités spatiales de diversité: i) la diversité alpha, richesse spécifique au niveau d'un élément du paysage (ex : parcelle agricole), ii) la diversité bêta, qui reflète la modification de la diversité alpha entre habitats/écosystèmes, et iii) la diversité gamma, qui correspond à la richesse spécifique à une large échelle d'analyse : paysage, région ou pays par exemple (Le Roux, 2007).

I.1.2 Concepts mis en jeu en agriculture

L'analyse et la gestion de la biodiversité sont très influencées par les perspectives visées. En effet, différents secteurs attribuent des valeurs à la biodiversité. Depuis que la diversité biologique concerne différentes échelles, du gène à l'écosystème, plusieurs valeurs lui ont été attribuées selon l'intérêt qu'on lui porte:

- Valeur *intrinsèque* (parfois appelée « *non utilisée* ») qui comprend les avantages culturels, sociaux, esthétiques et éthiques.

- Valeur *utilitaire* (ou directement utile) comprenant les avantages commerciaux ou de subsistance des espèces ou leurs gènes tirés par un ou plusieurs secteurs d'activités.

- Valeur « *serependic* » ou valeur potentielle que pourra prendre celle-ci à l'avenir pour les générations futures.

- Valeur *fonctionnelle* de la biodiversité qui est la valeur qu'apporte la diversité biologique dans les fonctions de l'écosystème, la préservation de la structure et l'intégrité écologique. Cette valeur est indirectement utile pour les hommes.

La valeur *fonctionnelle* est un concept nouveau qui vient d'être reconnu dans la littérature économique (Swift *et al.*, 2004). Aujourd'hui, l'agriculture porte beaucoup d'importance à la valeur *utilitaire* mais également à la valeur *fonctionnelle* car son principal objectif est de produire. La diversité fonctionnelle est directement ou indirectement liée à de nombreux procédés naturels économiquement et écologiquement intéressants. Ces procédés et conditions générés par l'écosystème favorable à l'Homme sont nommés « services écosystémiques » ou « services écologiques » (Daily, 1997). Certaines hypothèses évoquent un lien entre biodiversité et services écologiques. En effet, ces hypothèses reposent sur la complémentarité fonctionnelle entre espèces, groupes d'organismes ou génotypes, dont les différences fonctionnelles permettraient une meilleure exploitation des ressources disponibles et/ou une adaptation aux fluctuations de l'environnement grâce à des réactions différentes aux perturbations (Le Roux *et al.*, 2008). Concrètement, si la richesse spécifique est importante (diversité spécifique), il y aura donc une probabilité plus importante

d'avoir des espèces qui sont plus efficaces ou résistantes à une perturbation et assurant la majeure partie du service considéré.

D'autres approches et d'autres composantes s'ajoutent au terme « biodiversité ». Noss (1990) distingue trois piliers dans ce terme: compositionnelle, structurelle et fonctionnelle qui se retrouvent à différents niveaux d'échelles temporelles ou spatiales (paysage, écosystèmes/communautés ; espèces/populations et au niveau des gènes). Dans Duelli et Obrist (2003), un schéma construit à partir de 125 références relate les différentes conceptions et valeurs attribuées à la biodiversité selon l'intérêt que nous lui portons. Il illustre bien la complexité et la richesse des concepts associés à ce terme. La biodiversité est constituée d'une diversité de composantes et de concepts rendant utopiste son évaluation dans sa globalité. Son évaluation est donc extrêmement liée aux objectifs visés et aux concepts associés (Duelli et Obrist, 2003).

En analysant la définition de biodiversité faite par la convention sur la biodiversité, celle-ci concerne tout le vivant et la dynamique des interactions au sein du vivant, qu'elle soit naturelle (biodiversité sauvage) ou bien gérée par l'homme (biodiversité domestique) (CNUED, 1992). Ainsi, en agriculture, la diversité du monde vivant est à la fois *domestique* et *sauvage*.

Afin de gérer au mieux ses pratiques agricoles dans le respect de l'environnement, l'agriculteur peut utiliser les principes écologiques pour répondre à ses besoins (limitation de l'érosion et de l'utilisation des intrants, contrôle des bioagresseurs, etc). La biodiversité peut répondre à ses besoins par la multitude de fonctions écosystémiques qu'elles génèrent. De nombreux auteurs ont mis en évidence le lien existant entre diversité biologique et les fonctions de l'écosystème : Swift *et al.*, 2004; Ewel *et al.*, 1991; Naeem *et al.*, 1994; Naeem et Li, 1997; Tilman et Downing, 1994; Tilman *et al.*, 1996, 1997; Hooper et Vitousek, 1997. Ces fonctions vont, elle-même, générer un ensemble de services écosystémiques. Le lien entre services écologiques et diversité biologique est appréciable dès lors que les fonctions de l'écosystème prennent une valeur utilitaire pour l'Homme. Cependant les fonctions et les services sont souvent confondus et peuvent être les deux à la fois.

L'évaluation de la biodiversité au niveau de la parcelle agricole met en jeu une activité humaine. Quand la biodiversité entre en jeu dans un domaine social et économique, il faut trouver un consensus et celui-ci nous paraît le plus juste pour entrer dans un cadre agri-environnemental. Nous allons donc cibler l'évaluation sur des concepts relativement globaux mais importants en agriculture: la diversité fonctionnelle mesurée à partir des deux autres piliers étant la composition et la structure. Ce consensus permet de rendre service à l'Homme mais dans le même temps de préserver les ressources naturelles. Aujourd'hui, le lien entre biodiversité et services écologiques est encore controversé, il est donc nécessaire de baser l'évaluation sur les fonctions de l'écosystème pour s'assurer de la justesse de l'évaluation et de son interprétation.

I.2 Biodiversité et agro-écologie

L'agroécologie permet de fournir des principes de base en écologie afin d'étudier, de concevoir et de gérer des systèmes agricoles basés sur des processus naturels. Ainsi, un respect envers les politiques actuelles en terme d'environnement est réalisable plus facilement et tout ceci en fournissant des outils pratiques et utiles aux agriculteurs.

Le système de production est appelé « agro-écosystème » en agro-écologie dès lors que le système de culture utilise des principes écologiques. En effet, il peut être défini comme un écosystème (naturel) qui a été délibérément modifié et simplifié par l'Homme dans le but de produire (Swift *et al.*, 2004). Ce système peut se définir alors à plusieurs échelles, réduite comme la parcelle à beaucoup plus globale comme la région. Dans notre cas l'agro-écosystème inclut la parcelle et l'ensemble des habitats présents autour de celle-ci (Diversité bêta). En agriculture, la diversité bêta prend en compte la diversité des éléments du paysage agricole (bords de champs, bosquets, parcelles) (Le Roux *et al.*, 2007).

En général, le degré de biodiversité dans un agro-écosystème dépend de quatre principales caractéristiques reconnues (Southwood and Way, 1970):

- La diversité de la végétation dans et autour de l'agro-écosystème.
- Le maintien d'une diversification des cultures.
- Le niveau d'intensification.
- L'isolation de l'agro-écosystème de la végétation naturelle.

I.2.1 Biodiversité, fonctions de l'écosystème et services écosystémiques

La biodiversité est au cœur des principes de l'agro-écologie : l'augmentation de la biodiversité permet de réduire les risques liés aux pressions du milieu, favorise les mécanismes de régulation naturelle et la résilience des agro-écosystèmes.

Dans un agro-écosystème, la biodiversité permet de développer un ensemble de services écologiques tels la production de nourriture, le recyclage des nutriments, la régulation du microclimat et des procédés hydrologiques locaux, la suppression d'organismes indésirables et la détoxification de produits. Ces différents procédés écologiques sont entièrement biologiques et leur persistance passe par la maintenance de la diversité biologique. Quand ces services écologiques disparaissent, lors d'une simplification biologique due à une intensification agricole, les coûts économiques et environnementaux sont alors particulièrement importants (Altieri, 1999).

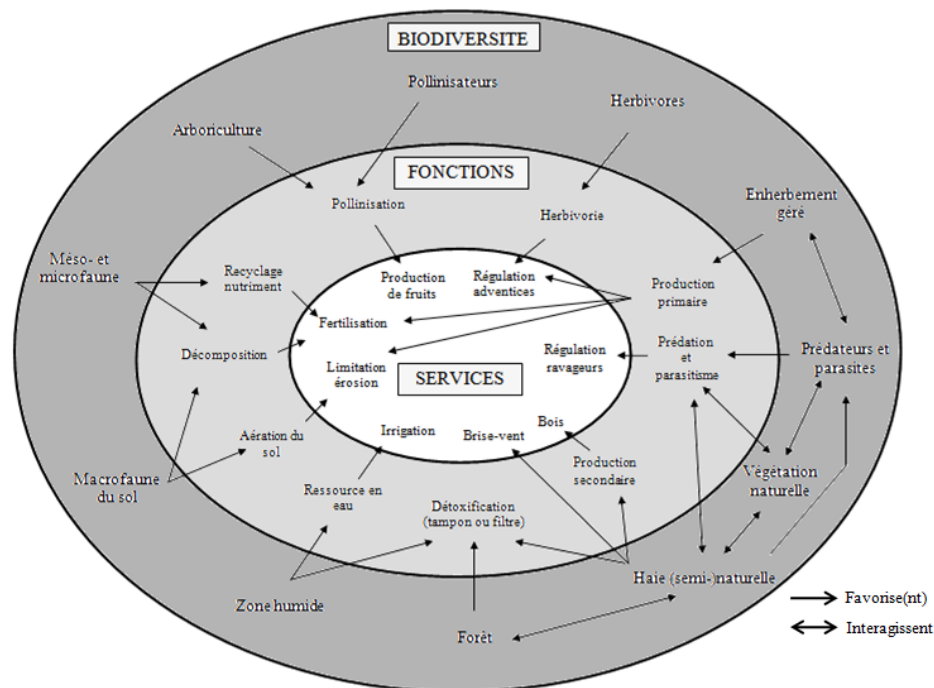


Figure 1 : Relations existantes entre biodiversité, les fonctions de l'écosystème et les services écosystémiques.

Vandermeer *et al* (1998) résument les principales questions sur le rôle de la biodiversité dans les agro-écosystèmes en proposant les trois hypothèses suivantes :

- 1) La biodiversité augmente les fonctions de l'écosystème parce que différentes espèces ou génotypes exécutent des fonctions légèrement différentes (ayant des niches écologiques différentes).
- 2) La biodiversité est neutre ou négative du fait d'un nombre trop important d'espèces qui effectuent les mêmes fonctions occasionnant de la redondance dans le système.

- 3) La biodiversité augmente les fonctions de l'écosystème du fait que certains composants du système sont insignifiants à un moment donné mais deviennent très importants suite à des changements environnementaux.

Ces hypothèses peuvent être complétées par un schéma illustrant le lien entre biodiversité, fonction de l'écosystème et les services (fig. 1). Certaines fonctions deviennent des services mais d'autres restent à l'état de fonction puisqu'elles ne sont pas utiles pour l'homme. Elles sont soit neutres (ex : habitat faune sauvage) ou négative (ex : ravageurs et maladies). Il est donc nécessaire d'évaluer les éléments permettant une bonne traduction des fonctions et de services écosystémiques présentes dans l'agro-écosystème en une information simple et juste.

1.2.2 Eléments à évaluer à l'échelle de la parcelle agricole

La biodiversité est considérée comme un système hiérarchique s'établissant sur différents niveaux d'échelles avec des compositions et des fonctions différentes (Noss, 1990) (cf I.1.2). Il faut noter que la qualité et/ou les composantes d'un niveau hiérarchique élevé (ex: paysage) a un effet direct sur un niveau hiérarchique plus bas (ex: populations ou espèces) (Noss, 1990 ; Büchs, 2003). L'aménagement de la parcelle, pouvant se caractériser comme un niveau hiérarchique élevé, influence les niveaux hiérarchiques plus bas de la parcelle telle que la diversité spécifique (ex : nombre d'espèces d'oiseaux). Une étude, portant sur 25 paysages répartis dans 7 pays européens montre que la richesse spécifique aux niveaux des plantes vasculaires, des oiseaux et de 5 groupes d'Arthropodes (Carabidae, Apoïdae, Hétéroptères, Syrphidae et Araneae) augmente avec la proportion d'éléments semi-naturels de l'exploitation agricole (Billeter *et al.*, 2007). L'hétérogénéité du paysage a souvent un effet globalement positif sur la biodiversité (Le Roux, 2007 ; Gabriel *et al.*, 2005). Moonen et Barberi (2008) signalent que les indicateurs de structures (relatant de l'organisation spatiale d'éléments du paysage par exemple) ou de fonctions (taux de colonisation d'une espèce par exemple), peuvent donner une information plus importante en ce qui concerne l'état de la biodiversité actuelle et sont plus fortement liés aux fonctionnements de l'écosystème. Selon Duelli et Obrist (2003), la diversité structurelle et fonctionnelle reflète d'une manière ou d'une autre le nombre d'espèces.

Les caractéristiques citées précédemment (cf. I.2.1), influençant le degré de biodiversité, nous permettent de penser que la végétation est un élément important à considérer dans l'évaluation de la biodiversité. Selon Döring *et al.* (2003), il existe beaucoup d'évidences au sujet d'une corrélation entre la diversité d'espèces de plantes et celles des taxons zoologiques. De manière générale, l'augmentation de la diversité végétale accroît la diversité animale, notamment entomologique. D'après ces auteurs, la diversité des adventices permettrait une évaluation rapide de la diversité faunistique. Seule, elle n'est cependant pas suffisante pour avoir une évaluation relativement correcte de la biodiversité à l'échelle de la parcelle.

Enfin, d'après l'Institut Français pour la Biodiversité (Levrel, 2007), il est nécessaire de prendre en compte l'aspect structurel de la biodiversité (aménagement) mais aussi d'utiliser des indicateurs taxonomiques tels que des espèces bio-indicatrices qui évaluent l'impact de la pratique sur l'environnement.

1.2.3.1 Aménagement de la parcelle

L'agriculture moderne a tendance à homogénéiser le paysage et mène ainsi à la fragmentation et à la diminution des habitats. Ceci peut directement affecter l'abondance et la diversité biologique. *A contrario*, la création d'une structure mosaïque peut mener à la création de nombreux habitats pour la reproduction, l'alimentation et le refuge d'un certain nombre d'espèces d'arthropodes bénéfiques (Altieri, 1999). Une gestion durable de la parcelle pourrait passer par l'équilibre entre ces patchs de production intensive et ceux en jachère (Swift *et al.*, 2004). Ces auteurs proposent une courbe théorique (fig. 2) entre l'efficacité des fonctions de la totalité des services écosystémiques et la diversité en types d'occupation du sol ou écosystèmes (diversité Bêta). D'après cette courbe, une efficacité maximale est obtenue par un nombre optimum de types différents d'occupations du sol. La diversité fonctionnelle optimale est alors atteinte par le biais de l'efficacité des fonctions de l'écosystème permettant ainsi d'obtenir directement l'optimum des

services écosystémiques. Ce modèle ne prend pas en compte la différence de l'impact fonctionnel que peuvent avoir les différents types d'occupation du sol. Il est donc important de considérer la nature et l'importance des occupations du sol afin d'évaluer l'influence de l'aménagement de la parcelle sur les services écosystémiques.

6 types d'occupations du sol différentes seraient suffisants pour obtenir un système agricole dont

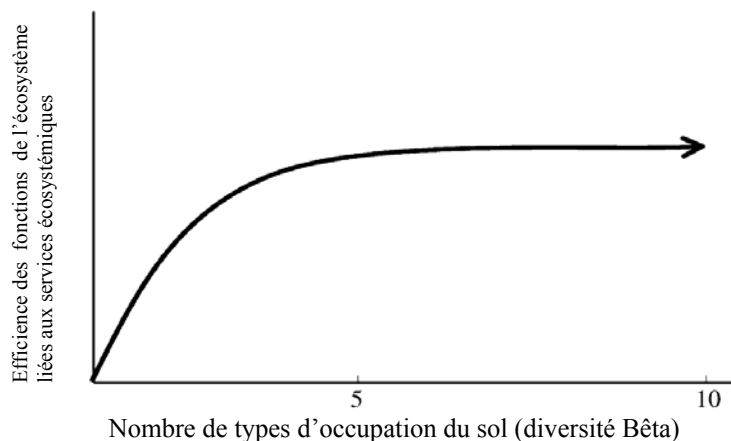


Figure 2 : Relation hypothétique entre la diversité des types d'occupation du sol et l'efficacité des fonctions de (la totalité) des services écosystémiques (tiré de Swift *et al.*, 2004).

l'efficacité des fonctions de l'écosystème est optimale pour assurer la totalité des services écosystémiques. Il ne faut pas oublier que certaines fonctions ne sont pas utiles à l'Homme et donc n'entre pas dans cette relation (Fig. 2). Cette tendance est confirmée par Le Roux *et al.* (2007) mais sous un autre angle. En effet, ils affirment que la biodiversité augmente avec la proportion d'éléments semi-naturels jusqu'à atteindre un seuil. Ils se basent sur de nombreuses données bibliographiques en prenant en compte la diversité des espèces mais aussi l'abondance relative des organismes.

De manière globale, la diversification en types d'occupation du sol permet d'augmenter le nombre d'habitats et par conséquent la biodiversité au sein de chaque habitat. L'ensemble de la biodiversité est donc favorisé à l'échelle du paysage de la parcelle. Cette diversification s'obtient par la présence de haies, de polycultures, de rotations des cultures ou encore par la présence de plantes de couvertures (Altieri, 1999).

L'association d'espèces, telle qu'elle existe dans les systèmes de polycultures, a un effet significatif sur le fonctionnement de l'écosystème par le biais de la création de nouvelles niches pour les consommateurs, décomposeurs et organismes symbiotiques (Vitousek and Hooper, 1993).

Différents aménagements permettent d'améliorer les fonctions de l'écosystème et à terme la biodiversité. La mise en place de bandes enherbées diversifiées telles que l'enherbement inter-rang (plantes de couverture, cultures inter-rang) ou encore les bordures des cultures permet la création de corridor favorisant ainsi le mouvement et la distribution de la biodiversité d'arthropodes. Cela peut donc créer des réservoirs potentiels d'ennemis naturels des ravageurs des cultures. La présence de bordures d'espèces végétales sauvages permettrait d'accueillir, d'une part, les ennemis naturels et d'autre part fournirait des ressources alternatives de nourriture pour les ravageurs (Altieri, 1999). Il faut noter également que l'enherbement permet un meilleur soutien des engins agricoles tout en limitant la destruction du sol. Par rapport à des vergers témoins, l'implantation de bandes enherbées fleuries augmente la faune aphidiphage (Coccinellidae, Hétéroptères prédateurs, Chrysopidae), mais aussi l'abondance des araignées piégeant les pucerons lors des vols de migration (Le Roux, 2007). La diversification des habitats peut donc aider à une régulation naturelle des ravageurs par une diversité d'ennemis naturels. Avec une hétérogénéité du paysage au sein de la parcelle agricole, la diversité fonctionnelle peut répondre à l'intégrité du fonctionnement de l'agro-écosystème.

L'Institut Européen de Politique Environnementale (IEEP, 2007) définit des systèmes agricoles à « Haute Valeur Naturelle » comme des systèmes extensifs, à faibles apports d'intrants et présentant une grande diversité structurelle. Ces systèmes sont caractérisés principalement par : i) l'intensité d'utilisation du sol, ii) la présence d'éléments semi-naturels, et iii) la présence d'une mosaïque d'utilisation des terres. Ceci confirme que des structures agro-éco-paysagères tels que les haies, les bandes enherbées ou encore

l'enherbement inter-rang prennent une part importante dans l'évaluation de la biodiversité d'un système agricole.

Améliorer la diversité des structures composant le paysage à l'échelle d'une parcelle agricole et les fonctions de celle-ci est donc essentiel pour maintenir et/ou développer la biodiversité tout en stabilisant l'agro-écosystème. Cependant la structure de la végétation et sa composition sont des critères essentiels dans le maintien ou l'introduction de biodiversité et ses fonctions associées.

1.2.3.2 Gestion de la Végétation au niveau de la parcelle

Une simple règle illustrant le lien entre diversité végétale et fonctions de l'écosystème serait que plus la végétation est diversifiée plus les fonctions associées le seront également (Swift et al., 2004). Les écosystèmes présents au sein de l'agro-écosystème peuvent être : l'arboriculture fruitière et ses composantes (arbre, ravageur et autres êtres vivants entrant dans ce système), un enherbement, les haies... L'étude d'EWEL *et al.* 1991 sur l'effet de la diversité végétale dans un site donné (diversité alpha) sur les différentes fonctions biogéochimiques d'un écosystème terrestre a montré également le même type de relation asymptotique que précédemment. Les fonctions biogéochimiques telles que les productions primaire et secondaire, la décomposition ou encore l'hydrologie du sol affectent les échanges d'énergie et de matière présents dans les limites de l'écosystème influençant directement ou indirectement la biodiversité du site (Vitousek et Hooper, 1993). Les différents paramètres mesurés montrent un seuil pour un nombre d'espèces végétales données. Ce seuil suggère qu'il existe un nombre fini d'espèces végétales pour que les processus écologiques d'un site soient optimaux.

Vitousek et Hooper (1993) ont formulé 3 relations hypothétiques entre la diversité végétale et les fonctions d'écosystème universel (fig. 3) à partir de cette étude et d'autres connaissances. D'après les auteurs, la courbe asymptotique (type 2) serait la relation la plus probable entre la diversité végétale et les fonctions de l'écosystème. Les types 1 et 3 sont des hypothèses non approuvées ou peu justifiées par la plupart des scientifiques. La diversité végétale ne peut pas augmenter les fonctions de l'écosystème indéfiniment de part la redondance des fonctions qu'il peut exister entre différentes plantes (type 1). Ensuite, d'après l'ensemble des connaissances citées précédemment, la courbe type 3 peut être rejetée. Ainsi, un nombre relativement faible d'espèces végétales serait suffisant pour assurer les fonctions de l'écosystème au niveau du sous-système « plante » de celui-ci. De manière générale, l'augmentation de la diversité végétale jusqu'à un certain seuil dans un écosystème donné, permet d'assurer l'ensemble des fonctions liées à la production

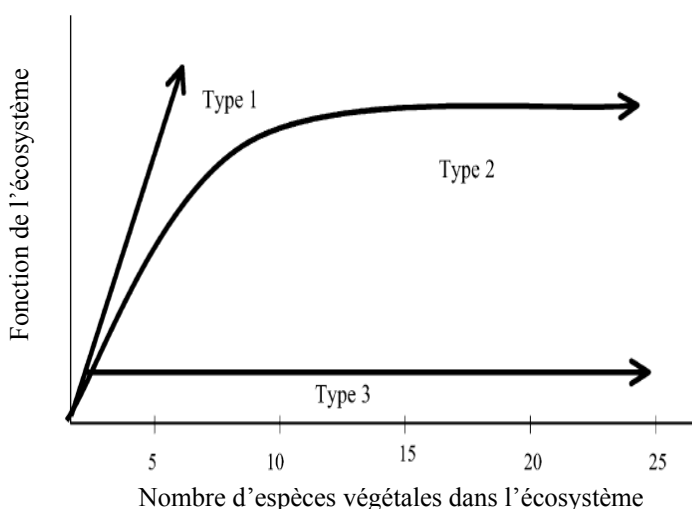


Figure 3 : Relations possibles entre la diversité biologique et les fonctions de l'écosystème pour le sous-système de plante (Tiré de Vitousek et Hooper, 1993).

primaire (productivité, résistance à une perturbation, protection du sol). Une richesse spécifique relativement faible permet d'obtenir une diversité fonctionnelle optimale au niveau du sous-système « plante ». L'intérêt de considérer ce compartiment de l'écosystème du fait qu'il soit extrêmement lié aux fonctions du sous-système « décomposition » et « herbivore ». L'énergie capturée par le sous-système « plante » est utilisée chez les herbivores et les décomposeurs (Swift *et al.*, 2004). Il semble intéressant d'utiliser cette relation *diversité végétale/fonctions de l'écosystème* dans l'évaluation de la biodiversité et plus particulièrement l'aspect compositionnel et fonctionnel de la végétation présente dans l'agro-écosystème.

Avec les liens existants entre fonctions, services écologiques et diversité des aménagements de la parcelle ou végétale, les aspects structurel, compositionnel et fonctionnel de la biodiversité sont mis en valeur. Ceci étant, il ne faut pas oublier qu'il est nécessaire de prendre en compte des indicateurs directs tels que des indicateurs taxonomiques (Levrel, 2007 ; Le Roux 2007). Les indicateurs taxonomiques (traitant un taxon en particulier) peuvent être utilisés en tant qu'indicateurs biologiques qui renseignent directement de l'état de perturbation ou de santé de l'écosystème. De plus, utiliser un taxon faunistique permettrait d'être complémentaire à l'évaluation de la composition végétale, nécessaire pour une évaluation correcte de la biodiversité (Döring *et al.*, 2003).

1.2.3.3 Bio-indicateur faunistique

Selon Duelli and Obrist (2003), les diversités structurelle et fonctionnelle reflètent d'une manière ou d'une autre le nombre d'espèces. Cependant, d'autres auteurs déclarent qu'il existe encore des incertitudes sur les liens qui existent réellement entre les indicateurs indirects (de fonction ou de structure) et les indicateurs directs comme les indicateurs biologiques (Levrel, 2007). Les indicateurs biologiques permettent d'une part de prendre en compte l'aspect faunistique et d'autre part renseignent sur l'état de santé de l'écosystème.

Tableau I : Critères définissant un bio-indicateur (critères tiré de Büchs, 2003).

Critères	Définitions
Présence et distribution	L'indicateur biologique doit être commun et répandu . Il peut se trouver sous différentes conditions environnementales.
Persistance	Il faut utiliser des espèces qui restent dans une aire ou une unité spatiale fermée .
Identification	Elle doit être facile .
Sensibilité	Il doit réagir aux changements environnementaux .

Afin de pouvoir valider qu'une espèce ou un groupe d'espèces peuvent être qualifiés de bio-indicateur, plusieurs grands critères doivent être préalablement validés (Tableau I).

Paoletti (1999) définit un bio-indicateur comme « une espèce ou un assemblage d'espèces qui est particulièrement lié au trait spécifique du paysage et/ou réagit aux impacts et aux changements environnementaux ». Cependant, il existe des caractérisations d'indicateur biologique plus précise définissant ainsi plusieurs types d'indicateurs biologiques (indicateur de fonctionnement, indicateur d'état de santé de la biodiversité, indicateur d'impact environnemental). Dans le cas de notre étude, l'aspect fonctionnement de l'agro-écosystème est le plus adapté. Un indicateur relatant des processus biologiques semble être le type d'indicateur à utiliser. D'après les critères donnés par Moonen et Barberi (2008), l'organisme doit être de petite taille, avoir un nombre important d'individus, se situe au niveau bas de la chaîne alimentaire (consommateur ou producteur), avoir une faible sensibilité à la configuration et à la diversité du paysage mais une forte sensibilité en ce qui concerne les perturbations et la gestion (ex : pratique agricole) et enfin présenter un risque d'être éliminé faible (du fait de leur grand nombre). Ce type d'indicateur biologique concerne l'état des procédés de fonctionnement, de résilience et de durabilité de l'agro-écosystème.

Evaluer la biodiversité fonctionnelle, structurelle et compositionnelle permet d'avoir une vue globale de la biodiversité en mettant l'accent sur le paysage qui influence davantage la diversité biologique dans son ensemble. Reste à savoir comment évaluer cette biodiversité ? De nombreuses méthodes existent aujourd'hui qui traite du domaine de l'environnement et des impacts qu'il subit mais peu d'entre elle traite la biodiversité en tant que telle.

I.3 Comment évaluer la biodiversité en agriculture?

I.3.1 Généralités

L'évaluation de la biodiversité dans sa globalité est impossible et doit passer par la mise en place d'indicateurs. Comme sa définition l'illustre bien, ce terme touche à l'ensemble des êtres vivants et ce sur plusieurs niveaux d'échelle : gènes, espèces et écosystèmes. La multitude de concepts et de composantes s'ajoutant à ce terme rend difficile son évaluation dans sa globalité par un seul indicateur. En fonction des objectifs visés, il faut avoir un indicateur pour chaque aspect de la biodiversité que l'on souhaite évaluer. De plus, les termes tels que biodiversité, indicateur ou index ne sont pas bien définis et leur utilisation varient en fonction des pays ou disciplines (Duelli et Obrist, 2003).

L'Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE) définit le rôle des indicateurs dans la prise de décision en matière agri-environnementale en établissant 3 objectifs clés pour le développement d'Indicateurs Agro-environnementaux :

1°) Contribuer à une **information disponible sur l'état actuel** et les **tendances des ressources naturelles et environnementales en agriculture**.

2°) Améliorer la compréhension des **processus agro-environnementaux** et de **l'impact des politiques agricoles** sur l'environnement.

3°) Fournir un **outil de suivi et d'évaluation** des politiques agricoles et environnementales afin d'en améliorer l'efficacité dans la promotion d'une agriculture durable.

Les indicateurs environnementaux se sont développés relativement récemment par rapport aux indicateurs économiques et sociaux. Cependant, alors que ces derniers incluent souvent la dimension monétaire, les indicateurs environnementaux visent à saisir la relation entre l'environnement « naturel » biophysique et les activités humaines, habituellement mesurées en termes physiques. C'est pourquoi les indicateurs environnementaux et de durabilité agricole lancent un plus grand défi, en particulier en ce qui concerne les dimensions spatiales et temporelles (OCDE, 1999).

Ces outils permettent donc d'évaluer les performances environnementales d'une exploitation et d'aider l'agriculteur à développer un plan d'action pour améliorer ses pratiques dans le cadre de mise en place d'un système de management environnemental.

Un impact environnemental se définit comme la résultante de la pression exercée par les activités agricoles (fertilisation, protection phytosanitaire, gestion de l'enherbement,...) sur les différentes thématiques environnementales (eau, air, énergie, biodiversité, etc.). Il est l'expression de phénomènes souvent complexes où interagissent plusieurs facteurs (climat, pratiques, flux...). Comme les mesures directes ou les modèles sont souvent trop complexes, il est donc judicieux de passer par la mise en place d'indicateurs. En effet, ces derniers permettent de « *simplifier l'information pour rendre cette réalité accessible aux utilisateurs* » et « *correspondent à un compromis entre la connaissance scientifique du moment, les exigences de concision et de simplicité d'emploi des utilisateurs et la disponibilité des données* » (Girardin et al., 1999). Ces indicateurs ont donc pour objectif de rendre l'évaluation plus simple et plus lisible. Deux méthodes d'évaluation sont possibles : la méthode indirecte, il s'agit dans ce cas d'indicateurs de pression qui rendent compte de la pression exercée par les activités agricoles sur l'environnement (Indicateur biologique) et la méthode directe, il s'agit alors d'indicateurs d'état qui décrivent l'état de l'environnement. Pour ce qui est l'évaluation de la pratique agricole sur la biodiversité, il est intéressant d'avoir une idée de l'état actuel de la biodiversité mais également de l'impact des pratiques (pression) sur un thème (ex : stabilité écosystème) prendre en compte les deux concepts.

I.3.2 Les méthodes d'évaluation

L'interprétation de l'impact faite par la lecture des indicateurs est dépendante de la manière dont est structurée l'information. D'après l'Institut Français de l'Environnement (IFEN, 2003) et Girardin *et al.* (1996), on peut identifier plusieurs niveaux d'agrégation des informations.

Les données brutes caractérisent les pratiques agricoles directement collectées chez l'agriculteur. Ces données donnent très peu d'informations sur l'état du système. Les indicateurs simples évaluent l'impact d'une pratique ou d'une activité sur une thématique environnementale (ex : Impact des produits phytosanitaires). Ces indicateurs résultent d'agrégations des données brutes entre elles. Les indicateurs composites résultent de l'agrégation des indicateurs simples. Ils caractérisent de manière synthétique les phénomènes complexes d'un impact environnemental. Enfin les indicateurs « système » agrègent les indicateurs composites permettant ainsi d'évaluer l'impact d'un système d'exploitation agricole sur l'environnement (fig. 4). En France, il existe différents outils de diagnostics permettant d'évaluer l'impact d'un système d'exploitation agricole sur l'environnement allant de l'échelle de la parcelle à l'exploitation dans son ensemble: IDEA (exploitation), DIAGE (exploitation), INDIGO® (parcelle), etc.

De nombreux indicateurs traitant des sujets environnementaux existent. Ils s'intéressent à un seul ou plusieurs thèmes allant de la fertilisation à l'énergie en passant par l'eau. Cependant, l'évaluation des pratiques agricoles sur la composante « biodiversité » est très peu traitée. Il existe des indices de biodiversité tels que les indices de Simpson ou Shannon-Weaver mais ces derniers concernent uniquement la richesse spécifique d'un taxon et non de la biodiversité et ses autres concepts. Utilisés seuls, ces indices ne renseignent pas suffisamment de l'état de la biodiversité pour obtenir une justesse d'évaluation. Il est nécessaire de développer des indicateurs traitant ce thème dans un cadre plus général et entrant dans les objectifs des indicateurs à savoir la simplification de l'information, la facilité d'emploi, la concision et la disponibilité des données.

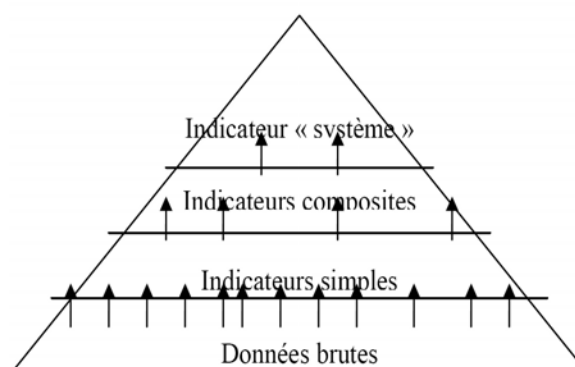


Figure 4 : Différents niveaux d'agrégation pour l'expression d'un impact environnemental (D'après IFEN, 2003 ; Girardin *et al.*, 1996)

La méthode INDIGO® est un indicateur de diagnostic global à la parcelle (Girardin, 2003). Cet outil a été élaboré par l'INRA de Colmar dans le cadre de l'Unité Mixte de Recherche Agriculture durable. Il a permis la construction de plusieurs indicateurs composites correspondant chacun à une activité ou pratique: PHY pour l'activité protection phytosanitaires, I N pour l'activité fertilisation, etc.

L'objectif de la méthode INDIGO® est d'évaluer, à l'échelle de la parcelle, l'impact de systèmes de production, de simuler l'effet de modifications de pratiques, et d'aider à la mise en place de pratiques plus respectueuses de l'environnement. Cette méthode se base sur un système d'expert qui permet de faire participer des partenaires d'horizons différents où ces derniers permettent la validation finale des indicateurs. L'impact des pratiques sur l'environnement à l'échelle globale de l'exploitation peut être également évalué par une moyenne pondérée des indicateurs composites au prorata de la surface de chaque parcelle. L'évaluation permet de définir un score pour chaque indicateur sur une échelle de performance environnementale. Plus la note est élevée, plus la « performance environnementale » est bonne.

I.4 Objectifs et hypothèses

Le CIRAD de Vieux-Habitants développe à l'heure actuelle un projet de développement et d'évaluation des systèmes de production horticoles intégrées (projet DéPhi). Ce projet est une démarche participative pour la conception et l'évaluation de systèmes de culture innovants. Ce projet est basé sur la

mise en place d'un outil d'aide à la décision. Cet outil est un ensemble d'indicateurs partagés en deux groupes de fonctions différentes : les indicateurs de performance évaluant les pratiques sur différents compartiments (eau, érosion, santé/qualité,...) et des indicateurs de moyen permettant d'interpréter les résultats des indicateurs de performances (gestion de condition de culture, gestion du peuplement, gestion de l'enherbement, ...). La mise en place de ces indicateurs d'évaluation du système agricole se fait en co-décision avec les experts. Sachant que le thème de la « Biodiversité » est devenu une priorité dans les politiques actuelles de protection de l'environnement, il se doit d'être traité au même titre que les autres thèmes environnementaux.

Il est donc question, ici, de développer un indicateur basé sur la méthodologie INDIGO® qui permettrait d'évaluer les pratiques des vergers d'agrumes en Guadeloupe sur la biodiversité. Comment construire un indicateur simplifiant l'information de l'impact des pratiques sur un thème très vaste qu'est la « biodiversité » ? Quels sont les aspects à traiter en particulier permettant un changement des pratiques par les agriculteurs ?

Suite à cet état des connaissances scientifiques sur le thème de la biodiversité au sein du monde agricole, nos hypothèses sont orientées vers une évaluation de la diversité fonctionnelle, fournissant un certain nombre d'informations sur les services écosystémiques générés, accompagné d'un indicateur d'impact des pratiques de gestion de l'enherbement sur le fonctionnement de l'agro-écosystème. Cet ensemble d'informations complémentaires serait un outil d'évaluation de la performance et également un outil d'aide à la décision permettant de modifier les pratiques en complément des indicateurs de moyen.

II) Matériels et méthode

II.1 Introduction à la méthode INDIGO®

II.1.1 Méthodologie et contexte général

Notre démarche participative se base sur la méthode INDIGO® qui fait intervenir déjà un système d'expert qui nous semble intéressant à développer dans un cadre d'un projet d'agriculture durable. Les choix et les décisions des grandes étapes de l'élaboration de l'indicateur utilisant cette méthode se fait en concertation avec des partenaires socioprofessionnels mais également des spécialistes du domaine. Leur rôle est la **validation** des indicateurs principalement. En effet, les indicateurs environnementaux doivent passer par une étape de validation impliquant la consultation d'experts scientifiques. Bockstaller et Girardin (2002), les concepteurs de la méthode INDIGO®, décrivent que la validation d'un indicateur environnemental s'effectue en trois étapes dont la première est la validation par un groupe d'expert. Ici, le groupe de partenaires socioprofessionnels, est défini comme un groupe d'expert. Ces partenaires permettant d'avoir à disposition un panel de compétences pouvant interagir avec les différents indicateurs du projet DéPhi au niveau des phases de co-construction et d'amélioration des indicateurs (ex : choix et pertinence des variables). Les indicateurs ont pu être alors choisis par leur demande et leur pertinence vis-à-vis des producteurs mais également au niveau du réseau socioprofessionnel concerné. Les experts voient l'élaboration des indicateurs dans leur globalité. Cependant il est possible de faire appel à des experts pour leur savoir et leurs expériences dans le domaine d'un indicateur en particulier. Par exemple, pour l'indicateur « Biodiversité », écologues, agroécologue et gestionnaire d'espaces naturels sont consultés sur des sujets précis, des interrogations sur des valeurs, sur la récolte des données. Dans ce cas, une étude plus approfondie par ces experts est demandée en faisant appel à des outils de communications (demande ponctuelle, document de synthèse, réunion,...). Il est donc possible de faire appel à des groupes d'experts différents selon les questionnements des concepteurs des indicateurs auxquels ils ne peuvent répondre seuls. Les experts guident et valident les choix, la pertinence, la hiérarchisation des variables en fonction des objectifs.

La **démarche générale** de l'élaboration des indicateurs environnementales proposée par Girardin *et al.* (1999) est la suivante :

- 1°) Définition des **objectifs**
- 2°) Choix du type d'**utilisateur**
- 3°) **Construction** de l'indicateur
- 4°) **Validation**

La phase de **construction** de l'indicateur nécessite plusieurs étapes :

- 1°) Le **choix des variables**,
- 2°) **Caractérisation** des variables et détermination des valeurs **seuils**,
- 3°) **Agrégation** des variables et **règles de décisions**,
- 4°) Calcul de la **note finale** à partir de l'agrégation.

Durant cette phase de construction deux groupes d'experts sont consultés : le groupe de socioprofessionnels et le groupe spécialiste du domaine.

Une étape supplémentaire dont nous sommes les initiateurs est présente avant la phase de validation de la méthode INDIGO® à savoir l'échange avec les experts qui permet d'illustrer la co-construction et la démarche participative s'ajoutant à la validation de la méthode INDIGO®. L'étape de validation sera partiellement réalisée du fait de la lourdeur en temps que celle-ci peut générer.

II.1.2 Les groupes d'experts

Les groupes d'expert qui entrent en jeu dans l'élaboration de l'indicateur « Biodiversité » sont :

► *Le groupe d'experts composés de partenaires socioprofessionnels : Groupe A.*

Ce groupe donne son avis et suggère des idées sur l'indicateur de manière générale (Pertinence des variables, propositions d'autres thèmes ou variables à prendre en compte,...). Ces experts sont consultés lors de réunion où les idées sont discutées et confrontées. L'élaborateur décide de prendre en compte ou pas les suggestions à condition que ce soit justifié.

Listes des experts : J.M. Petit (**agriculteur**), H. Magnin (**Parc national de la Guadeloupe**, Responsable Biodiversité), V. Le Bellec (**WI Phyto Services**, société d'expertise et de formation agricole), H. Ozier-Lafontaine (**INRA**), B. Sinitanbirivoutin (**Sica Les Alizées**, Association de producteur), H. Joseph (**Phytobokaz**, docteur en pharmacie), S. Rocq (**D.A.F.**, Chef du services des eaux) et S. Robert (Consommateur).

► *Le groupe d'expert du domaine de la biodiversité : Groupe B.*

Ces experts permettent de répondre à des interrogations précises dans le domaine de l'indicateur concerné (valeurs seuils principalement) et valident également le choix des variables. Ce groupe d'experts influence davantage la composition des variables. Par exemple, dans le cas de l'indicateur « Biodiversité », ces experts sont consultés au niveau de la caractérisation des variables proprement dit, la hiérarchisation des variables ou encore dans la méthodologie qui doit rester simple à mettre en œuvre.

Experts : H. Magnin (**Parc National de Guadeloupe**), C. Bockstaller (**INRA**, Colmar), JP Deguigne (**Cirad Réunion**), JP. Sarthou (**ENSA Toulouse**), PF Duyck (**Cirad Martinique**), S. Kreiter (**Sup'Agro Montpellier**) et T. Lebourgeois (**Cirad Montpellier**).

Il est important de prendre en considération les propositions de ces experts afin de pouvoir valider les étapes de la construction de l'indicateur et de donner du poids aux travaux du projet DéPhi. Les propositions

des experts sont à discuter et peuvent être acceptées ou refusées. Cependant une justification est indispensable.

II.1.3 Construction d'indicateur basée sur un système d'expert à logique floue

II.1.3.1 La logique floue

La méthode INDIGO® est donc basée sur la consultation d'expert qui permet d'avoir accès à de nombreux savoirs et permet de valider les différents choix de la construction de l'indicateur. Ensuite vient s'ajouter à ce système la *logique floue*. L'utilisation de cette logique, basée sur le concept de la vérité partielle, permet l'existence de valeurs intermédiaires entre « complètement vrai » et « complètement faux ». La méthode INDIGO® utilise pour la première fois les termes « favorable » et « défavorable » (Van Der Werf et Zimmer, 1998). Dans les méthodes classiques, le degré d'appartenance d'une variable à une classe favorable ou défavorable ne peut prendre que deux valeurs : 0 (pas d'appartenance) ou 1 (appartenance totale). Par exemple on va dire qu'une condition pour qu'elle soit favorable il faut que la valeur de la variable soit de 7 mais la valeur est 6,9 alors nous sommes en condition défavorable alors qu'il est proche de la valeur favorable. D'où l'intérêt de la logique floue qui considère une valeur dans l'intervalle $[0 ; 1]$, ou 0 signifie une appartenance nulle, 1 une appartenance totale et entre les deux une appartenance partielle aux deux classes favorable et défavorable. Ainsi le cas, où la valeur de la variable est de 6,9, le degré d'appartenance à la classe favorable sera prise en compte.

Les indicateurs se caractérisent par une valeur qui n'a d'intérêt que comparée à une norme ou référence (Kerr, 1990), afin d'évaluer l'écart par rapport à l'objectif. Dans le cas de la logique floue, il est important de déterminer les limites des classes favorable et défavorable $[0 ; 1]$ qui traduit par conséquent l'existence de deux normes ou références (voir aussi II.3.2). Ainsi il faut déterminer les valeurs associées à 0 (appartenance nulle à la classe favorable ou défavorable selon les cas) et 1 (appartenance totale à la classe favorable ou défavorable). La valeur de la variable associée à 0 (degré d'appartenance) dans la classe favorable sera la valeur de la variable associée à 1 en classe défavorable.

Par exemple, s'il est considéré comme variable fictive la *proportion de haies autour de la parcelle* où l'hypothèse est : plus la longueur de haie serait importante mieux serait la biodiversité (fictif). Nous avons à déterminer nos seuils pour nos deux classes (favorable et défavorable). Prenons le cas de la classe favorable : 15% serait l'appartenance nulle (0) et 85% l'appartenance totale (1). Pour ce qui est de la classe défavorable : 15% est l'appartenance totale (1) et 85%

l'appartenance nulle (0). Cet exemple est fictif et en aucun cas ces valeurs sont réelles. Les valeurs de limites des classes favorables et défavorables sont déterminées d'après les connaissances scientifiques mais peuvent également être choisies ou modifiées en concertation avec des experts scientifiques (Groupe B d'experts). Ces deux valeurs seuils dépendent essentiellement de la variable considérée et des connaissances sur cette variable. Toutes les valeurs de la variable comprises entre les deux valeurs seuils seront à la fois partiellement favorable et défavorable et seront caractérisées par des degrés d'appartenances aux classes favorables et défavorables. En revenant sur l'exemple ci-dessus, une valeur observée de 40% du périmètre de la parcelle occupée par la haie est à 28,3% en condition favorable et 71,7% en condition défavorable (fig.5).

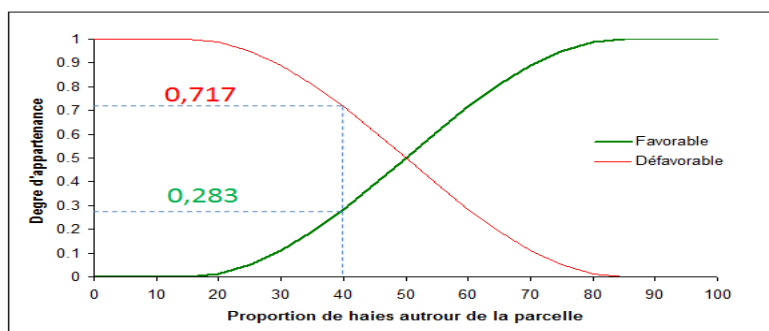


Figure 5 : Exemple de la logique prenant comme variable la proportion de haies (en %) autour de la parcelle. Le degré d'appartenance est une valeur qui peut prendre une valeur en pourcentage.

La détermination de ces degrés d'appartenance aux classes favorables et défavorables utilise les fonctions sinus et cosinus suivantes :

$$\text{Appartenance à la classe Favorable} = (0,5 \times (\sin(\pi \times ((V-a)/(b-a)) - 0,5))) + 0,5$$

$$\text{Appartenance à la classe Défavorable} = (0,5 \times (\cos(\pi \times ((V-a)/(b-a)))) + 0,5$$

Avec V la valeur observée, « a » et « b » les valeurs limites des classes en considérant « a » la valeur limite la plus petite (ici appartenance totale à défavorable) et « b » la plus grande (ici appartenance totale à favorable). Selon les variables considérées, il est possible que les formules soient inversées pour les degrés d'appartenance aux classes favorables et défavorables et de la même manière « a » et « b ».

Chaque valeur observée de la parcelle pour chaque variable de l'indicateur « biodiversité » aura une part de favorable et une part de défavorable qui lui donnera une note finale par agrégation des variables qui ont elle-même plus ou moins de poids (cf. II.3.3). Dans les chapitres suivants, les deux valeurs seuils seront données pour les limites des classes favorables et défavorables dans le cas de l'appartenance totale.

II.1.3.2 Agrégation des variables et règle de décision

Au cours de la construction d'un indicateur, l'agrégation des variables est une étape essentielle. Le terme « agrégation » correspond à une méthode qui emploie des règles de décisions permettant de hiérarchiser les variables et leur donner plus ou moins de poids.

Après avoir défini les différentes variables qui entreront dans la construction de l'indicateur « biodiversité », il faut hiérarchiser ces variables en termes d'importance d'après la littérature et les dires d'experts. Ceci passe par les règles de décisions qui permettent d'agréger les variables de natures très différentes. Le raisonnement est fondé sur un ensemble de règles de décision constituées de prémisses « si... » reliées par « et si », suivies par une conclusion « alors... ». Les règles se définissent comme les combinaisons possibles qui peuvent être rencontrées en agrégeant les variables (voir tableau II) avec « **F** » comme Favorable et « **D** » comme Défavorable. Il existe 2^n (n étant le nombre de variables) règles possibles.

Afin de hiérarchiser les variables, il faut placer celle qui nous semble la plus importante en haut de l'arbre ou dans la première colonne « Si » du tableau des règles de décision (tableau II). La méthode d'inférence de Sugeno (Sugeno, 1985) appliquée pour l'agrégation de variables de natures différentes (cas des indicateurs agri-environnementaux) reprend le concept de logique floue et utilise donc des règles de décision sous forme d'arbre (figure 5) ou de tableau (tableau II). Les conclusions des règles, présentes au niveau de l'échelle de note de l'arbre ou dans le tableau des règles de décision, sont déterminées par des experts scientifiques d'après les connaissances du moment. Les conclusions des 2^n règles se traduisent par une valeur pouvant atteindre 0 (risque élevée pour la biodiversité), 10 (risque faible), 7 étant convenable en termes de risque. On obtient ainsi un tableau (ou arbre de décision) qui reprend toutes les combinaisons possibles (ou règles) des variables agrégées selon qu'elles soient favorables ou défavorables.

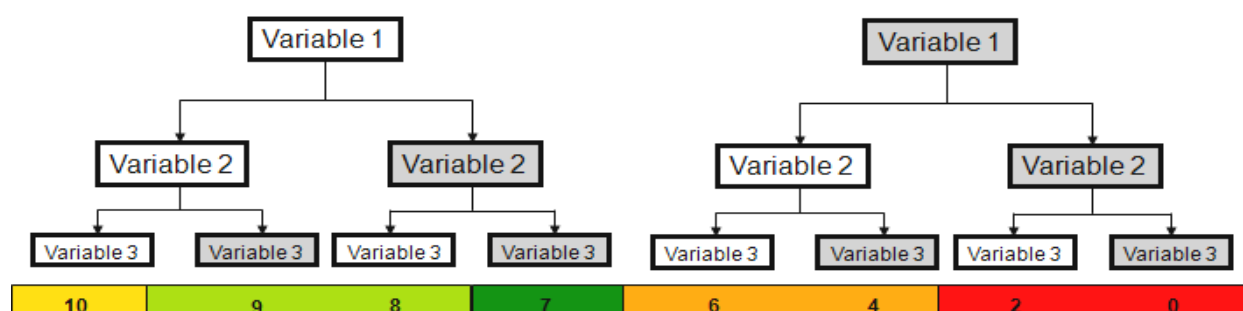


Figure 6 : Schéma d'un arbre de décision fictif. En gris, la variable est totalement défavorable et en blanc la variable est complètement favorable.

La figure 6 illustre un arbre de décision avec les différentes variables hiérarchisées. Quand la variable est grisée cela signifie que la variable est complètement défavorable et en blanc quand elle est complètement favorable. La base est présentée sous la forme d'une échelle de note, ici totalement factice. Dans ce cas précis, il faut remarquer que l'arbre n'est pas équilibré et donc la variable 1 prend plus de poids. Si la variable 1 est complètement défavorable mais les deux autres variables complètement favorables, la conclusion des règles est une note en dessous du seuil d'acceptabilité en termes de risques (< 7).

II.1.3.3 Evaluation du risque ou de la note

Les règles de décisions (illustrés par la figure 6 et le tableau II) et les degrés d'appartenance (calculés par les formules de la logique floue, cf. encadré en II.1.3.1) permettent d'évaluer les parcelles et de leur donner une note finale (ou risques). Il faut créer un tableau reprenant toutes les combinaisons possibles accompagnées des degrés d'appartenance tel que présenté dans le tableau III. La note finale correspond à une moyenne des conclusions de chaque règle préalablement pondérée par le plus petit degré d'appartenance de chaque règle (Sugeno, 1985). On obtient ainsi la formule suivante :

$$\text{Risque} = \frac{\sum \text{conclusion de la règle} \times \min(\text{degrés d'appartenance des prémisses de cette règle})}{\sum \min(\text{degrés d'appartenance des prémisses de chaque règle})}$$

Dans le tableau III, il est mentionné à côté de chaque condition (favorable ou défavorable) le degré d'appartenance à celle-ci de la parcelle évaluée. Par exemple pour la variable 1, les degrés d'appartenance sont de 0,35 pour la classe favorable et 0,65 pour la classe défavorable. Ceci est répété pour chaque condition et combinaison. Il est également mentionné dans ce tableau le degré d'appartenance minimum observé dans chaque combinaison comme le mentionne la formule ci-dessus. A partir de toutes ces informations, il est alors possible d'évaluer la parcelle en lui attribuant une note finale qui est noté « risque ».

D'après les degrés d'appartenance, la hiérarchisation des variables et des conclusions des règles de

$$\text{Risque} = \frac{(10 \times 0,05) + (9 \times 0,35) + (8 \times 0,05) + (7 \times 0,25) + (6 \times 0,05) + (4 \times 0,65) + (2 \times 0,05) + (0 \times 0,25)}{(0,05 + 0,35 + 0,05 + 0,25 + 0,05 + 0,65 + 0,05 + 0,25)} = 5,18$$

décisions de cet exemple, l'évaluation de la parcelle est estimée par le calcul suivant :

Tableau II : Exemple de tableau des règles de

Variable 1	Variable 2	Variable 3	Valeur de conclusion
Si	Et si	Et si	Alors
F	F	F	10
F	F	D	9
F	D	F	8
F	D	D	7
D	F	F	6
D	F	D	4
D	D	F	2
D	D	D	0

Tableau III: Exemple d'agrégation entre 3 variables permettant de calculer le risque.

Variable 1	Variable 2	Variable 3	Valeur de conclusion	min. degré appartenance
F (0,35)	F (0,75)	F (0,05)	10	0,05
F (0,35)	F (0,75)	D (0,95)	9	0,35
F (0,35)	D (0,25)	F (0,05)	8	0,05
F (0,35)	D (0,25)	D (0,95)	7	0,25
D (0,65)	F (0,75)	F (0,05)	6	0,05
D (0,65)	F (0,75)	D (0,95)	4	0,65
D (0,65)	D (0,25)	F (0,05)	2	0,05
D (0,65)	D (0,25)	D (0,95)	0	0,25

II.2 Définition des objectifs et des utilisateurs

L'indicateur est élaboré en fonction de l'objectif fixé. Cette étape est importante puisqu'elle détermine en grande partie l'ensemble des étapes suivantes. Le ou les objectifs doivent être clairement établis, ainsi que les compartiments à évaluer. Il faut s'assurer que les données sont disponibles ou facilement accessibles. Il

faut savoir le type de sorties désiré qui nécessitera d'agréger plus ou moins l'information (note, valeur non finie,...).

Suivant le public cible (scientifiques, politiques, techniciens, agriculteurs, ...), la condensation des données et la simplification de l'information devront être plus ou moins importantes afin que la lisibilité de l'indicateur rende celui-ci attractif et utilisable.

II.3 Construction de l'indicateur

II.3.1 Choix des variables

Il est important de choisir des variables dont la disponibilité des données n'est pas une contrainte et dont la lisibilité soit simple (note, pourcentage,...). En effet, l'élaboration de l'indicateur est un compromis entre l'information disponible, la connaissance scientifique du moment et les exigences de simplicité des utilisateurs. Sa construction peut reprendre des parties de modèles ou être originales, peut se faire à partir d'une ou plusieurs variables, qu'elles soient quantitatives, semi-quantitatives ou qualitatives. Une mise en classes des valeurs des variables quantitatives peut s'avérer quelquefois nécessaire.

II.3.2 Caractérisation des variables et détermination des valeurs seuils

La caractérisation des variables permet de donner une définition claire et justifiée de chacune d'entre elles. La justification peut se faire soit par des références scientifiques soit par les dires d'experts ou encore les deux. Cette étape permet d'expliquer également comment sera effectuée la récolte des données, leur analyse et quel type de sortie a été choisi. Une des étapes cruciales de cette caractérisation est la détermination des valeurs de chacune des variables qui entreront dans la logique floue. Si l'on veut utiliser l'indicateur comme un outil de diagnostic, il faut prendre en considération son écart par rapport à une mesure précédente (dans le cas d'un suivi dans le temps) ou par rapport à une norme ou à une référence (résultat sous forme d'une valeur absolue). Le fait de placer la valeur d'indicateur sur une échelle normalisée peut faciliter le diagnostic par sa meilleure lisibilité. Quant à la fixation de la référence elle-même, elle résulte quelquefois d'une négociation entre les acteurs avec, de ce fait, une part de subjectivité.

II.4 Validation de l'indicateur

Dans le cadre du projet DéPhi, la validation des indicateurs s'effectue à partir d'une part de la méthode INDIGO® (test de sensibilité, faisabilité, ...) et d'autre part la co-construction avec des experts permet tout au long de la conception de l'indicateur de valider des étapes de construction : choix des variables, hiérarchisation, seuils, règle de décision,... (cf. III.3). Ici sont présentées les validations de la méthode INDIGO (Bockstaller et Girardin, 2002).

II.4.1 Test de sensibilité

Le test de sensibilité a pour objectif d'observer le poids de chaque variable dans la note finale de l'indicateur. Une seule des variables évolue dans son intervalle de transition alors que toutes les autres sont bloquées sur les valeurs limites favorable, défavorable, soit sur la valeur médiane de l'intervalle de transition (Van de Werf et Zimmer, 1998). On répète l'opération pour chaque variable afin d'obtenir trois graphiques sur lesquels l'ensemble des variables sont bloquées sur la valeur limite favorable, défavorable ou la médiane. Chaque graphique comporte donc plusieurs courbes, une par variable observée, avec en abscisse les différentes valeurs de la variable observée et en ordonnée la note finale ou risque.

II.4.2 Test de faisabilité *in situ*

Ce test est indispensable afin de valider l'indicateur sur le terrain. Cela permet également d'observer les réactions de l'indicateur avec des valeurs réelles les plus contrastées possibles, à la fois en terme de

pratiques, de système de culture et de conditions pédoclimatiques. Il consiste à soumettre l'indicateur à une série de données provenant de parcelles relativement hétérogènes afin de vérifier la pertinence de ce dernier. Il permet aussi de vérifier que toutes les données nécessaires au calcul de l'indicateur soient bien récupérables chez le producteur. Suite à cette étape, des modifications peuvent être amenées concernant l'échantillonnage ou des détails peu détectables dans la théorie. Il est important de bien réaliser cette étape afin de corriger au mieux toutes les imperfections de l'indicateur : fonctionnement, récolte des données ou gestes purement pratiques (fiche terrain, outils, etc.).

II.4.3 Tests de validation

La validation des indicateurs environnementaux passe par trois étapes :

- 1/ Une **validation de la construction** doit être faite en soumettant l'indicateur *via* une (des) publication (s) scientifique (s) à l'avis de pairs, permettant ainsi d'avoir un regard extérieur sur la pertinence de l'indicateur,
- 2/ Le **test de vraisemblance** compare ensuite des valeurs mesurées de l'indicateur à celles obtenues *in situ* et ou à défaut à des dires d'experts et,
- 3/ La **validation de la valeur d'usage**, permet de vérifier l'utilisation réelle de l'indicateur (Bockstaller et Girardin, 2002).

III) Résultats

III.1 Objectifs et utilisateurs

III.1.1 Définition des objectifs

Les producteurs d'agrumes de Guadeloupe souhaitent faire reconnaître leur système de culture respectueux de l'environnement en vue de démarquer leur production de celle importée.

L'objectif global de l'indicateur « biodiversité » est d'évaluer l'impact des pratiques agricoles en vergers d'agrumes sur une thématique environnementale, ici, la biodiversité dans les vergers. L'indicateur a deux utilisations possibles:

- un outil de diagnostic qui va mettre à jour des dysfonctionnements éventuels à un instant « *t* » ou en faisant le suivi sur une période plus longue.
- L'autre utilisation est l'outil d'aide à la décision d'atteinte des objectifs ou à priori les effets potentiels d'un changement dans une pratique culturale.

Les indicateurs du projet DéPhi sont des **outils d'aide à la décision**. D'après les objectifs visés et le compromis à effectuer dans l'élaboration d'un indicateur, il est nécessaire de choisir des variables qui soient les plus pertinentes possibles afin d'évaluer la biodiversité en alliant lisibilité, justesse et disponibilité de l'information récoltée et/ou diffusée. Les données disponibles ont bien été ciblées afin que la récolte de celles-ci soit facilement réalisable. Cet outil doit donner la possibilité aux agriculteurs de changer leur pratique. C'est pour cette raison que le type de sortie choisie est une note entre 0 et 10 (7 représentant une agriculture respectueuse de l'environnement) leur permettant de juger leur impact sur l'agro-écosystème mais également de comprendre comment la biodiversité joue sur son fonctionnement. De ce fait, nous insistons bien sur les services écosystémiques qu'apporte la biodiversité nous paraissant l'argument le plus pertinent à mettre en avant en vue de modifier les pratiques.

III.1.2 Les utilisateurs

L'élaboration de l'indicateur est un compromis entre l'information disponible, la connaissance scientifique du moment et les exigences de simplicité des utilisateurs (Girardin *et al.*, 1999). Dans un premier temps, ce sont des personnes spécialisées qui sont à même d'utiliser cet outil afin de valider la faisabilité d'utilisation. Dans un second temps, l'agriculteur aura la possibilité d'évaluer sa parcelle à partir d'une plateforme téléchargeable sur Internet sous la forme d'une base de données simple. Un technicien est plus apte à remplir cette base de données même si les informations à remplir sont simples. L'agriculteur pourra éventuellement évaluer lui-même sa parcelle en ayant suivi une formation au préalable (1 à 2 jours). En plus du thème « biodiversité », les autres risques pourront également être évalués à partir des autres indicateurs du projet DéPhi. A défaut de spécialistes, les agriculteurs pourront cependant renseigner la plateforme à partir de données standards obtenues grâce à des parcelles expérimentales reprenant les différentes pratiques (traitement au glyphosate, fauchage, plante de couverture).

Nous remarquons qu'il est important de bien détailler ces parties afin de bien comprendre l'utilité de cet outil et surtout à qui est-il destiné ?

III.1.3 Acteur de la co-construction

Les différents experts des groupes (A et B) nous ont été d'une grande aide et nous pensons que la démarche participative est une méthodologie intéressante et fonctionnelle pour construire des projets réunissant des horizons différents ayant des objectifs communs. Cette démarche permet de faciliter la validation INDIGO® qui utilise en partie les mêmes experts. L'échange avec eux est développé en III.3.

III.2 Construction de l'indicateur

III.2.1 Forme finale : Indicateur d'Evaluation Globale de la Biodiversité (IEGB) agrumiculture.

La construction de l'indicateur a été modifiée à plusieurs reprises dans sa forme en passant d'un indicateur construit sur la base d'un unique arbre de décision à des formes plus ou moins pertinentes (Annexe 7). Ces différentes formes ont été comparées afin de juger quelle forme était la plus lisible et surtout la plus juste en fonction de nos objectifs. Les variables sont restées les mêmes mais, suite aux différentes consultations auprès des experts, des remaniements les ont séparées en différents indicateurs simples ou composites. La lisibilité est alors meilleure et le risque de perdre de l'information est moindre. Il nous a paru intéressant de comparer plusieurs formes et également plusieurs méthodes d'agrégation des indicateurs simples ou composites (Inférence de Sugeno, moyenne, moyenne pondérée) afin de trouver la meilleure forme possible (cf. Annexe 7). La hiérarchisation du premier arbre de décision (voir arbre B en annexe 7) s'articulait en partie sur la définition que Noss (1990) a pu faire de la « biodiversité » à savoir un concept basé sur une hiérarchisation en fonction de l'échelle spatiale. Selon cet auteur, la biodiversité définie à un haut niveau de hiérarchisation influe sur un niveau plus bas. Nous avons donc décidé de hiérarchiser l'indicateur de la façon suivante : 1°) Diversité en type d'occupation du sol, 2°) Diversité fonctionnelle de la végétation, 3°) Bio-indicateur et 4°) Surface protégée par la faune auxiliaire. La méthode d'agrégation était donc celle de l'Inférence de Sugeno.

La séparation des variables recomposées en indicateurs simples et composites a permis de construire, à partir de la méthode d'agrégation d'INDIGO® (Sugeno, 1985), un indicateur « biodiversité » à partir de 3 modules distincts:

1°) **Indicateur d'Etat de la Diversité Fonctionnelle (IDF)** traduisant la stabilité de l'agro-écosystème à différentes échelles spatiales. Cet indicateur composite traduit l'efficacité de la biodiversité en terme fonctionnelle. Deux variables sont mises en jeu par une règle de décision

(figure 10) permettant ainsi d'attribuer une note de diversité fonctionnelle à l'agro-écosystème évalué: **diversité en type d'occupation du sol et composition végétale**.

2°) Indicateur de la **Capacité d'Echange de l'Agro-écosystème (CEA)** est un indicateur simple permettant de visualiser et de caractériser l'échange que peut avoir la parcelle avec l'extérieur (taille, forme, place dans le paysage, colonisation,...).

3°) **Indicateur de Risque (des pratiques) sur le Fonctionnement de l'Agro-écosystème (IRFA)** permettant de donner un risque sur le fonctionnement de l'agro-écosystème par rapport aux pratiques réalisées en verger (cf. III.2.2, fig. 8). **IRFA** est à la fois une variable et un **indicateur simple**.

La méthode INDIGO® ne nous a pas permis d'agréger toutes les variables en un arbre. Il a fallu passer par une information intermédiaire via ces trois indicateurs. En d'autre terme, la complexité du terme *biodiversité* ne nous a pas permis de rendre qu'une seule information finale mais un ensemble d'informations traitant des concepts utiles permettant la compréhension de l'accepteur finale de l'information. Les valeurs seuils des classes favorables seront les mêmes pour les trois modules à savoir **0** pour l'appartenance totale à la classe **défavorable** et **10** pour l'appartenance totale à la classe **favorable**.

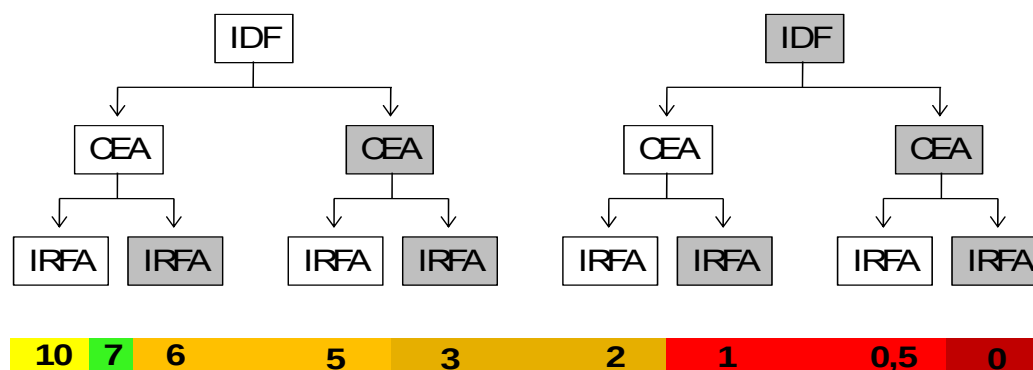


Figure 7 : arbre de décision de l'IEGB mettant en valeur ses règles de décision et leur conclusion.

La méthode d'agrégation choisie est celle de l'inférence de Sugeno en gardant les priorités sur la diversité fonctionnelle grâce à nos règles de décision (fig. 7). L'avantage de cette méthode par rapport à une moyenne pondérée est qu'elle peut s'ajuster avec plus de précision en fonction de l'évolution des connaissances scientifiques ou surtout selon les pratiques que nous souhaitons modifier chez l'agriculteur. Des évaluations étalées sur une longue période et mettant en avant un non changement des pratiques par un agriculteur en particulier ou plusieurs pourrait nous pousser à changer les règles de décision afin d'insister sur une modification des pratiques (ex : donner davantage de poids à IRFA pour modifier la pratique de l'enherbement). La méthode par la moyenne pondérée est beaucoup plus subjective et ne permet pas d'ajuster de façon précise. De plus cette méthode joue sur la pondération des indicateurs simples ou composites de manière indépendante contrairement à la méthode d'inférence de Sugeno. Les conclusions des règles de décision en fonction de combinaisons possibles des indicateurs permettent de jouer avec davantage de précision sur les poids des variables. L'arbre de décision illustre ces différentes combinaisons (ou règles de décision) et leur conclusion au nombre de 2^3 : 8 règles et conclusions (fig. 7). La version finale de l'indicateur sous forme d'une plateforme à remplir, telle qu'elle le sera pour l'ensemble des indicateurs du projet DéPhi, est présente en annexe 8.

III.2.2 Définition des variables des trois modules d'IEGB agrumiculture

Avant d'entrer en détail dans la construction de l'indicateur, il faut définir à quelle échelle spatiale l'indicateur évalue la biodiversité. La méthode INDIGO® élabore des indicateurs d'évaluation des exploitations agricoles à **l'échelle de la parcelle**. La définition d'une parcelle agricole est une portion continue de territoire qui porte la même culture, ou sert à une même utilisation, et qui a fait l'objet de la même succession d'interventions. Dans le cas de l'IEGB où l'on prend en considération les interactions avec

l'extérieur de la parcelle agricole qui a été délimitée par l'agriculteur, l'échelle spatiale s'élargit donc aux aménagements présents autour de la parcelle (haie, bandes herbeuses, aménagements dans les limites du verger). Le contour de la parcelle est donc plus grand par la présence d'aménagements autour de la parcelle sauf exception (fig. 8). Si ce n'est pas le cas, la surface de la parcelle reste la même. On nommera donc la parcelle avec les aménagements, *la parcelle*, et la parcelle considérée par l'agriculteur (arboriculture), *le verger*. Sélectionner les variables mises en jeu dans l'indicateur et les caractériser de façon précise est une étape essentielle à la construction, proprement dite, de l'indicateur. Suite à un état des lieux des connaissances scientifiques sur la biodiversité dans les agro-écosystèmes, il ressort deux grands critères d'évaluation de la diversité biologique: l'aménagement et la végétation de *la parcelle*. Les indicateurs simples qui en découleront sont qualifiés d'indirects puisqu'ils nous renseignent sur les structures et la composition paysagère et biologique ayant un effet sur la biodiversité et sur les fonctions écosystémiques de l'agro-écosystème. La composition et la structure à l'échelle de l'agro-écosystème sont illustrées par la figure 8. Les informations tirées renseigneront ainsi sur des concepts et/ou procédés agissant sur le degré de biodiversité. Cependant un indicateur direct et faunistique est tout de même souhaité pour la justesse de l'évaluation. Nous avons décidé d'utiliser un groupe taxonomique étudié à la Station de Vieux-Habitants, les Phytoseiidae (*Acari*) qui rendrait compte de l'état de santé du fonctionnement de l'enherbement mais également des autres écosystèmes en relation proche. En d'autres termes, il évaluerait l'impact des pratiques sur le fonctionnement de l'agro-écosystème.

L'évaluation des parcelles agricoles des vergers s'effectuera sur les aspects fonctionnel (fonctions de la diversité végétale et des types d'occupation du sol, indicateur du fonctionnement de l'agro-écosystème), structurel (diversité en type d'occupation du sol, forme et taille de la parcelle) et compositionnel (paysage, végétation, Phytoseiidae) de la biodiversité à différents niveaux d'échelle spatiale. Nous ne considérons pas l'aspect temps puisque les vergers sont des cultures pérennes. La caractérisation des différentes variables est composée d'une partie « définition » qui présente la variable, son intérêt, les valeurs seuils, les justifications scientifiques... Une seconde partie est destinée à la méthode de récolte des données détaillées (outils, méthodes, ...). La récolte des données de ces différentes variables s'effectue grâce aux manuels d'acquisition des données de l'IEGB agrumiculture (Pfohl, 2009a) et des informations géographiques (Pfohl, 2009b).

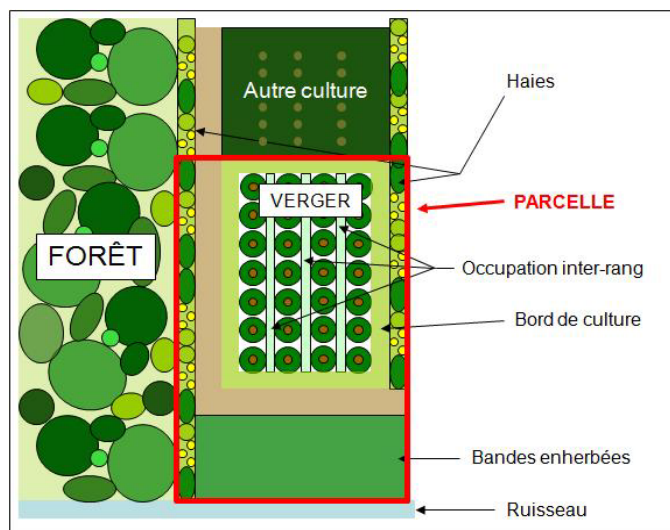


Figure 8 : Exemple d'un ensemble d'aménagements d'une parcelle d'agrumiculture favorable à la biodiversité

III.2.2.1 Indicateur de la diversité fonctionnelle (IDF)

Cet indicateur est un module composé de deux variables construites au préalable : *Diversité en type d'occupation du sol* et la *composition végétale*. L'agrégation de ces deux variables suit la méthode de Sugeno (1985) décrite dans la méthode INDIGO®. Les règles de décision et leur conclusion sont illustrées par le tableau IV. Ce tableau représentant l'agrégation des variables d'IDF est relativement « simple » et « équilibré » : deux variables générant 4 règles et conclusions causant 1 'écart de note observable entre règles et conclusions aux extrêmes (2 variables dans les mêmes

Tableau IV: règles de décision et leur conclusion pour IDF (DOS : diversité en types d'occupation du sol et CV : Composition végétale).

DOS	CV	Conclusions
F	F	10
F	D	6
D	F	4
D	D	0

conditions : FF ou DD) et intermédiaires (une variable favorable et une autre défavorable : FD ou DF). En effet, nous observons un écart de **4 points** entre la règle FF et FD alors que l'écart n'est que de 2 points entre la règle DF et FD.

La variable **diversité en types d'occupation du sol (DOS)** est présente dans la première colonne lui donnant plus de poids que la variable **composition végétale (CV)**.

A) DIVERSITE EN TYPES D'OCCUPATION DU SOL (DOS)

• Définition

D'après les connaissances scientifiques illustrées par la figure 2, il existe un lien entre le nombre d'occupations du sol (ou écosystèmes) et les fonctions liées aux services écosystémiques (Swift *et al.*, 2004). Même si la biodiversité ne peut être liée aux services écosystémiques sans passer par la diversité fonctionnelle, l'hypothèse que le lien direct existe est posée. Il faudrait donc 6 types d'occupation du sol pour obtenir un état de fonctionnalité optimale de la biodiversité. Il faut savoir qu'il peut exister différents types d'occupations du sol qu'ils soient semi-naturels ou naturelles au niveau de la *parcelle*. Les zones non cultivées autour du *verger* se nomment « bordure du verger » par analogie aux bordures de champs des zones tempérées. Celles-ci contiennent la majorité des habitats semi-naturels des paysages ruraux et sont des zones de transition avec le milieu naturel. Ces bordures comprennent les haies, les bords des cultures et également des bandes enherbées ou fleuries (Marshall et Moonen, 2002).

Tableau V: Aide à la caractérisation des différents types d'occupation du sol potentiellement présents sur une parcelle.

Occupations du sol	Critères	Quelques exemples d'avantages pour la biodiversité
Arboriculture	- Présence Verger	- Faune associée (Oiseaux, Insectes, etc.).
Occupation inter-rang	- Largeur $\geq 1m$	- Maintien de la structure du sol,
	- Non traité	- Habitats pour la faune aphidiphage et araignées (Le Roux, 2008).
Haies	- Longueur $\geq 20m$	- Corridor pour les espèces de lisières de forêt (Forman & Baudry, 1984) et refuge (Petit et Usher, 1998).
	- Largeur $\geq 1m$	- Refuge pour les petits mammifères, oiseaux,
	- Hauteur $\geq 2m$	- Maintien de nombreuses espèces sauvages (Gelling <i>et al.</i> , 2007).
Bandes enherbées	- Largeur $\geq 6m$	- Corridor et refuge pour les arthropodes et autres insectes (Altieri, 1999).
	- Non traitées	- Augmentation de la faune aphidiphage et araignées (Le roux, 2008).
Forêt	- Juxtaposée à la parcelle (<20m)	- Maintien de la biodiversité (Petit et Usher, 1998).
Autres cultures	- Juxtaposées à la parcelle (<20m)	- Polycultures telles que les agroécosystèmes traditionnels ont une richesse spécifique comparable aux écosystèmes naturels (Altieri, 1999).
Autres types d'occupation du sol	- Jachère, zone humide, prairie, ect. juxtaposée à la parcelle (<20m)	- Hétérogénéité du paysage à l'échelle de la parcelle permettant ainsi la présence de nombreux habitats.

Dans la caractérisation des différents types d'occupations du sol, il faut prendre en compte dans un premier temps les arbres du verger qui, s'ils sont seuls (pas d'autres types d'occupation du sol, considérés comme la valeur seuil en appartenance totale à la classe défavorable (valeur seuil = 1 type d'occupation du sol). Six types d'occupation du sol différents sur la *parcelle* sera la valeur de la limite de la classe favorable en appartenance totale. Comme il est important de considérer la surface, la forme et d'autres caractéristiques des différents types d'occupation du sol (voir relation de Swift 2004, I.2.3.1) potentiellement présentes au niveau de la *parcelle*, une caractérisation précise est donc indispensable (tableau V et annexe 1).

• Récolte des données

A partir des caractéristiques des occupations du sol décrites ci-dessus et résumées en annexe (Tableau V et annexe 1), il est possible de déterminer dans la parcelle le nombre d'occupations du sol présent.

B) VALEUR FONCTIONNELLE DE LA VEGETATION

• Définition

Cette variable évalue la végétation au niveau d'une part la strate herbacée et d'autre part de la strate haute (arbustive et arborée). Elle peut être définie comme une variable « composite ». Une échelle de note sera construite à partir des combinaisons possibles entre strates herbacées et arbustives (voir Annexe 2). La logique floue s'effectuera sur cette échelle de notes (0 à 10) correspondant à l'agrégation de ces deux strates. Aucune logique floue n'interviendra dans la construction de chaque strate. Nous utilisons les termes « optimale » et « non-fonctionnel » pour définir les seuils de la *composition végétale* mettant en avant des richesses spécifiques de la végétation pour un fonctionnement optimal de chaque strate. Il ne faut donc pas confondre avec les « valeurs seuils d'appartenance totale à la classe favorable ou défavorable » qui elles seront utilisées lorsque la logique interviendra sur l'échelle de note de la composition végétale. Une description de l'évaluation de chaque strate est, en premier lieu, décrite, puis, la construction de la variable sera présentée et illustrée afin de mieux comprendre l'agrégation de ces deux strates et savoir où intervient la logique floue.

DESCRIPTION DES STRATES ET ECHANTILLONNAGES

Strate herbacée

→ Valeurs références

La strate herbacée sera évaluée uniquement pour l'occupation inter-rang puisque les autres zones sont déjà considérées dans la variable *diversité en occupation du sol*. Un nombre de 20 espèces végétales serait optimal pour assurer les procédés et services du sous-système « enherbement » (cf III.3 Echanges avec les experts). Cette valeur référence serait ainsi notre *référence « optimal »* pour construire notre variable composite. La valeur de 2 espèces sera la *valeur référence «non-fonctionnelle »* du fait qu'elles ne pourraient assurées seules l'ensemble des fonctions.

→ Echantillonnage

La méthode d'évaluation de la végétation au niveau de l'enherbement inter-rang est basée sur celle du **tour de champ**, qui permet de connaître les différentes espèces de façon exhaustive (Chicouène, 2000 ; Maillet, 1981). Cette méthode permet d'inventorier 90 à 95% de la flore contrairement aux relevées linéaires (45 à 50%) et aux méthodes de quadrats ou encore l'aire minimale (50 à 70%) qui inventorie une proportion moins importante de la flore présente (Maillet, 1981). De plus, ces méthodes sont plus lourdes à mettre en œuvre contrairement à celle-ci qui consiste à « *parcourir la parcelle dans différentes directions jusqu'à ce que la découverte d'une nouvelle espèce nécessite un parcours important* » (Le Bourgeois, 1993). Cette méthode a l'avantage de prendre en compte l'hétérogénéité de la parcelle dans la mesure où celle-ci ne relève pas d'une différence écologique et floristique majeure. En effet, certaines espèces se comportent de façon à former des agrégats à certains endroits. Ainsi des « *taches de végétation* » sont visibles où le recouvrement de l'espèce à cet endroit est maximal alors qu'elle peut être absente autour. De plus cette méthode permet de tenir compte d'espèces rares qui peuvent être d'une grande importance agronomique (Maillet, 1981). Comme le décrit la méthode, lors du tour du *verger*, une liste des espèces est établie de la manière la plus exhaustive possible. Dans le cas de l'indicateur « Biodiversité », il faut seulement noter le nombre d'espèces différentes dans l'enherbement mais il est tout de même conseiller de noter l'espèce et son abondance pour une meilleure interprétation des résultats. Un cahier de détermination permet d'aider à la reconnaissance des espèces (Fiche disponible à la station du CIRAD de Vieux-habitants) qu'il peut être accompagné de livres spécialisés dans la reconnaissance des végétaux (Fournet, 2002 ; Sastre et Breuil, 2007 ; Fournet et Hammerton, 1991).

Strate haute

→ Valeurs références

La diversité de la strate haute, comprenant à la fois les haies mais aussi les arbres du verger, est également évaluée. Une étude a montré qu'une diversité de 6 espèces d'arbres sur un linéaire de 100 m de haie a la plus haute richesse spécifique en oiseaux (Hinsley et Bellamy, 2000). De plus, le nombre d'essences dans une haie de verger ne devrait pas être supérieur à 15 car au-delà le gain écologique ne serait plus significatif. En effet si ce nombre d'essence est dépassé, les populations de phytophages seraient alors favorisées (Debras *et al.*, 2003). D'après les fiches techniques *Agriculture et environnement* du CREN Languedoc-Roussillon (Conservatoire Régional des Espaces Naturels), une plantation de 6 à 10 espèces permet d'acquérir rapidement les caractéristiques d'une haie naturelle. Sachant que la strate haute comprend l'arboriculture et les haies (arbre et arbuste), la *valeur référence « optimale »* pour la strate haute est 10 espèces et 2 pour la *valeur référence « non-fonctionnelle »*. La valeur de 2 essences représente une haie monospécifique et un verger ne produisant qu'une seule espèce ce qui semble être « mauvais » d'un point de vue fonctionnel. La valeur de 10 espèces pour la valeur référence favorable semble être adaptée pour éviter un déséquilibre entre phytophage et prédateurs. De plus, les arbustes ou encore des lianes comparable fonctionnellement à ces arbres (ex : *Trichostigma octandrum*) sont également pris en compte.

→ Echantillonnage

Pour le verger, le producteur peut facilement donner les informations en ce qui concerne les espèces ou variétés cultivées. S'il y a présence d'une forêt juxtaposée à la parcelle (cf. fig. 9) nous considérons celle-ci comme une haie naturelle ayant une composition optimale : nous lui attribuerons donc la composition maximum possible au niveau de la strate haute à savoir « > ou = à 10 espèces ». Pour l'évaluation de la composition végétale de la haie, la méthode sera comparable au tour de champ puisque l'ensemble de la haie sera échantillonné. L'observateur longera les haies en notant les espèces arborées et arbustives présente au niveau de la haie ainsi que son abondance (Voir *Manuel d'acquisition des données d'IEGB* ; Pfohl, 2009a). Si la situation ne permet pas le tour complet des haies (longueur trop importante, inaccessibilité, parcelle de taille importante,...) alors un échantillonnage de la haie sera effectué. Un linéaire de 30m ou 3 linéaires de 10m seront pris en compte en prenant bien le temps de choisir les linéaires représentatifs de la réalité (cf. Pfohl, 2009a).

CONSTRUCTION DE LA VARIABLE COMPOSITE ET SES SEUILS

Il convient d'agréger ces deux variables pour en créer qu'une seule dite « *composite* ». La logique floue s'appliquera à cette variable *composite*. Afin de pouvoir les agréger, nous avons associé une note aux principales combinaisons possibles entre strate haute et herbacée créant ainsi nos propres règles de décision. En fonction du nombre d'espèces d'arbres (2 à 10) et des classes de nombres d'espèces de la strate herbacée (< ou = à 2, [3 ;8], [9;14], [15 ;19] et > ou = à 20), une échelle de note allant de 0 à 10 permet de faire correspondre une note à une combinaison « strate haute, strate herbacée » (voir tableau II). Cette échelle de note est comparable aux conclusions des règles qui existent dans la méthode d'agrégation de Sugeno. La logique floue s'applique pour cette échelle de note sachant que les valeurs seuils, cette fois-ci de la méthode INDIGO® sera de **0 (défavorable en appartenance totale)** et **10 (favorable en appartenance totale)**. Un poids plus important a été attribué à la strate haute puisqu'elle maintient davantage la biodiversité du fait de sa disponibilité en ressources et en abri plus importante et pour un nombre d'espèces plus grand. Elles servent également à réduire le transfert des pesticides. Des améliorations visant à revaloriser la strate herbacée ont été appliquées suite à l'avis des experts. La logique floue s'appliquera entre la valeur 0 et la valeur 10 (étant respectivement les seuils défavorable et favorable en appartenance totale) de la variable composite *composition végétale*.

III.2.2.2 Capacité d'Echange de l'Agro-écosystème (CEA)

Ce module est un indicateur simple établi à partir d'une seule variable :

SURFACE PROTEGEE PAR LES AUXILIAIRES DES MILIEUX ARBORES

• Définition

Les habitats boisés sont les éléments les plus stables du paysage agricole et jouent un rôle de maintien de la biodiversité (Petit et Usher, 1998). Les haies denses sont des corridors efficaces pour les mouvements d'espèces forestières ou de lisières (Petit et Burrel, 1998 ; Forman et Baudry, 1984). De manière globale, la richesse spécifique augmente dans un paysage où la densité de haies est plus importante (plus fermé) qu'un paysage ouvert où la densité des haies serait moindre (Burel *et al.*, 1998). Les bordures de vergers (haies, bandes enherbées, ... ; cf 3.3.1) seraient d'une importance particulière dans le maintien d'espèces à haut niveau trophique notamment les oiseaux. De plus elles contribuent à l'augmentation d'espèces bénéfiques ou auxiliaires pour les cultures (Marshall et Moonen, 2002).

Ces bordures sont principalement caractérisées par des haies mais des bandes enherbées et arbustes peuvent être présents de part et d'autre de celles-ci. Les haies ou milieux boisés jouent un rôle dans la colonisation des auxiliaires dans les cultures au même titre que la forêt particulièrement présente en Basse-Terre (Guadeloupe). En s'appuyant sur les capacités de dispersion de nombreux auxiliaires, une distance de dispersion théorique des auxiliaires est déterminée à partir des connaissances scientifiques et/ou la consultation d'experts. Les guêpes du genre *Hyposoter* (parasitoïde) peuvent se retrouver jusqu'à 75m dans la culture (Long *et al.*, 1998). Les syrphes adultes (Syrphidae) quant à eux se déplacent facilement à plus de 200m. Les carabes (Carabidae) ont une capacité de dispersion de 60 à 80m en moyenne mais il existe des espèces qui iront beaucoup plus loin et d'autres ne dépasseront pas 30m (Sarhou, J.P., expert Groupe B). Il existe de nombreuses valeurs pour les capacités de dispersion des différents auxiliaires et celles-ci diffèrent d'une publication à une autre. Nous ne considérons pas l'avifaune car nous allons cibler notre cas sur les arthropodes étant particulièrement important en agronomie. Nous pouvons tout de même préciser que comme c'est la capacité de dispersion des arthropodes qui est retenue, celle des oiseaux sera finalement prise en compte du fait de notre exigence (considération d'une capacité de dispersion faible : arthropode). Pour quantifier la colonisation des auxiliaires à partir des haies ou de la forêt, la variable sera définie par la proportion de la parcelle protégée par les auxiliaires des haies ou l'équivalent (forêt, bosquet,...). Une distance de dispersion, prenant en compte une valeur arbitraire de dispersion des auxiliaires, permettra de créer une zone tampon à partir des haies présentes autour de la parcelle. D'après les fiches techniques *Agriculture et environnement* du CREN (Conservatoire Régional des Espaces Naturels) Languedoc-Roussillon, il ne faut pas éloigner la haie de plus de 75m du centre des parcelles pour faciliter la colonisation par la faune auxiliaire. Une dispersion de 50m a été choisie, en concertation avec les experts (Groupe B), pour considérer l'ensemble des auxiliaires (fig. 9).

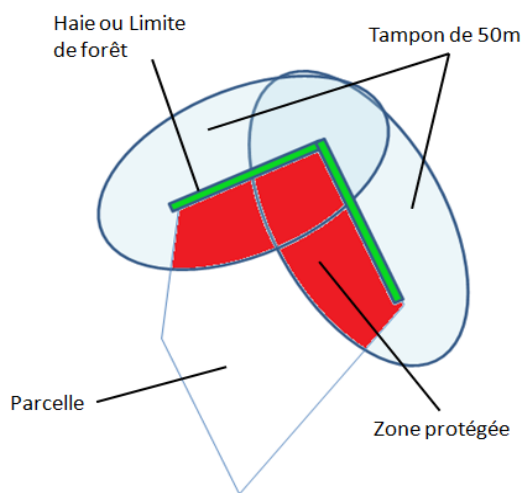


Figure 9 : Aire d'influence des auxiliaires et de protection dans les vergers.

Pour calculer la valeur de la CEA, Il faut connaître la surface de la *parcelle* (voir définition de la *parcelle* en 2.3). Avec la zone tamponnée par la protection des auxiliaires et la surface de la parcelle, le calcul de la proportion de surface protégée par les auxiliaires se fait à partir d'un calcul simple:

$$\text{Proportion de surface protégée} = \frac{\text{Aire de la zone tamponnée}}{\text{Aire de la parcelle}}$$

Cette proportion sera directement transformée en une note allant de 0 à 10 valeurs seuils d'appartenance totale des classes **favorable** et **défavorable**, respectivement, permettant l'application de la logique floue lors de l'agrégation des 3 modules d'IEGB (cf. fig. 7).

• Récolte des données

A partir d'un outil GPS, les contours de la parcelle sont définis ainsi que l'emplacement des haies ou lisière de forêt autour de la parcelle (cf. fig.9). A partir d'un logiciel de Système d'Information Géographique (SIG) téléchargeable gratuitement sur internet (http://www.mapwindow.org/download.php?show_details=1), un buffer (ou zone tampon) de 50m est tracé à partir des linéaires correspondant aux haies. Ensuite il suffit d'utiliser une fonction permettant de tracer la surface protégée présente dans la parcelle (intersection de la parcelle avec la zone tampon). Un manuel d'acquisition des données pour cet indicateur est disponible à la station du CIRAD de Vieux-Habitants (Pfohl, 2009b).

III.2.2.3 Indicateur de Risque sur le Fonctionnement de l'Agro-écosystème (IRFA)

• La famille des Phytoseiidae (ordre des acarïens) en tant que bio-indicateur

Comme précisé dans la partie I, l'aspect faunistique n'est pas à négliger dans l'évaluation globale de la biodiversité. Des études menées par le CIRAD sur la station de Vieux-Habitants (Guadeloupe) sont en cours pour identifier des auxiliaires efficaces à des fins de lutte biologique contre les acarïens phytophages. Les Phytoseiidae s'avèrent être l'agent biologique le plus adapté au problème. Afin de les favoriser dans le milieu agricole, une étude sur l'effet de la gestion de l'enherbement sur l'abondance et la diversité des Phytoseiidae sont actuellement en cours (Mailloux *et al.*, 2009). Sa sensibilité aux pratiques agricoles

(gestion de l'enherbement et autre) et les critères permettant de qualifier les Phytoseiidae en tant que bio-indicateur (Tableau VI ; Moonen et Barberi, 2008; cf. « process-related indicator » en I.2.3.3) permettent de considérer cette famille comme **indicateur biologique du fonctionnement de l'écosystème**. L'ensemble des justifications, qui a permis la considération des Phytoseiidae en tant que tel, est résumé en annexe 3.

Tableau VI: Justification des critères permettant d'utiliser les Phytoseiidae en tant que bio-indicateur.

Critères	Justifications chez les Phytoseiidae
commun et répandu	Famille de prédateurs de ravageurs polyphages la plus commune et beaucoup d'espèces sont encore découvertes en Afrique, Asie, Amérique centrale et du sud (De Moraes <i>et al.</i> , 2004).
unité spatiale fermée	La capacité de déplacement est faible et les longues distances se font par le vent (Binns, 1982 ; Kreiter, 1991).
facilité de détermination	A priori, l'identification n'est pas évidente cependant une collaboration avec SUPAGRO permet d'acquérir les compétences pour l'identification.
sensible aux changements environnementaux	- La diversité spécifique est nettement plus faible dans des vergers traités (Kumral & Kovanci, 2007).
	- L'utilisation de pesticides est néfaste pour les phytoseiidae (Prishmann <i>et al.</i> , 2005).
	- La taille de l'arbre influence les phytoseiidae (Simon <i>et al.</i> , 2009).

• Définition

Cette variable, grâce au pouvoir indicateur des Phytoseiidae sur les perturbations causées par la gestion de l'enherbement, permet de donner une information simple sur le fonctionnement de l'écosystème « enherbement inter-rang ». Cependant la prise en considération du programme de traitement est indispensable pour que l'information que nous simplifions reste juste et utile. Nous souhaitons, par le pouvoir indicateur des Phytoseiidae, ranger et classer les différents types de gestion de l'enherbement dans des grands types de niveaux de perturbations du fonctionnement de l'écosystème (= enherbement inter-rang), élément semi-naturel centrale de l'agro-écosystème agrumicole. Il faut donc mettre plus de poids à l'aspect perturbation par l'enherbement que par le programme de traitement puisque d'une part nous souhaitons changer les pratiques *via* le type de gestion de l'enherbement et d'un autre côté nous faisons l'hypothèse que

le réservoir de population de Phytoseiidae se trouve dans l'enherbement. Les populations présentes dans ce réservoir réagissent différemment selon le type de gestion de l'enherbement et ainsi la régulation naturelle des ravageurs phytophages sera touchée également (ex : gestion de type « Plante de couverture » → protection → lutte biologique conservée). L'intérêt de considérer le programme de traitement des arbres contre les ravageurs et maladies est qu'il est possible que les Phytoseiidae de l'enherbement soient touchés par ces produits du fait de la capacité de volatilisation des produits phytosanitaires. Le traitement réalisé sur les arbres risque d'éliminer, les Phytoseiidae de l'arbre mais également les populations de Phytoseiidae présent dans l'enherbement. Nous faisons ici l'hypothèse que l'impact de la gestion de l'enherbement influence plus les populations de Phytoseiidae que le programme de traitement puisque nous pensons que le réservoir de Phytoseiidae se trouve dans l'enherbement. Ainsi, si les Phytoseiidae des arbres sont anéantis, les populations seront rétablies rapidement grâce au réservoir. Maintenant si ce réservoir est touché *via* le type de gestion, alors la recolonisation dans les arbres sera plus difficile.

Les travaux menés sur la station de Vieux-Habitants (Mailloux et *al.*, 2009) ont permis de classer les différents modes de gestion de l'enherbement en fonction de leur perturbations liées aux pratiques culturales. L'agrégation de l'indice réciproque de Simpson et de l'abondance (Annexe 4) a permis d'identifier l'effet global (positif ou négatif) sur les populations de Phytoseiidae. Cette agrégation par la méthode de Sugeno permet d'obtenir un indicateur biologique permettant de classer les différents types de gestion de l'enherbement :

- Enherbement **très perturbé (TP)** → Enherbement naturel fauché et enherbement géré par les herbicides (glyphosate).
- Enherbement **peu perturbé (PP)** → Plante de couverture pérenne ou annuelle.

D'après les résultats de cette étude, nous constatons que l'application d'herbicides et la fauche ont un impact similaire sur les populations de Phytoseiidae. En plus d'un niveau de perturbation (TP ou PP), le programme de traitement des arbres est également considéré dans la construction de cette variable. En effet les Phytoseiidae sont influencés par la gestion de l'enherbement mais également par les pratiques environnantes telles que la fréquence et la toxicité des traitements effectués sur les arbres directement. Une règle de décision prenant en compte le niveau de

perturbation de l'enherbement, la fréquence et les produits utilisés sur les arbres permet de donner une note aux différents cas rencontrés chez les producteurs. Il faudra donc noter si l'enherbement est PP ou TP, regarder la fréquence et la toxicité des produits utilisés (1 à 4 allant de neutre à très toxique). La toxicité du programme de traitement se traduit par une valeur de toxicité de l'enherbement allant de 0 à 16 (16 étant le plus toxique). L'ensemble des valeurs représente également une règle de décision prenant en compte la fréquence et la toxicité d'un produit (Annexe 5). Le programme de traitement de l'exploitation sera considéré et si la somme des valeurs de toxicité de chaque produit sur l'enherbement est supérieure ou égale 16 alors le risque sera maximal pour chacun des niveaux de perturbation. Il faut bien noter que le risque donné par IRFA sera toujours supérieur à l'enherbement TP dans le cas d'un enherbement PP même si le programme de traitement est nul dans le cas d'un enherbement TP. Cet indicateur a pour but d'aider à améliorer les pratiques et en particulier la gestion de l'enherbement.

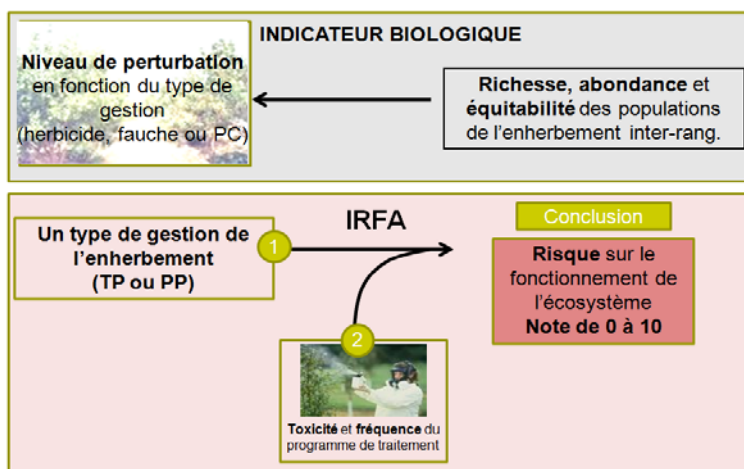


Figure 10 : Construction de l'Indicateur du Risque sur le Fonctionnement de l'Agro-écosystème (IRFA).

La figure 10 permet de mieux comprendre la démarche de construction de cette variable ou indicateur composite. Deux étapes ont été nécessaires afin d'obtenir cet indicateur :

1°) Utilisation des Phytoseiidae en tant que **bio-indicateur** pour différencier et classer les différentes perturbations (PP et TP).

2°) Prise en compte du programme de traitements afin de créer la règle de décision représentant le risque sur le fonctionnement de l'agro-écosystème. Si le risque est égal à 0 alors le risque est maximum, 7 un risque convenable, 10 un risque minimale pour le fonctionnement de l'agro-écosystème.

Il faut voir cette variable comme un indicateur du fonctionnement de l'agro-écosystème au niveau de l'enherbement mais l'ensemble de la parcelle peut être considéré du fait que les autres éléments du paysage participent à l'évolution des populations de Phytoseiidae et donc reflètent d'une manière le fonctionnement de l'agro-écosystème à l'échelle de la parcelle. De plus, l'enherbement serait l'élément clé du paysage de la parcelle puisque c'est lui qui est au cœur des échanges entre les arbres et le reste de la parcelle.

● Récolte des données

Il suffit de noter le type de gestion d'enherbement réalisé par l'agriculteur pour lui attribuer la perturbation de sa gestion de l'enherbement (PP ou TP). Nous sommes, ici, dans le cas où les expérimentations facilitent la récolte de données chez les producteurs. Ensuite grâce au cahier de suivie des pratiques de l'agriculteur qui sera mis en place à partir de septembre 2009, l'usage des produits phytosanitaires pourra être renseigné. Le calcul du risque peut être alors effectué grâce à notre règle de décision (Annexe 5)

III.3 Echange avec les experts dans un cadre de co-construction

Nous avons fait appel, durant la construction de cet indicateur, à deux groupes d'experts. Des recommandations ont été émises. Deux grandes suggestions se voient d'être justifiées afin de prendre en considération la participation des experts : la mise en place d'un **indicateur de la santé du sol** suggérée par la Groupe A et prendre en compte **l'aspect qualitatif de la végétation**, en plus de la richesse spécifique, au niveau de la variable **composition végétale**.

Cette étape doit permettre de voir, durant la construction, si celle-ci est logique et si une variable ou un thème n'a pas été oublié. Une réunion avec les experts du groupe A permettant de mettre à l'épreuve, particulièrement, deux indicateurs du projet DéPhi (Biodiversité et Fertilisation), a eu lieu le 2 avril 2009. Suite à cette réunion le choix des variables a pu être validé. Une suggestion durant cette réunion fût tout de même proposée à savoir évaluer la santé du sol *via* un indicateur biologique en utilisant par exemple les nématodes ou encore la biomasse microbienne. La forme finale des variables devrait être validée après la consultation du groupe B. Un premier document de synthèse de la construction de l'indicateur fût délivré aux experts du groupe B le 12 mai 2009 (Annexe 9) afin qu'ils donnent leur avis sur la construction globale de l'indicateur. Des questions précises ont été formulées dans ce document afin de nous aider dans nos interrogations majeures. Il sera indispensable de consulter à l'avenir les experts afin qu'ils prennent connaissance de la nouvelle forme de l'indicateur suite à leur suggestion et de donner à nouveau leur avis sur l'indicateur « biodiversité ». Cette étape ne fait pas partie du rapport mais est réalisée durant la période du stage.

► **Décision et justification de la suggestion «bio-indicateur de la santé du sol en réponse au groupe A**

Le bio-indicateur qui a été retenu (Phytoseiidae) est un indicateur portant sur l'état de santé du fonctionnement de l'écosystème au niveau de l'enherbement des vergers et non du sol. Cependant le système de culture évalué est celui des agrumes dont les pratiques perturbent peu ou pas le sol en profondeur. La

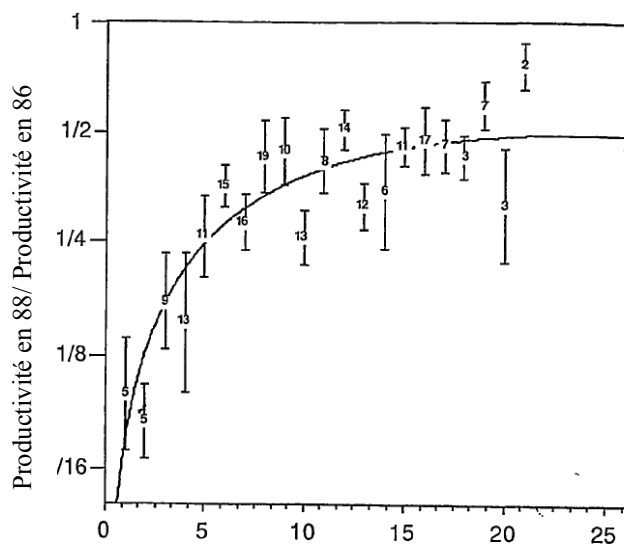
déstructuration du sol *via* les labours n'a en effet pas lieu. Ce type de système de culture est comparable au SCV (semis direct sous couvert végétal). La définition des SCV est un système conservatoire de gestion des sols et des cultures, dans lequel la semence est placée directement dans le sol qui n'est jamais travaillé. La structure du sol en agrume n'est jamais travaillée dans l'ensemble à l'exception de la litière qui peut être modifiée par les pratiques (fauchage, pesticide ou mulch). Un tassement du sol est également possible si la parcelle est mécanisable (rarement le cas en Guadeloupe en Basse-Terre). De plus, la considération du sol a lieu dans d'autres indicateurs tels que celui évaluant l'impact des **produits phytosanitaires** ou encore celui évaluant l'**érosion**. La variable concernant la diversité fonctionnelle de la végétation prend indirectement en compte le sous-système « décomposition » se retrouvant essentiellement dans le compartiment « sol ».

► *Qualité de la végétation en réponse au groupe B*

Certaines explications concernant la valeur fonctionnelle de la composition végétale sont nécessaires afin de répondre à certains de nos questionnements appuyés par ceux des experts. Ces interrogations concernent l'aspect qualitatif de la végétation. Il est vrai qu'il faut se poser la question du lien qu'il existerait entre richesse spécifique et fonction de l'écosystème lorsque le sous-système « plante » de l'écosystème « enherbement inter-rang » est composée uniquement de Poaceae. Il semble logique de penser que les fonctions liées au sous-système « plante » ne peuvent pas être assurées entièrement par les Poaceae. Cependant la relation que nous avons mise en avant ne traite pas la diversité en familles mais bien le nombre d'espèces présentes dans l'aire considérée. Si certaines espèces de la même famille peuvent avoir des fonctions similaires, de la même manière deux espèces de la même famille peuvent avoir des fonctions différentes, alors il semble logique qu'il faille traiter le nombre d'espèces et non les familles par perte d'information.

En réalité, grâce à la relation illustrée dans Vitousek et Hooper (1993) (*cf.* I.2.3.2), l'aspect qualitatif est pris en compte indirectement puisque la relation est construite à partir de connaissances scientifiques traitant les liens existant entre diversité végétale et les fonctions liées au sous-système « plante », ces dernières étant les fonctions liées à la production primaire. Ces fonctions peuvent être la productivité de l'écosystème, la protection du sol, le recyclage des nutriments traduisant en d'autres termes l'ensemble des fonctions permettant la stabilité de l'écosystème. Ce terme se définit comme la propriété d'un écosystème à revenir à son état d'origine suite à une perturbation. Il est donc correct de dire que l'aspect qualitatif est abordé *via* la stabilité de l'agro-écosystème.

La productivité d'un écosystème se définit comme l'ensemble du matériel produit par la croissance des plantes pendant une période précise (Tilman, 1997). D'après cet auteur, l'augmentation de la diversité biologique permet d'atteindre la stabilité de l'écosystème. Une expérience basée sur le lien existant entre résistance et richesse spécifique a permis de donner d'une part une justification à la question sur la qualité de la diversité et de préciser à partir de cette expérience le nombre d'espèces de plantes à considérer pour juger que la diversité végétale d'un écosystème donnée est optimale (fig. 11). La figure présentée ci-contre illustre la résistance à la sécheresse de la végétation de prairie et sa dépendance vis à vis de la richesse spécifique.



Richesse spécifique des plantes avant la sécheresse
Figure 11 : Résistance à la sécheresse de la végétation de prairie et sa dépendance à la richesse spécifique à partir de la mesure de la biomasse de 207 placettes en prairie en 1986 et 1986 (tiré de Tilman, 1997 redessiné à partir de Tilman et Downing, 1994).

Plusieurs études ont mis en évidence cette relation en jouant uniquement sur la richesse spécifiques des plantes (Tilman et Dowing, 1994 ; Naeem *et al.*, 1995). D'autres études ont mis en valeur d'autres fonctions (Annexe 10).

Il faut ajouter que le nombre d'espèces présentes dans une aire donnée dépend des ressources présentes dans le sol mais également de la ressource en lumière. En effet chaque habitat est caractérisé par une unique zone (ou pattern) de ressources (sol et lumière) qui est favorable à un ensemble d'espèces végétales ayant des traits morphologique, physiologique et d'histoire de vie semblable. Cet ensemble de traits correspond à un groupe d'espèces limitant ainsi le nombre d'espèces végétales dans une aire donnée (Tilman, 1988). Ainsi, l'hypothèse que nous faisons sur le lien existant entre la richesse spécifique des plantes présentes dans l'enherbement et l'ensemble des fonctions de la production est vérifiée. Il faut bien comprendre que le sous-système « plante » influence et interagit directement avec les sous-systèmes « herbivorie » et « décomposition » (Loreau *et al.*, 2001 ; Zak *et al.*, 2003). Le sous-système « décomposition », est une fonction et un compartiment important de l'écosystème qui est également lié à la diversité végétale de l'aire donnée (Naeem et Wright, 2003). L'enherbement inter-rang est donc un écosystème, certes à son échelle (parcelle), qui possède des interactions entre êtres vivants autotrophes (plante) et hétérotrophes (décomposeurs, herbivores, prédateurs) dont la lumière du soleil est la source d'énergie.

Autres suggestions

Dans l'ensemble, la construction de l'indicateur a été validée, cependant quelques détails non formulés ci-dessus ont été suggérés par les experts qu'il faut évidemment considérer et justifier la prise de décision faite par la suite (Annexe 11). Certains experts ont été consultés personnellement pour une de leurs compétences.

III.5 Validation de l'indicateur

La validation d'un indicateur environnemental d'après la méthode INDIGO® nécessite plusieurs étapes indispensables : Test de sensibilité, test de faisabilité *in situ* et les tests de validation (cf. II.3.4). Actuellement, 2 des 3 étapes des tests de validation sont en cours de réalisation.

III.5.1 Test de sensibilité

III.5.1.1 Indicateur biodiversité et ses composantes

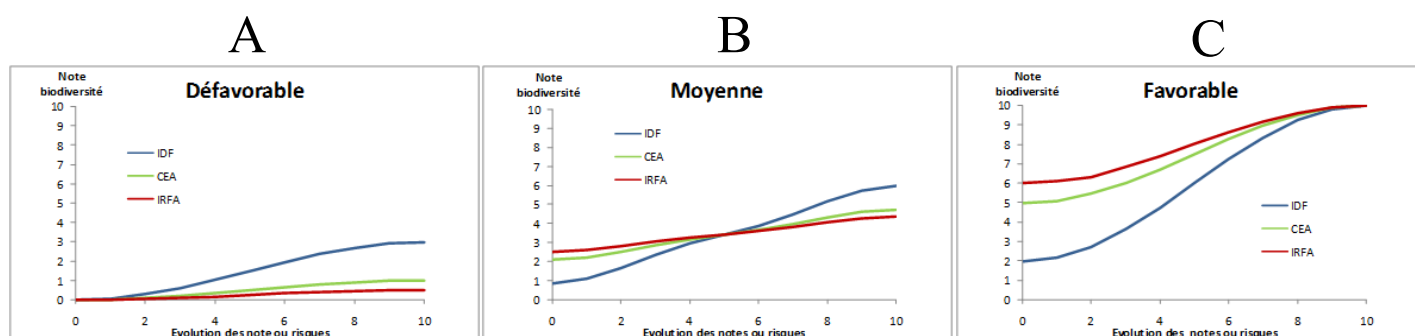


Figure 12 : test de sensibilité de l'indicateur « biodiversité » selon les cas suivants : A) une variable testée et les autres sont bloquées en complètement défavorable, B) une variable testée et les autres sont bloquées sur leur moyenne, et C) une variable testée et les autres sont bloquées en complètement favorable. Les droites de l'indicateur IRFA ont été lissées du fait qu'il est impossible d'avoir une note entre 4 et 6. (cf. fig. 13)

Ce test de sensibilité (fig. 12) permet d'apprécier le poids de chaque variable dans l'indicateur d'après la méthode d'agrégation de la méthode INDIGO® : l'inférence de Sugeno (1985). Les règles de décision (fig. 7) permettent de jouer sur la sensibilité de l'indicateur. Ici, nous remarquons qu'IDF prend plus de poids, de manière générale (A, B et C), que les deux autres modules. C'est particulièrement le cas lorsque

les variables sont fixées en complètement favorable (C). L'amplitude de la note de IEGB, pouvant exister dès lors que la valeur d'IDF varie entre 0 et 10, est de 8 sur une échelle allant de 0 à 10 (cf. courbe bleu en C). Avec les deux autres, au contraire, la note IEGB voit son amplitude varier entre 5 et 10 pour l'indicateur CEA et entre 6 et 10 pour IRFA. Si nous prenons le cas contraire : lorsque nous sommes dans le cas où l'indicateur CEA et IRFA sont en condition complètement défavorable, le poids d'IDF est moins important et ainsi la note finale ne peut pas dépasser la valeur de 3 (A). De manière globale, les modules IRFA et CEA ont moins d'influence sur la note finale mais particulièrement en condition complètement défavorable (A) ou en condition moyenne (B). La bibliographie permet de justifier les conclusions des règles décision (fig. 7). Les règles de décision et leur conclusion respective permettent de jouer avec la note finale de l'IEGB agrumiculture.

III.5.2.2 Test de sensibilité de la variable IRFA

a) Test de sensibilité de la valeur d'IRFA

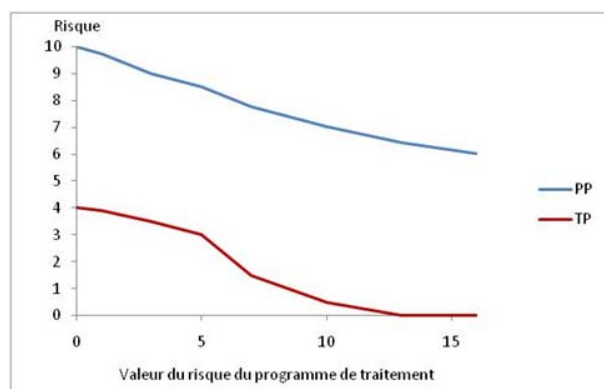


Figure 13 : Test de sensibilité de la valeur d'IRFA selon la gestion de l'enherbement (TP ou PP) et le programme de traitement (0 à 16).

Ce test (fig.13) permet de voir l'originalité de cette variable par l'inexistence de valeur entre 4 et 6 (zone bleu). Ces deux valeurs représentent respectivement un enherbement très perturbé sans programme de traitement sur les arbres (4) et un enherbement peu perturbé avec un programme de traitement très toxique (6). Cette particularité est due au fait que cet indicateur est typique d'un outil de modification des pratiques. Les hypothèses que nous avons faites sur le réservoir des Phytoseiidae est illustré par cette bande bleue présente sur la figure ci-contre. En effet, nous avons volontairement laissé un écart entre un type de gestion perturbant très fortement le fonctionnement de l'enherbement (Fauche ou herbicide) et une gestion permettant un fonctionnement relativement

peu perturbé par les pratiques (plantes de couvertures). Le test montre également la différence d'évolution de la note d'IRFA entre le cas d'un enherbement peu perturbé ayant une évolution relativement stable et un enherbement très perturbé avec une chute de la note à partir de 5 pour la toxicité du programme de traitement.

b) Test de sensibilité in situ de la note IEGB selon le programme de traitement et la gestion de l'enherbement.

Nous avons testé la note de biodiversité de l'IEGB selon les caractéristiques influençant IRFA (fig. 14). Nous avons pu tester de manière simultanée la gestion de l'enherbement et la toxicité du programme de traitement effectuée sur les arbres en prenant des traitements allant de zéro traitement (correspondant à une valeur de 0) à 4 traitements très toxiques (correspondant à une valeur de 16). Il était intéressant de noter la marge de manœuvre que peut obtenir l'agriculteur sur la note finale en jouant sur la gestion de l'enherbement et sur son programme de traitement. Nous remarquons que lorsque le producteur a choisi un enherbement peu perturbé (plante de couverture), sa marge de manœuvre sur la note finale d'IEGB est de 16,7 %. Si maintenant, il choisit un enherbement perturbé, la

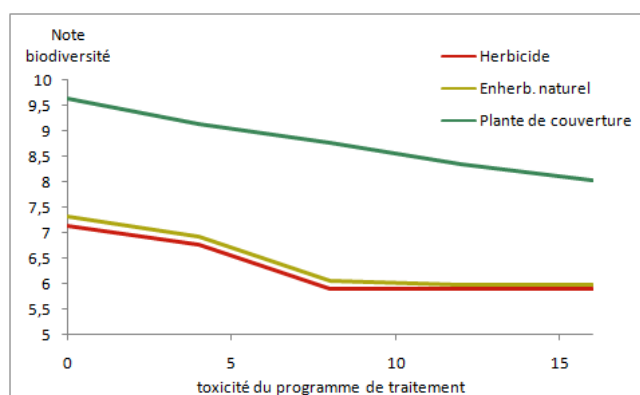


Figure 14 : test de sensibilité in situ de l'indicateur « biodiversité » selon la gestion de l'enherbement et le programme de traitement (0 à 16).

marge de manœuvre est légèrement supérieure 18,4 et 17,3 % pour l'enherbement naturel et l'herbicide respectivement. Cette marge de manœuvre n'est pas négligeable pour un agriculteur souhaitant conserver son type de gestion. Cependant s'il veut vraiment gagner en performance environnementale, il faudra tout de même changer à terme sa gestion de l'enherbement qui est, rappelons-le, la contrainte majeure des producteurs d'agrumes en Guadeloupe. Grâce à l'aménagement relativement favorable de la parcelle expérimentale, nous pouvons faire la remarque que la note IEGB sera convenable avec une gestion par herbicide ou par enherbement naturel, tout deux sans aucune autres pratiques (pas de traitement phytosanitaire des arbres). La gestion par l'enherbement naturel est légèrement supérieure à ce cas. Nous remarquons que cet indicateur permet une décroissance stable de la note lorsque l'enherbement est de type PP (Peu Perturbé) contrairement aux enherbements TP (Très Perturbé) qui subissent une sanction dès lors que la toxicité du programme de traitement dépasse 5. Cette décroissance rapide de la note est volontaire de notre part pour inciter les agriculteurs à changer leur gestion de l'enherbement.

III.5.2 Test de faisabilité

Après avoir testé la sensibilité de l'indicateur, des données brutes ont été collectées à partir de parcelles expérimentales de la station du CIRAD et chez 2 producteurs permettant de tester l'utilisation pratique de l'indicateur. Cette étape permet d'évaluer l'accessibilité des données et de voir les modifications à apporter. Les parcelles expérimentales sont caractérisées par différentes gestions de l'enherbement des vergers d'agrumes en Guadeloupe actuellement réalisées (herbicide) ou innovantes (ex : plantes de couverture). D'une part, la faisabilité a été testée *in situ* et d'autre part l'effet de la pratique a été évalué. Dans un premier temps cette étape a permis certaines modifications de la structure de l'indicateur qui sont visibles qu'une fois la faisabilité testée *in situ*. Ensuite la gestion de l'enherbement favorisant au mieux la biodiversité pourra être identifiée. Cette information permettra à l'avenir de proposer aux gestionnaires des conseils pour assurer un compromis durable entre l'activité humaine et la préservation de la biodiversité.

Le test de faisabilité s'est avéré probant puisque toutes les variables ont pu être renseignées. Cependant quelques ajustements ont été réalisés :

- La prise en compte de la forêt dans les variables s'est avéré indispensable. En effet, il nous a semblé judicieux de considérer la forêt comme une haie dans l'indicateur CEA puisqu'elle a également un pouvoir colonisateur si elle est juxtaposée à la parcelle. Il faut noter également que si nous sommes dans ce cas alors la composition végétale de la strate arborée sera maximale (>10 espèces).
- Une adaptation de la méthode « Tour de champ » appliquée au niveau de la strate herbacée fût nécessaire pour faciliter la récolte des données et s'assurer de transmettre une information juste.

III.5.3 Test de validation

Les tests de validation proposée par la méthode INDIGO® s'établie en 3 partie : test de la construction (article scientifique), test de vraisemblance (expert) et test de la valeur d'usage. A l'heure actuelle, seulement deux étapes sont en cours à savoir la proposition d'un article scientifique et le test de vraisemblance. Ce dernier s'effectuera de la manière suivante : les experts seront confrontés à des données simples de caractérisations de parcelles (Annexe 6) qui ont préalablement évaluées par l'indicateur et ils devront leur donner une note de biodiversité. Des tests de comparaison seront par la suite effectués et nous renseigneront de la justesse et la pertinence de notre indicateur *via* les dires d'experts. L'estimation faite par les experts restera tout de même très subjective. Le test de valeur d'usage commencera dès lors que le projet DéPhi aboutira à la mise en place d'un outil de modification des pratiques ou d'un label. Il serait intéressant d'utiliser l'information découlant des indicateurs pour réaliser un étiquetage environnemental de la parcelle. La norme ISO 14 020 décrit les trois types d'étiquetage: éco-label (ex : AB), auto-déclarations (ex : monoprix, maison verte) et enfin les éco-profil qui sont une simplification des évaluations globales faite pas les Analyses de cycles de vie (*cf.* Norme ISO 14 040 pour la méthodologie). Une sorte d'éco-profil à partir

des données des indicateurs pourrait être une alternative aux éco-labels souvent trop nombreux et donc souvent mal interprétés.

III.6 Utilisation et évaluation de parcelle *in situ*

Dans un premier temps, une analyse de l'évaluation de la parcelle expérimentale du Bouchu a été effectuée du fait de la présence des 3 grands types de gestions de l'enherbement qui y sont représentées : glyphosate (GP), enherbement naturel (EN) et plante de couverture (PC). Ainsi une comparaison des notes selon le type de gestion nous pousse à dire que la meilleure gestion serait l'utilisation d'une plante de couverture (Tableau VII). Ces trois types de gestion au sein de la configuration paysagère de la parcelle génère une valeur de diversité fonctionnelle relativement bonne du fait du nombre de types d'occupation différentes et la diversité floristique importante (arborée = 9 espèces ; herbacée = variable selon GP, EN ou PC). En effet l'évaluation qui a été effectuée avant l'intervention (glyphosate, fauche, sarclage,...) a permis d'obtenir cette note d'IDF élevée. Il faut bien assimiler le fait que l'utilisation d'herbicide et de la fauche perturbe énormément le milieu (*cf.* IRFA en III.2.D) mais ceci peut favoriser la diversité floristique du fait de la remise à zéro de la végétation permettant ainsi une recolonisation végétale rapide surtout après une intervention au glyphosate. En effet, la fauche si elle est effectuée régulièrement favorise à terme les graminées dont la coupe n'empêche pas la repousse rapide contrairement aux dicotylédones qui voient leur diversité diminuer jusqu'à disparaître si ce type de gestion perdure dans le temps. Il existe en région mécanisable, des techniques de gestion de l'enherbement par un léger travail du sol permettant, d'une part, de lutter contre les adventices par diminution de la banque de graine, d'autre part, favorise volontairement ou non la diversité floristique par remontée de cette banque de graine (Murphy *et al.*, 2006). Un léger travail du sol compris entre 5 et 15 cm améliore la diversité floristique par rapport à un système de labour profonde (Vanasse et Leroux, 2000 ; Carter et Ivany, 2006). Finalement grâce à IRFA, les différentes pratiques sont caractérisées d'un point de vue fonctionnalité de l'écosystème « enherbement inter-rang » du fait de la perturbation qu'elles entraînent sur les processus de cet écosystème directement en relation avec la diversité biologique présente.

Chez les producteurs (Tableau VII), nous pouvons remarquer que les parcelles n'ont pas une performance environnementale acceptable à l'exception de *producteur 2* qui obtient une note supérieure au seuil minimal acceptable (7,54). Cependant à l'inverse, la gestion de l'enherbement par un herbicide lui attribue la note la plus faible (3,65). En effet, ce type de gestion influe directement IDF du fait de la perte d'une occupation du sol et d'une diminution de la diversité végétale herbacée (5 espèces face à 12 dans la plante de couverture). Ces résultats sont logiquement corrélés avec la présence, dans ces exploitations, d'une gestion de l'enherbement provoquant un dérèglement d'un point de vue fonctionnement écologique de ce sous-système de l'agro-écosystème. La plante de couverture chez le *producteur 2* lui a permis de ne pas être sanctionné par IRFA. Il serait intéressant de développer ce mode de gestion de l'enherbement sur l'ensemble de son exploitation.

Tableau VII : Résumé de l'évaluation des parcelles agrumicoles. La gestion de l'enherbement est indiquée par GP pour le glyphosate (herbicide), EN pour enherbement naturel et PC pour plante de couverture.

Caractéristiques	PARCELLEBOUCHU			PRODUCTEUR1		PRODUCTEUR2	
	GP	EN	PC	GP	EN	GP	PC
Surface (ha)	0,366	0,366	0,366	0,413	0,413	0,33	0,33
Diversité OS	5	6	6	3	4	3	4
Comp. Végétale	9,5	9,5	6	10	9,5	7	9
IDF	9,35	9,98	8,62	6,07	7,87	5,18	7,7
Surface protégée (CEA)	94%	94%	94%	100%	100%	92%	92%
Perturbation enherbement	TP	TP	PP	TP	TP	TP	PP
Toxicité traitement	faible	faible	faible	neutre	neutre	forte	forte
Fréquence	1	1	1	3	3	1	1
IRFA	3	3	8,5	3,5	3,5	1	7,5
NOTE BIODIVERSITE	6,56	6,77	8,86	4,92	6,1	3,65	7,54

Chez le *producteur 1*, nous remarquons malgré une parcelle de petite taille et des notes plus ou moins correctes en diversité fonctionnelle (cf. note IDF) que ses notes finales sont bien en dessous de la note acceptable (6,1 pour l'enherbement naturel et 4,92 pour la gestion par utilisation de glyphosate). Il serait intéressant chez ce producteur de développer une gestion de l'enherbement plante de couverture qui est, certes lourde en investissement de départ, mais permet, à terme de diminuer la dépendance aux herbicides. Cette variable IRFA permettra donc de mettre au niveau réglementaire national les producteurs de Guadeloupe en ce qui concerne la dose réglementaire d'utilisation d'herbicides en verger. En effet, les producteurs de Guadeloupe, du fait de la contrainte « gestion de l'enherbement », traite 3 à 4 fois l'ensemble de leur parcelle au glyphosate contre 3 fois 30% de la surface totale de la parcelle normalement autorisée. Il est donc intéressant de s'arrêter sur cette variable malgré que ça ne soit pas la variable la plus représentative de la biodiversité présente dans une aire donnée, c'est la variable qui semblerait avoir le pouvoir de décision le plus fort améliorant indirectement l'état de santé de la biodiversité en milieu agricole. En annexe 6, l'illustration des parcelles par vue aérienne et par des photos sur place permettent de mieux cibler le type de verger d'agrumes présent en côte sous le vent en Guadeloupe. Cette approche visuelle est intéressante pour l'étape de validation par les experts (test de vraisemblance, cf. III.5.3) afin de mettre une note biodiversité sur une caractérisation visuelle (cf. annexe 6).

En observant les valeurs IDF et CEA, nous pouvons remarquer que les notes sont relativement bonnes ou proche de la valeur acceptable. Cette remarque reflète le cas spécifique de la culture pérenne en Guadeloupe et particulièrement en côte sous le vent: petite parcelle, nombreux type d'occupation du sol, végétation abondante dû aux conditions tropicales. En effet la caractérisation de ces 3 parcelles permet d'illustrer le cas des parcelles agrumicoles en termes de paysage favorable à la biodiversité. En revanche, les pratiques (IRFA) ont un fort impact pour le fonctionnement de l'agro-écosystème et donc sur l'environnement. Il serait donc intéressant de voir et d'analyser les résultats que nous obtiendrons dans la phase de validation finale chez 15 producteurs volontaires repartis de façon hétérogène en Guadeloupe (à partir d'août 2009). De la manière si nous effectuons l'évaluation en milieu tempéré et surtout n'étant pas en condition insulaire, nous nous apercevrons probablement que les cultures pérennes en métropole auraient probablement une note d'IDF et CEA beaucoup plus faible : grande verger monospécifique en seule culture de rente.

Les résultats de l'évaluation des différentes parcelles ont permis de tester la faisabilité de l'indicateur, d'estimer le temps de récolte des données (1h30-2h) et de son analyse (2h maximum), et d'identifier des pratiques respectueuses de la biodiversité en comparant les niveaux de biodiversité entre eux. Il était donc intéressant de prendre des parcelles relativement hétérogènes (grosse exploitation d'agrumes, petite exploitation diversifiée) dans l'étape de validation finale.

IV Discussion

IV.1 Evaluation globale de la biodiversité

Dans un premier temps, il faut rendre compte, après élaboration de l'indicateur, si celui-ci a répondu à son objectif principal : évaluer la diversité biologique de manière **globale** en vergers d'agrumes et **identifier les aspects** à traiter en particulier. L'état de l'art a permis de cibler une définition de la biodiversité faite par Noss (1990) utilisée par de nombreux auteurs qui l'ont définie comme un système à plusieurs niveaux d'échelle spatiale (paysage ; écosystèmes/communautés ; populations/espèces et gène) comparable à la définition classique établie sur 3 niveaux : écosystème, espèce et gène. Cette définition considère également les aspects fonctionnels, compositionnels et structurels de la biodiversité s'établissant à ces différents niveaux d'échelle spatiale dans une aire considérée. Se baser sur cette définition pour évaluer la biodiversité

dans une zone de gestion donnée permet d'obtenir une vision globale de la diversité biologique présente en un lieu donné.

A partir de nos variables, un schéma basé sur la définition de Noss nous permet d'illustrer et de juger l'évaluation globale de la biodiversité faite par l'ensemble de nos variables (figure 15). La justification des nos règles de décision d'IEGB *agrumiculture* attribuées aux différentes variables (fig.7) peut se faire grâce à ce schéma simple mettant en jeu les 3 niveaux d'échelle spatiale que nous avons évaluées (Paysage, Ecosystèmes/communautés, Populations/espèces) sur les quatre niveaux d'échelle définis par Noss (1990). Les aspects fonctionnel, compositionnel et structurel doivent être évalués pour avoir une bonne image du degré de biodiversité (Duelli et Öbrist, 2003 ; Billeter et al., 2007 ; Levrel, 2007). Ici, il ressort une dominance de l'Indicateur de la Diversité Fonctionnelle (7 sur 9 compartiments évalués). Il serait idéal dans le cadre d'une évaluation globale de se positionner dans au moins deux échelles spatiales différentes et dans les trois piliers. Ceci reste au stade de proposition d'une méthode standard pour l'élaboration d'un indicateur évaluant globalement la biodiversité d'une aire de gestion donnée. Ensuite en fonction des objectifs visés, certains concepts peuvent être appuyés et donc pondérés par le choix et l'agrégation des variables entrant dans l'indicateur évaluant la biodiversité d'un lieu donné. Dans notre cas, le seul compartiment non évalué est au niveau de l'échelle spatiale « populations/espèces » et dans le pilier « structurel ». En effet, nous n'avons pas de module qui pourrait monter la structure des populations et des espèces. IRFA indique la composition mais pas la structure. Il est intéressant de compléter cette définition par les différentes caractéristiques d'un agro-écosystème pouvant influencer le degré de biodiversité proposé par Southwood and Way (1970). L'indicateur « biodiversité » traite l'ensemble de ces caractéristiques:

- La diversité de la végétation dans et autour de l'agro-écosystème (IDF).
- La maintenance d'une diversification des cultures (IDF).
- Le niveau d'intensification (IRFA).
- L'isolation de l'agro-écosystème de la végétation naturelle (CEA).

Nous pouvons donc conclure que le premier objectif a été atteint du fait de l'évaluation globale de la biodiversité rendue par la complémentarité de nos variables. Il est tout de même nécessaire de noter que l'échelle spatiale populations/espèces n'est évaluée que sur certains taxons indicateurs. Il faut donc bien cibler les espèces ou populations à évaluer afin d'étudier celles qui semblent être les plus pertinentes et surtout les plus informatives sur le concept ou processus que l'on souhaite rendre plus lisible. Nos variables sont intéressantes mais il sera indispensable à l'avenir d'adapter les seuils en parallèle des connaissances scientifiques qui évoluent. En effet, nous pouvons nous poser des questions sur les seuils comme les 6 types d'occupation du sol nécessaire ou encore les 20 espèces végétales présentes dans l'enherbement sachant que ces informations sont encore controversées. Les courbes asymptotiques utilisées dans la construction de la variable *composition végétale* sont souvent comparées à des courbes de type linéaire. Cependant la courbe de type asymptotique décrivant un seuil est tout de même souvent validés pour de nombreuses fonctions de l'écosystème telle que la productivité primaire de l'écosystème donc pour le moment les connaissances scientifiques du moment sont bien utilisées (Schwartz *et al.*, 2000 ; cf Tableau VII).

De manière générale, l'indicateur « biodiversité » compare relativement bien des agro-écosystèmes agrumicoles sur le thème global de la biodiversité en lien étroit avec les concepts et processus fondés sur nos objectifs. Pour ces raisons, nous définissons bien cet outil comme un « indicateur d'évaluation globale de la biodiversité en agrumiculture » (*IEGB agrumiculture*).

Le schéma (fig. 15) basé sur la définition de Noss (1990) est intéressant si l'on souhaite traiter un domaine lié à la biodiversité. Comme énoncé dans l'introduction, il est question de choisir les concepts ou valeurs de la biodiversité suivant les objectifs fixés. Ici, notre objectif principal est d'établir un outil d'aide à la décision. C'est pour cette raison que l'évaluation s'est basée d'une part sur la diversité fonctionnelle se traduisant en services écosystémiques (valeur *fonctionnelle* et *utilitaire* de la biodiversité) et d'autre part sur

l'impact que peut avoir les pratiques sur la biodiversité. En traitant ces deux aspects, il semble que nous répondions à l'objectif global. Cependant, il est nécessaire d'évaluer en fonction de la définition d'un indicateur environnementale faite par Girardin *et al* ; (1999) : « *simplifier l'information, compromis entre la connaissance scientifique du moment, les exigences de concision et de simplicité d'emploi des utilisateurs et la disponibilité des données* ».

IV.2 Objectifs de l'indicateur et utilisateurs

La simplification de l'information pour la rendre accessible aux utilisateurs est donnée par la forme finale de l'indicateur « biodiversité ». L'information est clairement simplifiée en 3 indicateurs mettant l'accent sur des aspects à la fois différents et complémentaires pour une compréhension globale. Il est difficile de rendre plus simple l'information d'un terme aussi vaste qu'est la « biodiversité ». Il faut donc prendre le terme d'indicateur « biodiversité » avec à certain recul et surtout l'intégrer dans son contexte. En effet, il serait dans tout les cas impossible d'évaluer par un indicateur l'ensemble de la biodiversité présent mais plutôt les aspects et concepts nous intéressant (Duelli et Obrist, 2003). L'indicateur ne peut évaluer tous les êtres vivants présents sur la parcelle puisque la biodiversité d'une parcelle se résume à l'ensemble du monde vivant présent dans l'agro-écosystème. Les composantes de la biodiversité des agro-écosystèmes peuvent se classer selon leurs rôles qu'ils jouent dans le fonctionnement du système cultural (D'après Swift and Anderson, 1994):

- **Biote productive** : cultures, arbres et animaux choisis par l'agriculteur qui jouent un rôle déterminant dans la diversité et la complexité de l'agro-écosystème.

- **Biote ressource** : organismes (utiles et auxiliaires) qui contribuent à la productivité passant par la pollinisation, le contrôle biologique, la décomposition, etc.

- **Biote destructive** : adventives, arthropodes ravageurs, microorganismes pathogènes, etc. que les producteurs tentent de réduire.

Il faut donc remarquer que la biodiversité peut être soit positive soit négative aux yeux de l'agriculteur. C'est pour cette raison que l'indicateur traite des aspects tels la diversité fonctionnelle rendant compte des services rendus aux agriculteurs par l'écosystème. Mais il est vrai que l'indicateur va évaluer l'ensemble de la biodiversité prenant en compte les biotes productives (arboriculture, haie,...), biotes destructives et les biotes ressources où nous mettons davantage l'accent du fait du consensus que l'on doit faire avec les agriculteurs. Il faut insister sur les concepts qui peuvent toucher directement ou indirectement les cibles. Cet outil à un double rôle : changer les pratiques et évaluer la biodiversité afin de mieux la gérer. Ce double rôle nécessite une bonne interprétation de l'évaluation : un agriculteur serait-il capable de réaliser une évaluation et son interprétation de manière correcte?

Tableau VIII: Niveaux de difficulté de récolte et d'analyse des données pour un agriculteur.

Variables ou indicateurs	Récolte des données	Avantages	Inconvénients
Diversité en type d'occupation du sol	facile	Caractérisation à partir du tableau V	Valeur de caractérisation subjectives
Composition végétale	moyenne	Méthode du "tour de champ" la plus facilement réalisable	Quelques connaissances en botanique
CEA	difficile	Rapide	Nécessité d'équipements et connaissances en SIG.
IRFA	facile	Modification bio-indicateur en une variable simple d'utilisation	

L'évaluation et l'interprétation reste de manière difficile à réaliser par l'agriculteur. En effet l'évaluation pourra se faire en renseignant une plateforme téléchargeable sur internet cependant l'interprétation de cette évaluation demande tout de même de bonne connaissance en agronomie, biologie et écologie. L'idéale serait, évidemment, que l'utilisation de cet outil soit directement effectuée par l'agriculteur pour que d'une part il se sente concerné par ce projet de conception de systèmes de culture innovants et d'autre part pour qu'il prenne conscience des services apportés par la biodiversité et les fonctions associées. Il est très difficile pour un agriculteur qui n'en a pas forcément les connaissances

d'analyser sa situation agro-écologique. De plus s'il veut remplir la plateforme de renseignements, il doit pouvoir récolter une partie des données nécessaires aux variables et donc il est indispensable d'avoir les compétences et le matériels requis (savoir différencier des espèces végétales, utiliser un GPS, cartographier,...). Il est possible d'utiliser le parcellaire (image aérienne) pour remplir les données de l'indicateur CEA mais les surfaces seront moins précises. Certaines informations seront obligatoirement récoltées par un technicien. Ceci ne répond donc qu'en partie à la définition de Girardin *et al.* (1999) à savoir l'accessibilité et la facilité de récolte des données par l'utilisateur. Il faut donc redéfinir l'utilisateur réel de l'indicateur car certaines de nos variables sont plus difficiles à renseigner pour un agriculteur (voir tableau VIII).

Il faut donc caractériser les utilisateurs potentiels de cet indicateur. Il faut associer à cet outil des structures, filières ou encore à un statut professionnel (technicien, conseiller en agriculture, expert,...) pouvant utiliser facilement cet outil et surtout donner les bons conseils suivants l'évaluation. Un niveau de technicien serait le statut le plus adapté pour ce type d'évaluation et les conseils qui s'ensuivent.

L'interprétation de l'évaluation de la biodiversité par les différentes variables reste le point le plus important à développer pour une meilleure gestion de la parcelle. Des organismes spécialisés dans l'expertise agricole ou environnementale seraient le type de structure le plus apte à utiliser l'indicateur et d'en faire un outil d'aide à la décision performant. Les conseils générés à la suite de l'interprétation sont l'étape la plus importante dans la prise de décision. Les structures pouvant traiter les expertises agricoles et pouvant être potentiellement les futurs utilisateurs seraient des organismes tels que les Chambres d'agriculture, les bureaux d'expertise, les associations de producteurs, etc. L'utilisation de l'outil d'aide à la décision peut se résumer à la prise de décision suivant les conseils (fig. 16). Une autre utilisation envisageable serait un outil de diagnostic pour les Mesures Agri-environnementales (MAE) agriculteurs.

V Conclusions et perspectives

L'objectif de cette méthodologie participative a permis de construire un indicateur d'évaluation globale de la biodiversité en agrumiculture. Cet outil est composé de trois modules distincts étant des sous-indicateurs simples ou composites de l'indicateur IEGB agrumiculture. L'Indicateur de Diversité Fonctionnelle (IDF), est basé sur le fonctionnement de l'écosystème *via* une relation asymptotique entre biodiversité, représentée par la diversité écosystémique (variable *diversité en types d'occupation du sol*) ou/et par la diversité spécifique (variable *composition végétale*), et les fonctions de l'écosystème. Cette relation est souvent controversée, il faut donc bien définir les variables et leur attribuer un rôle précis. La justification de cette relation asymptotique (*cf.* fig. 2, fig. 3 et fig. 10 et tableau VII) nous a permis de l'utiliser à juste titre cependant une attention particulière devra être portée sur les études à venir dans le domaine : Biodiversité et fonctions de l'écosystème (BEF). Ensuite un indicateur, permettant de donner une note à la situation de la parcelle agrumicole par rapport à la végétation naturel (forêt) ou semi-naturelle (haie) en bordure de verger, a été réfléchi et mise en place. Cette variable est très importante pour différencier les grandes parcelles sans présence de haie des petites parcelles pouvant être proche de la forêt ou d'une haie. Le dernier indicateur semble également indispensable pour prendre en compte la perturbation des pratiques sur le fonctionnement de l'agro-écosystème. Ce fonctionnement de l'écosystème « enherbement inter-rang » peut être peu ou très perturbé selon les pratiques. Un indicateur biologique est en cours de validation (Phytoseiidae) sur la station du CIRAD de Vieux-Habitants et il nous a permis ainsi d'utiliser cet indicateur très sensible aux pratiques agricoles pour classer les types d'enherbement de manière significative (Mailloux *et al.*, 2009). Il est sorti de ces analyses que l'enherbement le moins perturbant pour l'écosystème serait la plante de couverture. En effet cette plante de couverture sert de protection et de zone tampon. Nous parlons de zone tampon car nous pensons que cette plante protège le sol et la faune des produits phytosanitaires volatils. C'est pour cette raison que nous entrons également dans cet indicateur le programme de traitement réalisé sur les arbres. L'indicateur de Risque sur le Fonctionnement de l'Agro-écosystème est le plus intéressant pour changer les pratiques (*cf.* test de sensibilité). Ceci est directement dû au contexte de la Guadeloupe où le principal problème environnemental est l'utilisation d'herbicide pouvant atteindre une dose quatre à cinq fois supérieure à la réglementation.

En effet l'IEGB *agrumiculture* s'est construit par rapport au contexte local et aux objectifs de chacun des acteurs. Il était donc indispensable de traiter un aspect bien précis de la contrainte principale : gestion de l'enherbement. Cette contrainte est de manière générale la contrainte principale des cultures pérennes. IRFA est directement lié à cette gestion. Il serait donc intéressant de tester cet indicateur dans un autre contexte. Par exemple, un test de faisabilité en milieu tempéré pourrait nous renseigner sur les possibles adaptations. Il est indispensable d'évaluer en milieu tempéré où les points noirs de l'évaluation seront probablement observables sur les modules IDF et CEA.

L'intérêt de cet outil est dans un premier temps d'aider les agriculteurs à améliorer leur système de culture sur le plan de la durabilité sans oublier l'aspect conservation de la biodiversité en agriculture. De manière globale, lorsque la note IEGB augmente alors la biodiversité globale est améliorée qualitativement dans le même temps. Il n'existe pas d'unité associée directement à la biodiversité dans son ensemble. A partir de connaissances actuelles sur la biodiversité nous avons pu tirer les traits essentiels de son évaluation en agriculture. La compréhension des mécanismes, processus ou propriétés favorables à la biodiversité nous a permis d'établir un outil permettant à la fois d'améliorer les systèmes de cultures et de favoriser la conservation ou l'introduction de la biodiversité dans les agro-écosystèmes.

L'indicateur biodiversité reste très générique et il peut s'adapter à d'autre contexte. En effet dans un avenir proche, il est serait intéressant d'étendre son utilisation à d'autres cultures pérennes afin d'évaluer également leur impact sur la biodiversité. Avant cette projection dans le futur, il sera indispensable de consulter à nouveau les experts par un nouveau document de synthèse (en cours) afin qu'il valide définitivement la construction. Egalement, il faudra attendre la validation par les paires de cet outil d'évaluation de la biodiversité et du fonctionnement écologique d'un agro-écosystème de culture pérenne. Un article en cours d'écriture permettra une validation de ce travail.

Référence Bibliographie

- Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. And Environ.* 74, 19-31.
- Altieri, M.A., Letourneau, D.K., Davis, J.R., 1983. Developing Sustainable Agroecosystems. *BioScience*, Vol. 33, No. 1, p 45-49.
- Barr, C. J., Bunce, R. G. H., Clark R. T., Fuller, R. M., Gillespie, M. K., Groom, G. B., *et al.*, 1993. *Countryside Survey 1990, Main Report*. In: Baudry, J., Bunce R.G.H. et Burel, F., 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management* 60, 7-22.
- Baudry, J., Bunce R.G.H. et Burel, F., 2000. Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management* 60, 7-22.
- Beaulieu, F., Weeks, A. R., 2007. Free-living mesostigmatic mites in Australia: their roles in biological control and bioindication. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 47: 460-478.
- Beierkuhnlein, C., 2000. Personal communication. *Electronic conference on "Biodiversity Assessment an Indicators*. Rostock (Germany), Nov. 1999 – Janv. 2000. In : Büchs, W., 2003. Biodiversity and agri-environmental indicators – general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 35-78.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudr, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W.R.K.E., Zobel, M., and Edwards, P.J., 2007. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45, 141-150.
- Binns, E. S., 1982. Phoresy as migration: some functions and aspects of phoresy in mites. *Biological Review, Mainz*, 57: 571-620.
- Bockstaller, C. et Girardin, P., 2002. How to validate environmental indicators ? *Agricultural Systems* 76: 639-653.
- Büchs, W., 2003. Biodiversity and agri-environmental indicators – general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 35-78.
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D. *et al.*, 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19, 47–60.
- Carter, M.R. et Ivany, J.A., 2006. Wedd seedbank composition under three long-term tillage regimes on a fine sandy loam in Atlantic. *Soil and Tillage Research* 90, 29-38.
- Cauchard, S., 2008. Mise en place d'une méthode de suivi des populations aviaires dans les vergers Martiniquais. *Rapport de stage de Master 1 GIBV de l'Université de Rennes 1*, 5-10.
- CERDD, 2008. Territoires et biodiversité : ricochets économiques, sociaux et écologiques. *Les Ateliers-débat du Cerdd* du 15 janvier 2008, Frelinghien : 8p.
- Chicouène, D., 2000. Evaluation du peuplement de mauvaises herbes en végétation dans une parcelle : II – Protocoles rapides pour un usage courant. *Phytoma – Défense des cultures* 524 : 18-23.

CNUED Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement, 1992.

Croft, B.A., McMurtry, J.A., Luh, H.K., 1998. Do literature records of predation reflect food specialization and predation types among phytoseiid mites (Acari: Phytoseiidae)? *Exp. Appl. Acarol.* 22: p. 467–480.

Daily, G.C., 1997. What are Ecosystem Services. In: Illustrated (Eds.). *Nature's services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Chapitre 1.

De Moraes, McMurtry, J.A., Denmark, H.A. et Campos, C.B., 2004. A revised catalog of the mite family Phytoseiidae. *Magnolia Press (Eds.), Zootaxa* 434, 487p.

De Snoo, G.R., 1999. Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. *Landscape and Urban Plan.* 46, 151–160.

Debras, J.F., Cousin, M., Rieux, R., 2003. Combien d'espèces planter dans la haie du verger ? Nombre optimal d'espèces végétales pour une haie composite réservoir d'auxiliaires. *Phytoma. La défense des végétaux* 556, p. 44-50.

Döring, T.F., Möller, A., Wehke, S., Schulte, G., Broll, G., 2003. Biotic indicators of carabid species richness on organically and conventionally managed arable fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 133-139.

Duelli, P., Obrist, M.K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures, *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, p. 87-98..

Ewel, J.J., Mazzarino, M.J., Berish, C.W., 1991. Tropical soil fertility changes under monocultures and successional communities of different structure. *Ecol. Appl.* 1, p. 289–302. In: Schulze, E.D., Mooney H.A. (Eds.), *Biodiversity and Ecosystem function*.

Fischesser, B. et Dupuis-Tate M.-F., 1996. *Ecologie : guide illustré* (Cemagref Editions): 319p.

Forman, R.T.T. et Baudry J., 1984. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environ. Manag.* 8, p. 495-510.

Fournet, J., Hammerton, J.L., 1991. Weeds of lesser antilles-mauvaises herbes des petites antilles. INRA, Paris (INRA Eds.) : 214p.

Fournet, J., 2002. Flore illustrée des phanérogames de Guadeloupe et de Martinique. CIRAD (Gondwana Eds.): 2538p. (Tome 1 et 2).

Girardin P., Bockstaller, C., Van der Werf, H. (1996). Evaluation of the sustainability of a farm by means of indicators. *Resource Management in Fragile Environments* (R.K Behl, A.P.Gupta, A.L. Khurana and A. Singh, ed.): 280-296.

Girardin, P., Bockstaller C., Van der Werf, H.M.G., 1999. Indicator: Tools to Evaluate the Environmental Impacts of Farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 13, 5-21.

Gabriel, D., Thies, G., Tschardtke, T., 2005. Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7, 85-93.

Hinsley, S.A. et Bellamy, P.E., 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds : A review. *Journal of Environmental Management* 60, 33-49

IEEP (Institute European Environmental Policy), 2007. HNV Indicators for Evaluation, rapport final pour la Direction Générale de l'Agriculture. 10p.

- Keichinger, O., 2006. Construction des indicateurs de la méthode INDIGO® pour les cultures légumières de plein champ. INRA Nancy Colmar. Non publié.
- Kumral N. A., Kovanci B., 2007. The diversity and abundance of mites in agrochemical-free and conventional deciduous fruit orchards of Bursa, Turkey. *Türk. entomol. derg.* 31, N°2, 83-95.
- Kreiter, S., 1991. Les caractéristiques biologiques des acariens prédateurs d'acariens et leur utilisation en lutte biologique. *Progrès Agricole et Viticole* 108, N°11.
- Kreiter, S., Gracin Tixier, M.-S., Bonafos, R., Auger, P., Guichou, S. Cheval, B., Bourgeois, T., Laporte, M. et Caumette, S., 2003. *Les Acariens ravageurs et auxiliaires des plantes. Journée « Formation – Information », Agro – Montpellier*, 160p.
- Le Bellec, F., Renard-Le Bellec, V., 2008. Le jardin créole : Produire en respectant l'environnement. *Orphie (Ed.)*, 3^{ème} trimestre 2008, 45p.
- Le Bourgeois, T., 1993. Les mauvaises herbes dans la rotation cotonnière au Nord-Cameroun. Amplitude d'habitat – Degré d'infestation. Thèse de doctorat, Montpellier II, Montpellier, France.
- Le Breton, G., Le Bourgeois T., 2005. Analyse de la flore adventice de la lentille à Cilaos – Réunion. Document CIRAD, UMR PVBMT, 19p.
- Le Roux, X., Barbault R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.P., Trommetter, M. (Eds.), 2008. Agriculture et Biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 113p.
- Levrel, H., 2007. Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité. *Les cahiers de l'IFB (Institut Français de la Biodiversité)*, 94p.
- Long, R.F., Corbett, A., Lamb, C., Reberg-Horton, C., Chandler J., Stimmann, M., 1998. Beneficial insects move from flowering plants to nearby crops. *Calif. Agric.* 52: 23-26.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D. et Wardle, D.A., 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804-808.
- McMurtry, J.A., Croft, B.A., 1997. Life-styles of phytoseiid mites and their roles in biological control. *Annu. Rev. Entomol.* 42, 291–321.
- Maillet, J., 1981. Evolution de la flore adventice dans le montpelliérain sous la pression des techniques culturales. *Thèse de DDI, USTL*, Montpellier, France. In : Le Breton, G. et le Bourgeois, T., 2005. Analyse de la flore adventice de la lentille à Cilaos – Réunion. Document CIRAD, UMR PVBMT, 19p.
- Mailloux, J., Kreiter, S., Tixier M.S., Le Bellec, F., Pfohl, M., 2009. Influence of cover management on density and diversity of Phytoseiidae (acarii). *In Press* .
- Marrs, R.H., Williams, C.T., Frost, A.J., Plant, R.A., 1989. Assessment of effects of herbicide spray drift on a range of plant species of conservation interest. *Environ. Pollut.* 59, 71–86.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277, 504–509.
- McMurtry, J.A., Croft, B.A., 1997. Life-styles of phytoseiid mites and their roles in biological control. *Annu. Rev. Entomol.* 42, 291–321.

- Moonen, A.-C., Barberi, P., 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agric. Ecosyst. Environ.* 127, 7-21.
- Murphy, S.D., Clements, D.R., Belaoussof, S., Kevan, P.G., Swanton, C.J., 2006. Promotion of weed species diversity and reduction of weed seedbanks with conservation tillage and crop rotation. *Weed Science* 54, 69-77.
- Naeem, S., Thompson, L.J., Lawler, S.P., Lawton, J.H., Woodfin, R.M., 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368, 734-737.
- Naeem, S., Thompson, L.J., Lawler, S.P., Lawton, J.H. et Woodfin, R.M., 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* 347, 249-262.
- Naeem, S. et Wriqth, J.P., Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable. *Ecology Letters* 6, 567-579.
- Norris, F. et Kogan, M., 2005. Ecology of Interactions between Weeds and Arthropods. *Annu. Rev. Entomol.* 50, 479-503.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Cons. Biol.* 4, 355-364.
- OCDE, 1999. Indicateurs environnementaux pour l'agriculture. *Séminaire sur la Mesure des répercussions de l'agriculture sur l'environnement, du 22 au 25 septembre 1998 à New York.*
- Paoletti, M.G., 1999. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agric. Ecosyst. And Environ.* 74, 1-18.
- Patty, L., Real, B., Gril, J.J., 1997. The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. *Pesticide Sci.* 49, 243-251.
- Petit, S. et Usher, M.B., 1998. Biodiversity in agricultural landscapes : the ground beetle communities of woody uncultivated habitats. *Biodiversity and Conservation* 7, p. 1549-1561.
- Pfohl, M., 2009a. Manuel d'acquisition des données de l'Indicateur d'Evaluation Globale de la Biodiversité (IEGB) en agrumiculture. Station CIRAD Vieux-Habitants (Guadeloupe), UR Horsyst, 5p. (Disponible sous demande auprès de la Station du CIRAD de Vieux-Habitants)
- Pfohl, M., 2009b. Manuel d'acquisition des données de l'indicateur de la Capacité d'Echange de l'Agro-écosystème (CEA). Station CIRAD Vieux-Habitants (Guadeloupe), UR Horsyst, 13p. (Disponible sous demande auprès de la Station du CIRAD de Vieux-Habitants)
- Prischmann D.A., James D.G., Wright L.C., Tereyck R.D., Snyder W.E., 2005. Effects of chlorpyrifos and sulfur on spider mites (Acari: Tetranychidae) and their natural enemies. *Biological control* Vol. 33, p 324-334.
- Sastre, C., Breuil, A., 2007. Plantes, milieux et paysages des Antilles françaises : Ecologie, biologie, identification, protection et usages. Biotope, Mèze, (Collection Parthénope) : 672p.
- Schulze, E.A., Mooney, H.A. (Eds.), 1993. Biodiversity and Ecosystem Function. *Springer-Verlag, Berlin.*
- Schwartz, M. W., Brgham, C.A., Hoeksema, J.D., Lyons, K.G., Mills M.H. et van Mantgem, P.J., 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: Implication for conservation ecology. *Oecologia* 122, 197-305.

- Simon, S., Sauphanor, B., Defrance, H., Lauri, P.E., 2009. Manipulation des habitats du verger biologique et de son environnement pour le contrôle des bio-agresseurs: des éléments pour la modulation des relations arbre-ravageur-auxiliaire. *Innovations Agronomiques* 4, 125-134.
- Sugeno, M., 1985. An introductory survey of fuzzy control. *Information Sciences* 36, p. 59-83.
- Swift, M.J., Izac A.-M.N., va, Noordwijk M., 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes- are we asking the right questions? *Agric. Ecosyst. And Environ.* 104, 113-134.
- Swift, M.J., Anderson, J.M., 1994. Biodiversity and ecosystem function in agroecosystem. In: Schultze, E., Mooney, H.A. (Eds.), *Biodiversity and ecosystem function*. Springer, New York, 57-83.
- Tilman, D., 1988. Plant Strategies and the Dynamics and Function of Plant Communities. *Monographs in Population Biology*, R.M May (Eds).
- Tilman, D. et Downing, J.A., 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367, 363-365.
- Tilman, D., 1997. Biodiversity and ecosystem functioning. *Nature's Services Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington, D.C., Chapter 6, 93-112.
- Vandermeer, J., Van Noordwijk, M., Anderson, J., Ong, C., Perfecto, I., 1998. Global change and multi-species agroecosystems: concepts and issues. *Agric. Ecosyst. Environ.* 67, 1-22.
- Van Der Werf, H. et Zimmer, C., 1998. An Indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. *Chemosphère* 36 (10), 2225-2249.
- Van Helden, M., Decante, D., Papura, D., Chauvin, B., 2004. L'aménagement des haies et des zones enherbées en viticulture. In : Une stratégie de protection des sols aux effets complexes : l'enherbement. *Colloque régional du 21 juin 2006 au Campus Inra-Agro Montpellier*.
- Vanasse, A. et Leroux, G.D., 2000. Floristic diversity, size and vertical distribution of the weed seedbank in ridge and conventional tillage systems. *Weed Science* 48, 435-460.
- Vitousek, P.M., Hooper, D.U., 1993. Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry. In: Schulze, E.D., Mooney, H.A. (Eds.), *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, Berlin, 3-14.
- Wyss, E., 1996. The effects of artificial weed strips on diversity and abundance of the arthropod fauna in a Swiss experimental apple orchard. *Agric. Ecosyst. And Environ.* 60, 47-59.
- Zak, D.R., Holmes, W.E., White, D.C., Peacock, A.D. et Tilman, D., 2003. Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links? *Biology* 84(8), 2042-250.

ANNEXES

Liste des annexes

Annexe 1 : Tableau détaillé de la justification de la caractérisation des différents types d'occupation du sol.

Annexe 2 : Tableau des règles de décision de la variable composition végétale.

Annexe 3 : Les Phytoseiidae en tant que bio-indicateur (Justifications complémentaires).

Annexe 4 : Construction de l'indicateur biologique permettant de noter l'effet global de la gestion de l'enherbement sur les populations de Phytoseiidae.

Annexe 5 : Règles de décision de la variable ou module IRFA (Indicateur de Risque sur le Fonctionnement de l'Agro-écosystème).

Annexe 6 : Illustration des évaluations des parcelles évaluées (cf. III.6) dont les aménagements sont présentés par photo aérienne et sur place.

Annexe 7 : Tableau comparatif des différents indicateurs construits.

Annexe 8 : Plateforme de renseignement des données permettant d'obtenir le résultat de l'évaluation.

Annexe 9 : Première page du document de synthèse résumant la construction de l'indicateur envoyé aux experts du Groupe B le 12 mai 2009.

Annexe 10 : Exemples d'études portant sur l'effet de la diversité végétale d'un écosystème sur des procédées biologiques.

Annexe 11 : Résumé des échanges avec les experts par support et consultation personnelle.

ANNEXE 1 : Tableau détaillé de la justification de la caractérisation des différents types d'occupation du sol.

<i>L'arboricultu</i>	La culture d'agrumes au niveau de la parcelle est une occupation du sol qui doit être considéré dans la variable puisqu'elle joue un rôle dans l'hétérogénéité du paysage dont elle est une composante. Ce type d'occupation du sol abrite ou attire une diversité faunistique importante telle que les oiseaux (Cauchard, 2008) mais également l'entomofaune, arachnofaune, etc.
<i>L'occupation inter-</i>	Tout d'abord, l'occupation inter-rang sera prise en compte dès lors que celle-ci ne subit aucun traitement chimique. Ensuite, une occupation inter-rang de 1m minimum entre les rangs d'agrumes paraît le plus juste pour considérer celle-ci comme une occupation du sol. En effet, il est conseillé de laisser un espacement entre les frondaisons des arbres afin de limiter les enchevêtrements et les transmissions de maladies et ravageurs. Un espacement de 1m est suffisant si l'agriculteur entretient manuellement. Si ce n'est pas le cas, la distance augmente du fait de la nécessité d'un passage pour un engin agricole. Ce type d'occupation peut être une culture inter-rang, un enherbement naturel ou il peut être maîtrisé (plantes de couvertures).
<i>Les</i>	En vergers d'agrumes il est possible d'avoir des haies naturelles ou non (ex : brise-vent) qui hébergent une diversité faunistique et floristique. Les haies peuvent servir de corridor pour de nombreuses espèces vivant en lisière de forêt (Forman et Baudry, 1984). Par exemple en ce qui concerne les oiseaux, une étude a montré que les caractéristiques des haies (largeur, hauteur, composition) jouent un rôle au niveau de la richesse spécifique de l'avifaune. Une largeur de 1-2m est convenable (2 étant l'idéal) et une hauteur de 2,5m contribue à l'obtention d'une richesse spécifique maximale (Hinsley et Bellamy, 2000). De plus, à travers les dires d'experts, les traits pour caractériser ont été définis par : une hauteur de 2m et une largeur de 1m (Sarhou, Expert). En ce qui concerne la longueur, Barr <i>et al.</i> (1993) a défini celle-ci avec une valeur minimale de 20m . En résumé, nous considérons une haie comme une occupation du sol dès lors qu'elle respecte ces critères : Longueur = 20m, largeur = 1m et hauteur = 2m .
<i>Les bandes</i>	C'est une zone située à l'extérieur du verger mais présente dans la parcelle . Ces bandes peuvent être composées de plantes herbacées telles que les fleurs sauvages ou encore des régénérations naturelles de culture. Ces bandes sont considérées permanentes, de la même manière que l'occupation inter-rang, dès lors que ce n'est pas traité chimiquement. Un manque d'études sur l'effet de ces bandes végétales sur des taxons tels que les amphibiens, reptiles, hétéroptères et un manque d'information sur la qualité et la quantité des bordures de champs sont visibles ce qui ne permet pas d'établir des caractéristiques précises sur les bandes herbacées ou floristiques des vergers. Cependant il est conseillé de laisser un espacement de 10m entre les brise-vent si présence il y a et la culture d'agrumes pour éviter la compétition de la haie (Le Bellec, 2008). D'après les fiches techniques du CREN Languedoc-Roussillon, une largeur entre 3 et 6m est convenable mais plus cette largeur augmente, plus la bande enherbée sera efficace. De plus d'après la littérature, quelques chiffres apparaissent qui peuvent indirectement influencer la biodiversité environnante. Des largeurs allant de 3 à 18m (de Snoo, 1999 ; Marrs <i>et al.</i> , 1989 ; Patty <i>et al.</i> , 1997) permettent de filtrer efficacement les intrants. En résumé, une présence d'une bande herbeuse d' au moins 6m de large sur au moins un côté du verger est nécessaire pour considérer celle-ci comme une occupation du sol. Le fait de prendre 6m permet d'avoir une certaine exigence d'une part envers les parcelles ne possédant pas de brise-vent et d'autre part prendre que 3m serait se limiter au minimum qui ne correspond aux objectifs de l'indicateur étant de modifier les pratiques agricoles vers une amélioration de la biodiversité au sein du monde agricole.
<i>La</i>	Noter la présence d'une forêt juxtaposée à la parcelle (20m aux alentours) est intéressant du fait du rôle réservoir de la biodiversité que peut jouer un milieu forestier. Certes cette occupation du sol ne fait pas partie de l'agroécosystème mais joue un rôle important dans la colonisation de la biodiversité dans la parcelle et dans l'intégrité de la parcelle dans le paysage. Les habitats boisés sont les éléments les plus stables du paysage agricole et jouent un rôle dans la maintenance de la biodiversité (Petit et Usher, 1998). La recolonisation de la flore et de la faune dans les haies jeunes se fait plus rapidement lorsqu'il existe à proximité des bosquets ou des haies qui abritent déjà une forte biodiversité.
<i>Les autres</i>	La polyculture est caractéristique des agroécosystèmes traditionnels qu'il peut ou qu'il a pu exister au Kenya par exemple (petite ferme, La richesse spécifique de toutes composantes biotique d'un agroécosystème traditionnel est comparable avec ce qui existe dans les écosystèmes naturels (Altieri, 1999). Il est donc nécessaire de prendre en compte dans les occupations du sol, les éventuelles cultures présentes (autres que des agrumes) à juxtaposée à la parcelle (< 20m) . De plus, ceci est une composante essentielle de la l'hétérogénéité du paysage.

ANNEXE 2 : Tableau des règles de décision de la variable composition végétale. Il représente une méthode d'agrégation que nous construis sans la logique mais juste en donnant une valeur de conclusion à une combinaison strate haute/strate herbacée que l'on peut considérer comme un ensemble de règles de décisions.

Strate haute	Strate herbacée	Conclusions
Inférieur ou égale à 2	Inférieur ou égale à 2	0
	[3;8]	1
	[9;14]	3
	[15;19]	5
	Supérieur ou égale à 20	6
3 et	Inférieur ou égale à 2	1
	[3;8]	4
	[9;14]	5
	[15;19]	6,5
	Supérieur ou égale à 20	7
4 et	Inférieur ou égale à 2	2
	[3;8]	5
	[9;14]	6,5
	[15;19]	7
	Supérieur ou égale à 20	7,5
5 et	Inférieur ou égale à 2	3
	[3;8]	6,5
	[9;14]	7,5
	[15;19]	7,8
	Supérieur ou égale à 20	8
6 et	Inférieur ou égale à 2	3,5
	[3;8]	5
	[9;14]	7
	[15;19]	8
	Supérieur ou égale à 20	8,5
7 et	Inférieur ou égale à 2	3,5
	[3;8]	5,5
	[9;14]	7,5
	[15;19]	8,8
	Supérieur ou égale à 20	9
8 et	Inférieur ou égale à 2	4
	[3;8]	6
	[9;14]	8
	[15;19]	9,5
	Supérieur ou égale à 20	10
9 et	Inférieur ou égale à 2	4,5
	[3;8]	6,5
	[9;14]	8,5
	[15;19]	9,5
	Supérieur ou égale à 20	10
Supérieur ou égale à 10 et	Inférieur ou égale à 2	5
	[3;8]	7
	[9;14]	9
	[15;19]	9,5
	Supérieur ou égale à 20	10

ANNEXE 3 : Les Phytoseiidae en tant que bio-indicateur (Justifications complémentaires)

→ Sensible aux perturbations

Un bio-indicateur peut être défini comme une espèce ou un assemblage d'espèce qui particulièrement lié aux traits spécifiques du paysage et/ou réagit aux impacts et aux changements (Paoletti, 1999).

En ce référant au site e-phy (e-phy.agriculture.gouv.fr), l'accès à de nombreuses données de sensibilités d'acariens face à différents produits phytosanitaires confirme davantage l'influence des perturbations environnementales (pratiques agricoles) sur la composition en Phytoseiidae en complément de nos résultats *in situ*.

→ Diversité en groupes fonctionnels

Les Phytoseiidae est une famille d'acariens prédateurs d'acariens ravageurs donc considérés comme des ennemis naturels. Le trait intéressant de cette famille est sa diversité en régime et comportement alimentaire qui se traduit par une diversité biologique et écologique au sein de cette famille et par conséquent ceci est également observé dans le réseau trophique associé. Selon la classification de McMurtry et Croft (1997), il ressort une grande diversité de comportement alimentaire chez les Phytoséiidae. En effet ces acariens sont soit spécialistes soit généralistes et une diversité de comportement existe également au sein de chaque groupe. De plus, entre généralistes et spécialistes, il existe des comportements intermédiaires. Croft (1998), à partir de 13 Phytoséiidae et 6 groupes de nourriture-proie, a pu affirmer que cette famille avait le record en trait d'histoire de vie (Type I à IV). Les traits d'histoire de vie se définissent par la distribution des événements majeurs au cours de la vie d'un individu qui contribuent directement à la production et à la survie des descendants (période et intensité de reproduction, durée de vie, taille à la naissance, etc). L'intérêt d'avoir une diversité en traits d'histoire de vie reflète une diversité en groupes fonctionnels et ainsi traduit une diversité fonctionnelle au sein d'un système. Un groupe fonctionnel est caractérisé par les mêmes traits écophysiologiques et d'histoires de vie (Moonen & Barberi, 2008). Au sein de la famille des Phytoseiidae, nous avons ainsi différents groupes fonctionnels. Il faut noter aussi que ces différents types sont influencés par la présence de proie ou non mais avant tout par le monde végétal (structure et morphologie des plantes). Nous avons ici le lien que nous avons mentionné auparavant concernant la relation entre la diversité floristique et faunistique.

→ Indicateur du fonctionnement de l'écosystème

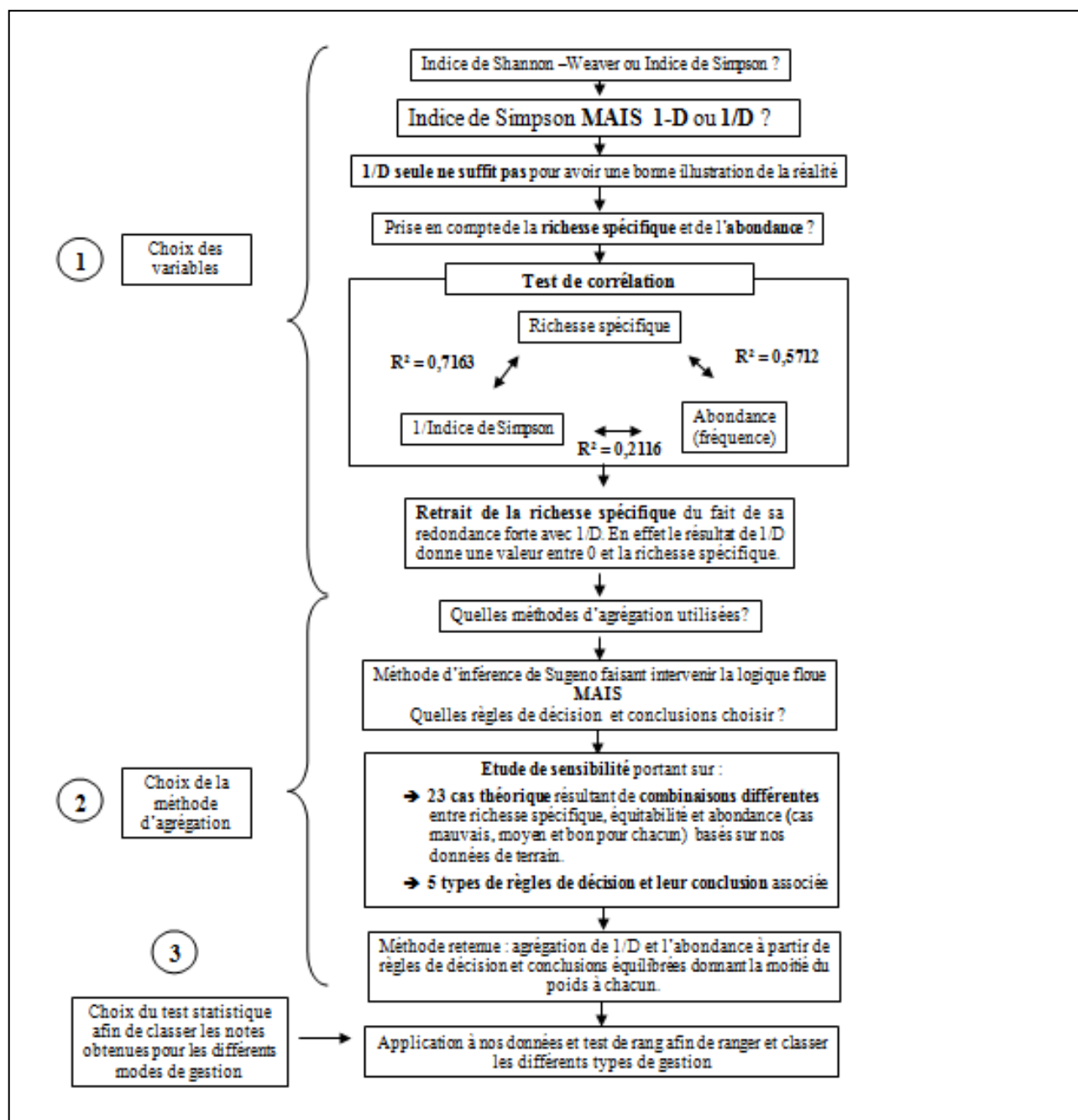
Les critères définissant un « process-related bio-indicator » (cf. I.2.3.3), laissent également penser que les Phytoséiidae pourraient être un bon indicateur du fonctionnement de l'agroécosystème particulièrement. La taille de la majorité des espèces de phytoséiidae se situe autour de 300µm et sont abondant (Kreiter et al., 2003). Ils ont également une forte capacité de survie même en absence totale de proie (Kreiter *et al.*, 2003). Ceci permet de répondre aux premiers critères définissant un « process-related bio-indicator ». Enfin, comme mentionné précédemment, ils sont sensibles aux changements de l'environnement. Le critère « sensible au paysage » n'influe logiquement peu du fait qu'ils ont une capacité de déplacement faible d'autant plus à l'échelle du paysage. Il faut ajouter que les Mésostigmates (sous-ordre de la famille des Phytoseiidae) seraient potentiellement un bio-indicateur valable de par leur prédation, leur haute densité, leur diversité écologique et taxonomique et enfin par leur fonction écologique de consommateur de nombreux invertébrés du sol. Les Mésostigmates pourraient être incorporés, en augmentant les connaissances, à des études multi-taxon sur les impacts environnementaux des pratiques agricoles et d'autres types d'occupation du sol (Beaulieu et Weeks, 2007).

Les Phytoséiidae répondent à de nombreux critères permettant de les qualifier d'indicateur biologique cependant une étude expérimentale plus poussée. En effet, la possibilité que les ces acariens soient un bon indicateur multi-taxon serait intéressant à justifier en observant en parallèle des Phytoseiidae d'autres taxons potentiellement présents.

ANNEXE 4 : Construction de l'indicateur biologique permettant de noter l'effet global de la gestion de l'enherbement sur les populations de Phytoseiidae.

Objectif : Classer les types de gestion de l'enherbement en fonction de leur niveau de perturbation via la réaction des populations de Phytoseiidae.

Notre première idée fût d'utiliser un indice de diversité (formule en bas de page) mais suite à plusieurs remises en cause de l'utilisation seule d'un indice de diversité sachant notre objectif, nous avons modifié à plusieurs reprises la construction de cet indicateur.



$$D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

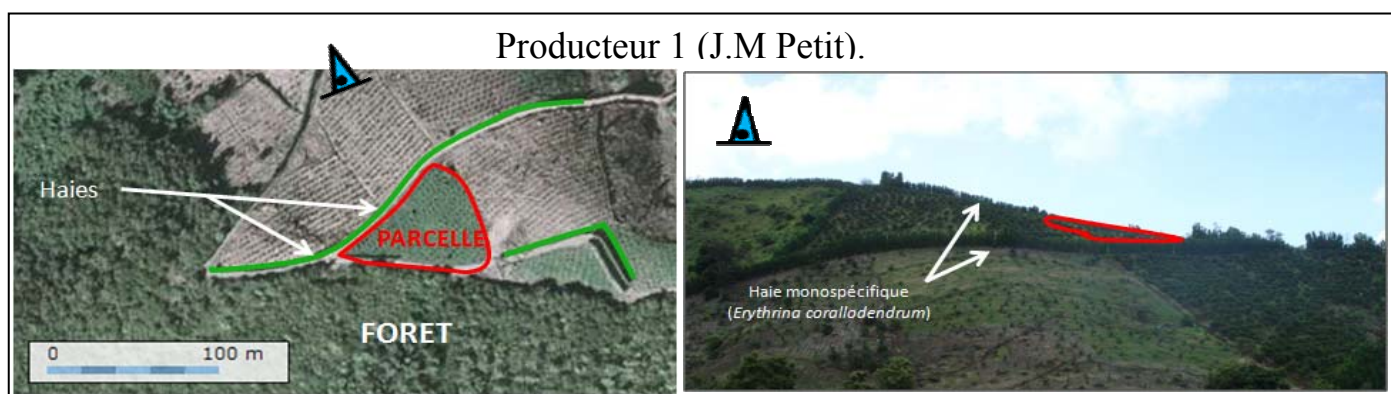
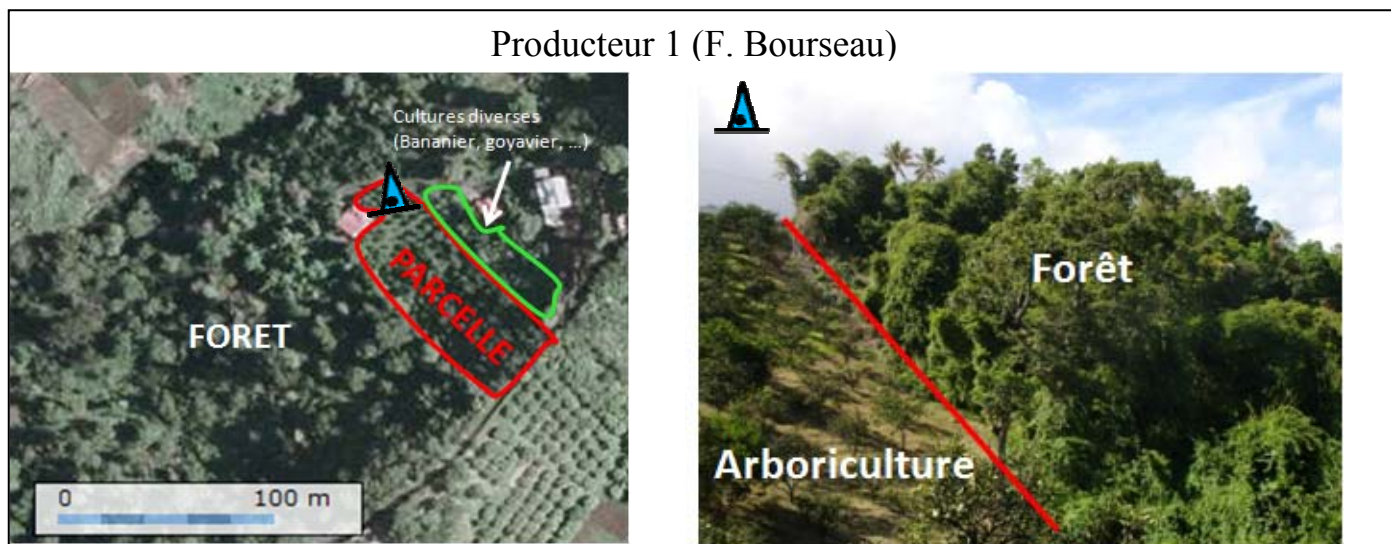
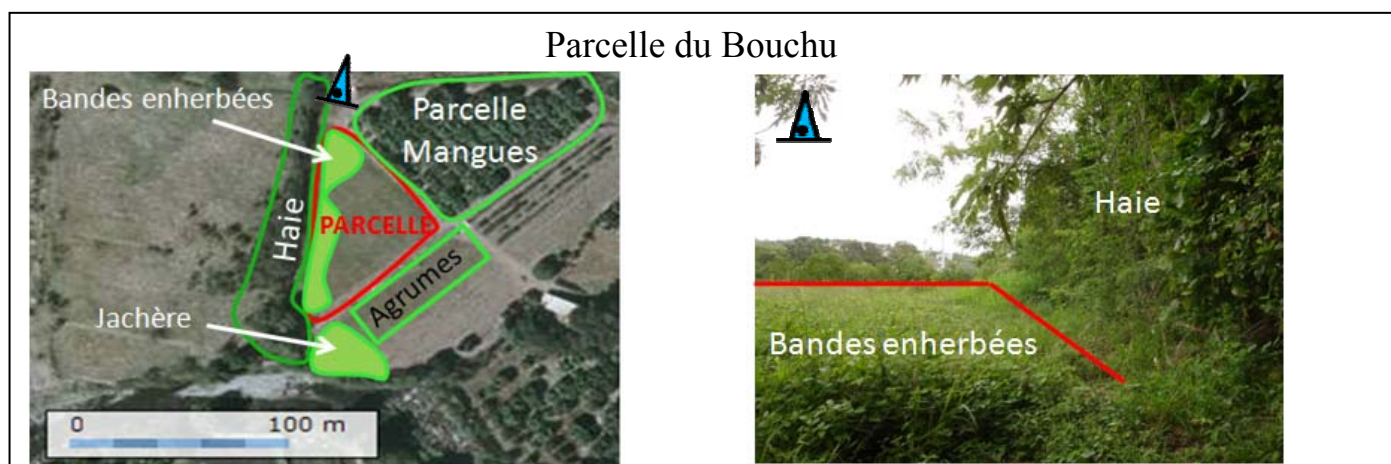
S : nombre total d'espèces
 n_i : fréquence de l'espèce i
 N : somme des fréquences de toutes les espèces dans l'échantillon
 D : Indice de diversité de Simpson

Figure 14: Formule de l'indice de Simpson.

ANNEXE 5 : Règles de décision de la variable ou module IRFA (Indicateur de Risque sur le Fonctionnement de l'Agro-écosystème).

PROGRAMME DE TRAITEMENT			ENHERBEMENT	IRFA
Toxicités produits phytosanitaires	Nombre/ an	Toxicité du programme	Perturbation	Valeur
4	4	16	ENHERBEMENT TRÈS PERTURBÉ	0
	3	14		0
	2	12		0
	1	10		0
3	4	14		0
	3	12		0
	2	10		0,5
	1	8		1
2	4	8		1
	3	7		1,5
	2	6		2
	1	5		3
1	4	4		3,3
	3	3		3,5
	2	2		3,7
	1	1		3,9
0	0	0		4
4	4	16	ENHERBEMENT PEU PERTURBÉ	6
	3	14		6
	2	12		6,25
	1	10		6,5
3	4	14		7
	3	12		7,25
	2	10		7,5
	1	8		7,75
2	4	8		8
	3	7		8,25
	2	6		8,5
	1	5		8,75
1	4	4		9
	3	3		9,25
	2	2		9,5
	1	1		10
0	0	0		10

ANNEXE 6 : Illustration des évaluations des parcelles évaluées (cf. III.6) dont les aménagements sont présentés par photo aérienne et sur place.



-  Prise de vue de la photo.
-  Limite parcelle
-  Haie(s) ou limite parcelle/forêt

ANNEXE 7 : Tableau comparatif des différents indicateurs construits. A est l'indicateur définitif présenté sous deux méthode d'agrégation finale des variables ou indicateur : A est la méthode finale choisie étant la méthode d'agrégation par l'inférence de Sugeno (1985) (cf. II.1.3.2) et A' est une moyenne pondérée (50% IDF, 30% IRFA, 20% CEA). B est le premier arbre construit sous la forme d'un seul arbre de décision (cf. III.4.2). C est le premier indicateur construit après la consultation de l'expert C. Bockstaller en améliorant la lisibilité par séparation des variables en plusieurs indicateurs. Deux arbres de décision sont construit : i) Biodiversité paysage prenant en compte les variables **diversité en type d'occupation du sol** et la **surface protégée par les auxiliaires des haies**, ii) Stabilité de l'agro-écosystème comprenant l'**IRFA** et la **composition végétale**. Le dernier indicateur D est une opposition entre un indicateur de la biodiversité théorique (Diversité en types d'occupation du sol, Composition végétale et CEA) et l'IRFA qui est basé sur de l'observation.

	Indicateurs	Bours_Gly	Bours_EN	Petit_Gly	Petit_Neo	Bouch_Gly	Bouch_EN	Bouch_Neo
A	IDF	6,07	7,87	5,18	7,70	9,43	10,00	8,91
	IRFA	3,50	3,50	1,00	7,50	3,00	3,00	8,50
	CEA	10,00	10,00	9,18	9,18	9,40	9,40	9,40
	NOTE (inférence sugeno)	4,92	6,10	3,65	7,54	6,59	6,78	9,09
A'	NOTE (moyenne pondérée)	6,09	6,98	4,72	7,93	7,49	7,78	8,88
B	NOTE (inférence sugeno)	6,35	7,38	5,12	7,51	8,45	9,21	9,16
C	Biodiversité Paysage	6,07	7,93	6,08	7,94	9,43	10,00	10,00
	Stabilité de l'agroécosystème	7,46	7,48	5,49	9,57	7,22	7,22	8,49
	NOTE (moyenne)	6,76	7,70	5,78	8,76	8,33	8,61	9,24
D	Biodiversité théorique	6,07	7,87	5,33	7,69	9,43	10,00	8,91
	Risques stabilité de l'agro-eocsystème	3,50	3,50	1,00	7,50	3,00	3,00	8,50
	NOTE (moyenne pondérée)	5,04	6,12	3,60	7,61	6,86	7,20	8,74

ANNEXE 8: Plateforme de renseignement des données permettant d’obtenir le résultat de l’évaluation

Indicateur de diversité fonctionnelle (IDF)				Capacité d'échange de l'agro-écosystème(CEA)				Indicateur de Risques sur le Fonctionnement de l'Agro-écosystème (IRFA)									
Composition Végétale (CV)				S° protégé par les auxiliaires des milieux arborés				Indicateur Biologique		Toxicité du programme de traitement							
Nbre habitet	Sp. arborescentes	Sp. herbacées	Comp. Végétale	S° parcelle	S° pratique	S° pratique	SS° pratique	Gestion enherbement	TP	PIF1	Valour	P2F2	Valour	P3F3	Valour	P4F4	Valour
3	50-100	50-100	50-100	0,152	0,152	0,152	100,00			0,00	3	0,00	0	0,00	0	0,00	0
NOTE IDF				NOTE CEA				NOTE IRFA									
6,07				10,00				3,5									

IEGB			
IDF	6,07	4,92	
CEA	10,00		
IRFA	3,5		



IEGB			
1	FIDF	0,66534942	1
	FCEA	0,273004749	1
	FIRFA	0,273004749	1
	Min.	0,273004749	1
2	DIDF	0,334635064	0
	DCEA	0,334635064	0
	DIRFA	0,726495247	0
	Min.	0,66534942	1
3	FIDF	0,66534942	1
	FCEA	0,726495247	1
	DIRFA	0,66534942	1
	Min.	0,66534942	1
4	DIDF	0,334635064	0
	DCEA	0,334635064	0
	DIRFA	0,726495247	0
	Min.	0,66534942	1
5	FIDF	0,66534942	1
	FCEA	0,726495247	1
	DIRFA	0,66534942	1
	Min.	0,66534942	1
6	DIDF	0,334635064	0
	DCEA	0,334635064	0
	DIRFA	0,726495247	0
	Min.	0,66534942	1
7	FIDF	0,66534942	1
	FCEA	0,726495247	1
	DIRFA	0,66534942	1
	Min.	0,66534942	1
8	DIDF	0,334635064	0
	DCEA	0,334635064	0
	DIRFA	0,726495247	0
	Min.	0,66534942	1

Diversité Fonctionnelle			
1	FDOOS	0,348491502	1
	FDOV	0,348491502	1
	Min.	0,348491502	1
2	DDOOS	0,654508494	0
	DDOV	0,654508494	0
	Min.	0,654508494	0
3	FDOOS	0,348491502	1
	FDOV	0,348491502	1
	Min.	0,348491502	1
4	DDOOS	0,654508494	0
	DDOV	0,654508494	0
	Min.	0,654508494	0

ANNEXE 9 : Première page du document de synthèse résumant la construction de l'indicateur envoyé aux experts du Groupe B le 12 mai 2009. Jacques Tassin s'est retiré du groupe pour cause professionnel. C. Bockstaller s'est inséré dans le groupe B malgré qu'il n'ait pas reçu ce document. Il a été rencontré personnellement à Colmar par le responsable du projet DéPhi (Fabrice Le Bellec) à la fin du mois de mai 2009. Un second document sera rédigé et envoyé afin qu'ils valident définitivement la construction.

Projet de co-construction d'indicateurs d'évaluation de systèmes de culture innovants (vergers tropicaux) - évaluation à l'échelle de la parcelle

Rappel sur la démarche de co-construction des indicateurs :

Etape 1 : validation par le groupe d'experts 'évaluation' composé de représentants de la filière (agriculteurs, commercialisation, recherche, formation, santé, parc national, consommateur) = 2 réunions de co-construction réalisées. Six indicateurs retenus (Phytosanitaire, Socio-éco, Biodiversité, Eau, Fertilisation, Santé)

Etape 2 : validation par des groupes d'experts 'spécialistes' des différents indicateurs

1. Aujourd'hui, nous vous sollicitons pour contribuer à l'étape 2 de la construction de l'indicateur 'Biodiversité'. L'objectif de l'étape 2 de ce travail participatif est d'affiner le choix et les seuils des variables choisies.

Plus précisément, nous sollicitons votre expertise vis-à-vis des questions suivantes :

- L'échelle de note présente sous l'arbre de décision est-elle pertinente ? Le poids des variables vous semble-t-il juste ?
- Les critères permettant de caractériser les occupations du sol sur une parcelle vous paraissent-ils corrects ?
- Les valeurs seuils des différentes variables sont-elles pertinentes d'après vous (voir encadrés bleus) ?
- La distance de 50m en tant que valeur de colonisation des auxiliaires vous paraît-elle pertinente ?
- Pouvez-vous donner votre avis sur les notes associées aux combinaisons végétales du tableau II ?

2. Demain, et si vous souhaitez toujours contribuer à ce travail, nous vous soumettrons un jeu de données réelles afin de confronter 'votre notation' à celle de l'indicateur.

Ainsi, vos suggestions et remarques contribueront à la validation de cet indicateur ; elles nous sont donc d'une grande importance. Si vous avez des questions ou interrogations à propos de l'indicateur, n'hésitez pas à nous contacter. Nous vous remercions par avance pour votre participation.

Fabrice Le Bellec et Maxime Pfohl

Liste des experts consultés à ce jour : H. Magnin (Parc National de Guadeloupe), JP Deguigne (Cirad Réunion), JP. Sarthou (ENSA Toulouse), PF Druyck (Cirad Martinique), S. Kreiter (Sup'Agro Montpellier), T. Lebourgeois (Cirad Montpellier), J. Tassin (Cirad Montpellier).

Ci-après 2 documents :

A. Projet de co-construction de l'indicateur Biodiversité pages 2-9
(Si besoin) B. Aide à la compréhension du système expert à logique floue pages 10-13

ANNEXE 10 : Exemples d'études portant sur l'effet de la diversité végétale d'un écosystème sur des procédés biologiques traduisant l'état de stabilité de l'agro-écosystème.

Références	Phénomènes, processus, variables étudiés	Type d'écosystème	Niveau de diversité	Fonctions de l'écosystème	Propriété de stabilité
Tilman et al., 1997	nitrate du sol	prairie	1 - 32	recyclage des nutriments	resistance
Naeem et al., 1995	productivité végétale	prairie	1 - 16	métabolisme primaire et secondaire	resistance
Tilman et Downig, 1994	rapport biomasse (après /avant perturbation)	prairie	1 - 26	métabolisme primaire et secondaire	resilience
Tilman et al., 2001	biomasse total	prairie	1 - 16	métabolisme primaire et secondaire	resistance
Mellinger et McNaughton, 1975	biomasse après un pulse de nitrate	vieux champs	≈35/≈50	recyclage des nutriments, métabolismes primaire et secondaire	resistance

ANNEXE 10 : Résumé des échanges avec les experts par support et consultation personnelle.

Cette étape peut amener à justifier les suggestions des experts par de la lecture bibliographique. Nous allons dans un premier temps résumer l'échange suite à l'envoi du support. Puis dans un second temps, nous ferons un point sur les experts consultés personnellement pour leurs compétences.

1) Consultation par support (document synthèse + questions)

L'ensemble des suggestions et modifications suite est résumé ci-dessous variable par variable :

• Diversité en types d'occupation du sol

La relation entre fonctions des services écosystémiques et diversité en types d'occupation du sol, dont nous avons fait l'hypothèse, a suggéré l'interrogation de certains experts. En effet cette relation est hypothétique du fait qu'elle ne prend pas en compte l'impact fonctionnel que peut avoir les différents types d'occupation du sol. Il était donc important de caractériser chaque type d'occupation du sol par des justifications scientifiques (voir annexe I) afin de tirer les différentes fonctions et caractéristiques morphologiques de chacun des types d'occupation du sol. De plus à notre échelle d'étude, la caractérisation et l'hétérogénéité du paysage est limitée dans l'espace ce qui nous permet de nous restreindre à un nombre relativement faible de différents type d'occupation du sol (6). Aujourd'hui ce chiffre est de 6 mais demain il peut être modifié suite à de nouvelles connaissances sur le sujet.

• Composition végétale

Les règles de décision établie pour la variable « composition végétale » ont été quelques peu modifiées afin de redonner plus de poids à la strate herbacée qui avait été sous-estimée. Une autre suggestion était la considération de l'aspect qualitatif dans cette variable également. Un approfondissement des connaissances entre richesse spécifique et fonction de l'écosystème a été effectué afin de répondre à cette suggestion (cf. III.2.C).

• Indicateur de risque sur le fonctionnement de l'agro-écosystème (IRFA)

Aucune suggestion particulière ne nous a été transmise à l'exception de remarques faites antérieurement à la nouvelle construction de cette variable. En effet pour rendre une information juste, simple et valide, cette variable a subi de nombreuse modification (prise en compte de programme, validation des différences entre les types de gestions, règle de décision).

• Surface protégée par les auxiliaires des haies (CEA)

Il nous a été proposé des valeurs de seuils que seule nous n'aurions pas pu les fixer avec assurance. Les valeurs seuils proposées sont celle utilisés dans cet indicateur simple : 25% de la surface totale de la parcelle protégée pour l'appartenance totale à la classe défavorable et 95% pour l'appartenance totale de la classe favorable.

2) Consultation et communication personnelle

Le groupe d'expert peut être consulté dans son ensemble mais parfois il est nécessaire de consulter ces experts personnellement pour le domaine qui les concerne. Nous avons indiqué dans les paragraphes suivants les différents

experts consultés personnellement accompagnés de leur domaine de compétence, leur proposition et l'analyse de ces propositions.

- **Christian Bocksteller, Indicateurs agro-environnementaux (INRA)**

Cet expert, spécialiste en indicateurs environnementaux et fondateur de la méthode INDIGO®, nous a conseillé de séparer le premier arbre que nous avons construit et ainsi nous a permis de nous lancer dans une autre construction plus logique aboutissant au tableau comparatif en ANNEXE 7.

- **Thomas Le bourgeois, malherbologue (CIRAD).**

Cet expert nous a beaucoup aidé dans l'échantillonnage adéquate pour une récolte des données juste et rapide. Il nous a donc proposé d'utiliser la méthode du « Tour de champ » que nous avons mis en application au niveau de la strate herbacée et adapté pour l'échantillonnage de la strate arborée. Notre première idée pour cet échantillonnage était de prendre un linéaire de haie d'une certaine longueur et plusieurs dans certains cas. Cependant suite au test de faisabilité, ce type d'échantillonnage n'était pas adéquate (cf. III.5.3 Test de faisabilité).

- **Jean-Pierre Sarthou, agro-écologue (ENSAT).**

Spécialiste du domaine de l'écologie appliqué à l'agronomie, cet expert a les compétences et les connaissances les plus utiles à cet indicateur ; Il a permis de répondre ou de valider des valeurs dont nous pouvions fixer la valeur seule du fait d'un manque de connaissance notamment en ce qui concerne le pouvoir colonisateur des haies (50m). De plus il connaît la méthode INDIGO® et il a suivi la construction d'un autre indicateur « biodiversité » à partir de cette méthode.

C'est aussi cet expert qui nous a suggéré de valoriser la strate herbacée dans la variable *composition végétale*. Il était, en effet nécessaire de la revaloriser du fait que nous la considérons peu (indirectement dans IRFA) ou pas du tout dans les autres variables et qu'elle a également un fort pouvoir de conservation et de corridor pour la diversité biologique. Il aura été l'expert le plus consulté d'une part du fait de ses connaissances généralistes en agro-écologie et d'autre part de son grand intérêt qu'il porte à ce sujet : ***agriculture et biodiversité***.

La Terre, une boule de rochers dont la croute dure flotte, se casse et se déplace sur un cœur en fusion. Entouré d'une fine atmosphère d'azote et d'oxygène avec des traces de gaz carbonique et de vapeur d'eau, ce vaisseau spatial se déplace et emporte à la vitesse de 100 000 km/h un grouillement d'êtres vivants solidaires se partageant une infime partie de l'énergie rayonnée par une formidable centrale thermonucléaire située à 150 millions de kilomètres.

Fischesser et Dupuis-Tate, 1996.