



**HAL**  
open science

# Évaluation des relations entre le niveau de production de bois, la biodiversité et différents services et disservices rendus par les forêts paysannes dans les paysages agriforestiers

Ama Corinne Corcher

## ► To cite this version:

Ama Corinne Corcher. Évaluation des relations entre le niveau de production de bois, la biodiversité et différents services et disservices rendus par les forêts paysannes dans les paysages agriforestiers. Sciences du Vivant [q-bio]. 2016. hal-02796194

**HAL Id: hal-02796194**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02796194>**

Submitted on 5 Jun 2020

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

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



Mémoire de fin d'études pour l'obtention du Master 2 Ecologie et Bioscience de l'Environnement

Corinne CORCHER

Evaluation des relations entre le niveau de production de bois, la biodiversité et différents services et disservices rendus par les forêts paysannes dans les paysages agriforestiers



Maître de stage : Aude Vialatte

10/06/2016

## SOMMAIRE

I.	Introduction .....	4
II.	Matériel et méthode.....	8
1.	Site d'étude .....	8
2.	Sélection des forêts paysannes .....	9
3.	Méthodes d'évaluation des indicateurs des forêts paysannes.....	10
3.1	Evaluation de la biodiversité.....	11
3.2	Evaluation des services écosystémiques et des disservices.....	13
4.	Traitement statistique.....	16
III.	Résultats.....	18
1.	Evaluation de la biodiversité .....	18
2.	Evaluation des services écosystémiques.....	18
3.	Corrélation entre les services écosystémiques et biodiversité	<b>Erreur ! Signet non défini.</b>
4.	Relation entre la biodiversité et service de production de bois et relation entre les services dans les forêts paysannes.....	21
IV.	Discussion.....	23

## LISTES DES FIGURES

Figure 1: Catégories et exemples de services écosystémiques.....	7
Figure 2: Localisation du site des Coteaux de Gascogne.....	8
Figure 3: Localisation des 30 forêts paysannes sélectionnées.....	10
Figure 4: Grille systématique de placettes circulaires de 26 m de diamètre.....	11
Figure 5 : Les différents stades de décomposition du bois mort (saproxylation) <b>Erreur ! Signet non défini.</b>	
Figure 6: Mesures réalisés sur un arbre de réserve .....	14
Figure 7: Richesse spécifique et abondance totale des arbres, oiseaux et végétaux .....	18
Figure 8: Matrice de corrélation par paire des services/disservice écosystémiques et des indicateurs de biodiversité.....	20
Figure 9: relation entre biodiversité- service de production de bois.....	22
Figure 10: Effet du taux de boisement dans le paysage sur la production de bois.....	23

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Les 10 facteurs observés pour l'indice de biodiversité potentielle.....	12
Tableau 2: Liste des indicateurs et variables mesurées pour chaque service, disservices, la biodiversité et le paysage à l'échelle des 30 forêts .....	17
Tableau 3: niveau des services et du disservice écosystémique .....	19
Tableau 4: Régression linéaire entre la valeur moyenne marchande et les indices de biodiversité.....	21
Tableau 5: Régression linéaire multiple entre la valeur marchande et les autres services.....	22
Tableau 6: Régression linéaire multiple entre la valeur marchande et le taux de boisement	23

## Résumé

Les écosystèmes forestiers rendent par leur qualité écologique une myriade de service écosystémique tel que la production de bois, la formation des sols... qui contribuent au bien-être des hommes sur le plan socio-économique et écologique. La gestion des écosystèmes forestiers en vue d'intensifier la production d'un unique service à entrainer une forte perte de la biodiversité et des processus écologiques associés limitant la capacité des écosystèmes forestiers anthropisés à délivrer les multiples services écosystémiques fournis par les forêts dites naturelles. Les forêts paysannes, c'est-à-dire appartenant aux agriculteurs sont intégrés dans des matrices agricoles plus ou moins intensément gérés. Ces paysages agricoles ont une longue histoire d'utilisation de changement d'utilisation des terres et de fragmentation qui n'est pas sans conséquence pour la biodiversité inféodée à ces forêts. Nous avons évalué les relations entre le niveau de production de bois, la biodiversité et différents services et disservices rendus par les forêts paysannes, au sein d'un gradient paysager de couverture forestière. Les résultats suggèrent une concordance entre la production de bois et la biodiversité et une influence de la fragmentation du paysage sur le service de production.

Mots clés : forêt paysanne, production de bois, (dis)services, biodiversité, taux de boisement dans le paysage.

## Abstract

Forest ecosystems thanks to their ecological quality provide a lot of ecosystem services such as wood production, soil formation ... that contribute to human well-beings in the socio-economic and ecological context. The management of forest to maximize the provision of a single service may lead to a large loss of biodiversity and associated ecological processes. This management reduce the ability of anthropogenic forest to deliver multiple ecosystem services unlike to natural forest. Farm forests, that is to say belonging to farmers are integrated into agricultural landscape more or less intensely managed. These agricultural landscapes have a long history of change use land of land use and fragmentation. This feature is not without consequences for biodiversity present in these forests. We analyzed the relationship between the level of timber production, biodiversity and various services and disservices provided by farm forests within a landscape gradient of forest cover. The results suggest a correlation between timber production and biodiversity and influence of landscape fragmentation on the production service

## I. Introduction

Les services écosystémiques sont les bénéfices rendus à l'homme par les écosystèmes, incluant les bénéfices directs de production comme la nourriture, le bois, les fibres, les loisirs, mais aussi les bénéfices indirects qui soutiennent notamment ces productions, comme le contrôle biologique des ravageurs, la formation du sol ou le contrôle et la purification de l'eau (Foley et al., 2005; Kareiva et al., 2007; Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2005). Ils dépendent de la structure et du fonctionnement des écosystèmes et des interactions entre leurs composantes biotiques et abiotiques (Truchy et al., 2015). Ils sont classés en quatre catégories, à savoir les services d'approvisionnement, les services de régulation, les services culturels, les services de soutien (Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2005, Figure 1) et contribuent au bien-être économique, social et écologique des hommes (Daily et al., 1997; Fitter et al., 2010; Mace et al., 2012). La surexploitation des écosystèmes ces cinquante dernières années a conduit à leur dégradation avec une altération de près 60 % des services rendus (Fitter et al., 2010; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). L'amélioration des services d'approvisionnement fournissant des bénéfices économiques à court terme s'est faite souvent aux dépens des autres services écosystémiques (Tallis et al., 2008). Le compromis entre le service d'approvisionnement et les autres services s'avère le défi actuel majeur de la gestion des ressources naturelles et de la préservation de la biodiversité (Kang et al., 2016).

Les récentes études sur les relations fonctionnelles entre la biodiversité et les services écosystémiques ont révélé le rôle primordial de la biodiversité dans la provision de multiples services écosystémiques (Balvanera et al., 2006; Mace et al., 2012; Vallauri et al., 2015). La diversité des espèces et des populations est étroitement liée au fonctionnement des écosystèmes et a été largement démontrée comme influençant la provision de nombreux services écosystémiques à différentes échelles spatiales (Cardinale et al., 2012, 2004; Naeem et al., 1995; Winfree et al., 2015; Worm et al., 2006). Cependant, de nombreuses études sur les relations entre biodiversité et services écosystémiques se sont focalisées sur un seul

groupe taxonomique et un unique service écosystémique (ex. Costanza et al., 2007; Simon et al., 2010). Or la gestion d'un écosystème conduite dans l'optique de favoriser un seul service comporte souvent des risques très élevés pour la biodiversité non cible (Ingram et al., 2012; Rodríguez et al., 2006). Dans le but de favoriser les services de production sans défavoriser les autres services et la biodiversité des écosystèmes anthropisés, l'évaluation des modalités de gestion doit donc considérer les potentielles interactions entre la biodiversité et les services écosystémiques d'une part, et entre les services écosystémiques d'autre part, en prenant en compte une gamme diversifiée d'indicateurs (Chan et al., 2006; Tallis and Polasky, 2009).

Cette question a été tout particulièrement aux cœurs des débats sur la gestion des écosystèmes forestiers ces dernières années (Freer-Smith and Carnus, 2008). En effet, la gestion des forêts en vue d'intensifier la production de bois a négativement affecté la provision de certains services de soutien et de régulation (Nelson et al., 2009; Steffan-Dewenter and Tschardtke, 1999) ; la simplification de la structure et de la composition des forêts a conduit à une forte perte de la biodiversité et des processus écologiques associés comme la décomposition de la matière ou le contrôle biologique des ravageurs (e.g., (Thompson et al., 2011)), limitant la capacité des écosystèmes forestiers anthropisés à délivrer les multiples services écosystémiques fournis par les forêts dites naturelles (Puettmann et al., 2012, Vallauri et al., 2015) .

En France, le paysage forestier est dominé par de petits bois privés de surface moyenne inférieure à 4 ha, qui représentent 74% du couvert forestier (Forêt privée française). Il est majoritairement composé de forêts boréales à peuplement de feuillus (63% du couvert forestier) qui mobilisent 1,7 milliard de m<sup>3</sup> de bois sur pied ((2010 data, Forêt privée française:<http://www.foretpriveefrancaise.com>)). Dans les paysages agricoles, les forêts ont été soumises à une longue période de changement d'utilisation des terres et de fragmentation, qui a conduit à des petits îlots de bois de qualité, d'âge, de taille et d'isolement variés et généralement intégrés dans une matrice agricole plus ou moins intensément gérée (Decocq et al., 2016; Esseen et al., 1997; Foley et al., 2005). La fragmentation des habitats est bien connue pour affecter la biodiversité, les services écosystémiques et la qualité écologique des habitats au travers de ses conséquences sur la

taille des populations, la richesse spécifique et le fonctionnement des métapopulations et des métacommunautés (Decocq et al., 2016).

Les forêts paysannes, c'est-à-dire appartenant aux agriculteurs, délivrent de multiples services écosystémiques aux producteurs (agriculteurs et forestiers), à savoir le bois, la nourriture, le contrôle biologique des ravageurs, mais aussi aux citoyens (habitants du territoire, touristes, promeneurs, naturalistes,...) avec notamment la régulation de l'eau et les services associés à l'écotourisme (Decocq et al., 2016). Elles sont maintenues généralement dans les zones du paysage les plus défavorables à l'agriculture (cailloutis et fortes pentes, (De Warnaffe et al., 2006)et sont gérées par les propriétaires privés selon un système de taillis sous futaie ou taillis simple pour la production de bois de chauffage et de bois d'œuvre (Deconchat, 1999; Sourdril et al., 2012)Ces forêts représentent le principal potentiel de production supplémentaire de bois dans les années à venir (Plans Pluriannuels Régionaux de Développement Forestier, 2010). Mais les forêts paysannes restent relativement peu gérées et exploitées. **Afin de valoriser la forêt paysanne en intégrant à la fois ses fonctions écologiques et socio-économiques, cette étude a pour objectif d'évaluer les relations entre le niveau de production de bois, la biodiversité et différents services et disservices rendus par les forêts paysannes, au sein d'un gradient paysager de couverture forestière.** Plus particulièrement, les services ont été choisis pour leur appartenance aux quatre catégories et sont :

- Le service d'approvisionnement en bois
- Le service de soutien de décomposition du bois (saproxylation)
- Le disservice d'abrutissement par les chevreuils, limitant la régénération forestière (catégorie services de régulation)
- Le disservice de fermeture du bois par la présence de plantes piquantes (catégorie services culturels)

La biodiversité a été évaluée avec quatre indicateurs complémentaires : la diversité forestière qui est une clé pour la plasticité génétique et la résilience de l'écosystème (Vallauri et al., 2015)la végétation herbacée qui est à la base des réseaux trophiques et est



extrêmement sensible à la fragmentation des habitats (Decocq et al., 2016), l'indice de biodiversité potentielle (IBP, LARRIEU and GONIN, 2008) qui permet d'évaluer  $\frac{3}{4}$  de la biodiversité forestière, en particulier les coléoptères saproxyliques, et enfin les oiseaux qui sont dont la diversité varie selon la diversité des habitats, leur intensité de gestion et les caractéristiques du paysage (Paillet et al., 2010).

Dans le cadre de cette étude, les hypothèses suivantes seront testées :

- Les forêts paysannes n'étant pas intensément gérées, présentent des niveaux de production de bois faible.
- Le faible niveau de gestion des forêts paysannes favorise une relation positive avec la biodiversité analysée au travers de deux groupes reconnus comme bioindicateurs (végétation, oiseaux)
- Le niveau de biodiversité inféodé à ces forêts favorise une multifonctionnalité dans les forêts paysannes
- La fragmentation des forêts paysages devrait influencée la biodiversité et les services qu'elle soutient.

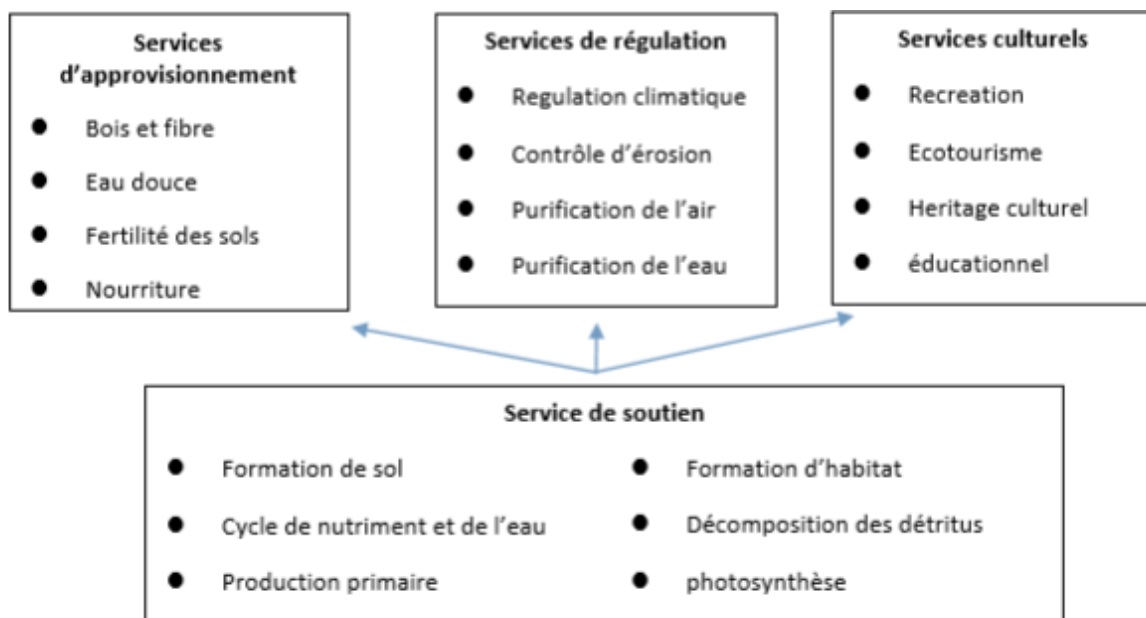


Figure 1: Catégories et exemples de services écosystémiques (Daily, 1997; MEA, 2005)

## II. Matériel et méthode

### 1. Site d'étude



Figure 2: Localisation du site des Coteaux de Gascogne

L'étude a été conduite dans sur le site LTSER (Long Term Socio-Ecological Research) des vallées et coteaux de Gascogne sur lequel se centrent les travaux interdisciplinaires de Dynafor depuis une trentaine d'année (Figure 2). Ce site est situé dans le sud-ouest de Toulouse, sur le canton d'Aurignac (43°17' N, 0°54' E). Il est dominé par un climat subatlantique à influences subméditerranéenne et montagnarde avec une température annuelle moyenne de 11°C et une précipitation annuelle de 750 mm. Les étés sont chauds et secs et des hivers doux et humides. Le sol est composé principalement de calcaires superficiels et de molasses acides non-calcaires, résultant de l'érosion des Pyrénées durant le Tertiaire. Le relief de la région est caractérisé par des coteaux parallèles, séparés par des vallons au fond desquels coulent des ruisseaux. L'altitude varie de 400 m au sommet des coteaux à 250 m en fond de vallée.

La zone est dominée par un système d'exploitation du type polyculture élevage qui combine les parcelles cultivées et prairies (permanentes et temporaires). Ce paysage agricole présente également une composante forestière composé de petits îlots de forêts fragmentées recouvrant 15% de la surface de la zone d'étude. Ces forêts de surface allant de moins de 1ha à 50 ha, sont réparties inégalement dans les collines et plateaux agricoles et se trouvent généralement dans les zones les plus défavorables à l'agriculture (cailloutis et fortes pentes) (De Warnaffe et al., 2006). Elles sont gérées par les propriétaires privés selon

un système de taillis sous futaie ou taillis simple et sont exploités pour la production de bois de chauffage et de bois d'œuvre avec une rotation de 15 à 40 ans (Deconchat, 1999). Les essences dominantes sont le chêne (*Quercus robur*, *Q. petraea*, et *Q. pubescens*, *Q. pyrenaïca*), souvent accompagnées du charme (*Carpinus betulus*) ou du châtaignier (*Castanea sativa*), le merisier (*Prunus avium*) et l'alisier torminal (*Sorbus torminalis*) (Gonin, 1993)

## **2. Sélection des forêts paysannes**

Trente forêts paysannes ont été sélectionnées sur la base du taux de boisement au sein d'un buffer de 1km<sup>2</sup> autour de ces forêts, afin d'obtenir un gradient variant de 1% (bois isolé dans le paysage agricole) à 46 % (bois inscrits dans un paysage agricole dont la moitié est boisée, Figure 3). La taille de la forêt (1ha à 5ha) et l'ancienneté de l'état boisé (supérieure à 50% de la surface actuelle du bois) ont été contrôlées. Ces deux facteurs ont en effet un impact sur les processus écologiques et la biodiversité au sein des écosystèmes forestiers (Cateau et al., 2015, Vallauri et al., 2015). L'ancienneté de l'état boisé indique le temps de présence d'un écosystème forestier avec une continuité dans le temps de plus de 150 à 250 ans (Cateau et al., 2015; Vallauri et al., 2015). Les forêts anciennes ont été sélectionnées en fonction de leur présence sur la carte d'Etat-major publié en 1850 et du logiciel ArcGIS. Les 30 bois sont caractérisés par une gestion de type taillis sous futaie, un peuplement de feuillus à dominance de chêne et composé uniquement d'espèces autochtones, ces critères étant caractéristiques des forêts paysannes dans les coteaux de Gascogne (Deconchat, 1999). Les conditions stationnelles pouvant influencer sur la production du peuplement forestier et la biodiversité associée, elles ont été caractérisées en utilisant la grille d'identification provisoire des habitats forestiers naturels des Coteaux de Gascogne (Corriol & Larrieu 2011). Toutes les forêts de cette étude sont de type d'habitat 40 selon cette grille.



Figure 3: Localisation des 30 forêts paysannes sélectionnées

### 3. Méthodes d'évaluation des indicateurs des forêts paysannes

Plusieurs campagnes de terrain ont été mise en place sur une période de 4 mois (février-mai 2016) afin d'évaluer (i) la biodiversité inféodée à ses forêts et (ii) la capacité des écosystèmes forestiers à rendre des services écosystémiques à la population locale et aux touristes. Les données des services écosystémiques sont basées sur l'observation des indicateurs directement liés à la provision de ces services et disservices écosystémiques.

Chaque forêt a été inventoriée selon une méthode d'échantillonnage aléatoire prenant en compte la totalité de leur surface. Cette méthode consiste en l'utilisation d'une grille systématique de placettes circulaires couvrant entièrement le bois avec un tirage aléatoire d'un ensemble de 3 à 4 placettes par forêt. Au total, 115 placettes de 26 mètres de diamètre chacune ont été positionnées à l'aide d'un GPS en respectant un espacement régulier (distance entre 2 centres de placette supérieur à 55 mètres) afin d'éviter leur recouvrement.

Cette distance correspond à la distance maximale de visée attendue entre le relascope de Bitterlich (voir 3.1.2 Indice de biodiversité des essences arborées) et le plus gros arbre possible enregistrable.



Figure 4: Grille systématique de placettes circulaires de 26 m de diamètre dans une forêt paysanne de 4.45 ha, obtenue sous système d'information géographique (SIG).

### 3.1 Evaluation de la biodiversité

#### *L'indice de biodiversité potentiel (IBP)*

L'IBP est un indicateur indirect et composite de la biodiversité qui repose sur l'évaluation de la biodiversité potentielle (capacité d'accueil) à l'échelle du peuplement. Le diagnostic se base sur l'observation de dix facteurs clés connus pour être favorables à la diversité des espèces forestières (LARRIEU and GONIN, 2008) Lors d'un parcours sur l'ensemble du bois, nous avons observé l'intégralité du peuplement afin de réduire le risque d'omettre les éléments qui ne sont généralement pas répartis de façon homogène (milieux humides, bois morts sur pied, etc.). Le diagnostic IBP a été réalisé sur la totalité de la surface de chaque forêt, lisières comprises, et en mode « déplafonné », c'est-à-dire en observant et en comptabilisant chacun des 10 facteurs selon un seuil numérique. Les seuils numériques ont été utilisés pour le calcul des scores « peuplement et gestion » en sommant les scores des facteurs A à G, « histoire et contexte » en sommant les scores des facteurs H à J.



Sept facteurs liés au peuplement et à la gestion forestière	
Végétation	A - Essences autochtones
	B - Structure verticale de la végétation
	C - Bois mort sur pied de grosse circonférence
	D - Bois mort au sol de grosse circonférence
	E - Très gros bois vivants
	F - Arbres vivants porteurs de microhabitats
Habitats associés	G - Milieux ouverts
Trois facteurs liés au contexte	
Continuité temporelle	H - Continuité temporelle de l'état boisé (forêt ancienne)
Habitats associés	I - Milieux aquatiques
	J - Milieux rocheux

Tableau 1: Les 10 facteurs observés pour l'indice de biodiversité potentielle (IBP, (LARRIEU and GONIN, 2008))

### ***Indice de biodiversité des essences arborées***

La richesse spécifique et l'abondance des arbres de plus de 10 cm compris dans le tour relascopique de bande 2 ont été estimées par placette dans chaque bois. La sélection des arbres a consisté à effectuer à partir du centre géométrique de chaque « placette » un « tour relascopique », c'est-à-dire une visée circulaire à angle constant prenant en compte uniquement les arbres de diamètre supérieur ou égal à l'image de la « bande 2 » du relascope (Bitterlich, 1984; Rondeux, 1993). L'identité des essences rencontrées et leur abondance relative ont servi au calcul de la richesse spécifique et de l'abondance totale

### ***Indice de biodiversité végétale***

Au sein de chaque placette un relevé botanique exhaustif a été réalisé par strate de végétation (herbacée et arbustive), comprenant l'identité des espèces rencontrées et leur abondance relative, estimée par un pourcentage de recouvrement de la surface échantillonnée. La richesse spécifique et l'abondance totale de chaque espèce végétale ont été utilisées comme indicateur de biodiversité végétale.

### ***Richesse spécifique et abondance totale des oiseaux***

L'évaluation de la diversité des oiseaux a été réalisée à l'échelle de chaque forêt à partir de la méthode standardisée des points d'écoute (IPA Blondel 1970 ; EPS Spitz 1974) qui consiste à noter pendant 10 minutes tout contact auditif ou visuel avec les oiseaux sur l'ensemble de la surface de la forêt. Ces points d'écoute ont été réalisés deux fois en période de nidification, c'est à dire en avril, période pendant laquelle les nicheurs précoces sont actifs, et en mai pour les migrateurs. Ces observations ont été effectuées au lever du jour jusqu'à environ 11h, heure à laquelle la majorité des espèces cesse de chanter. La richesse spécifique et l'abondance totale de chaque espèce ont été calculées.

## **3.2 Evaluation des services écosystémiques et des disservices**

### ***Le service écosystémique de production de bois***

La récolte de bois est la principale ressource liée à l'exploitation des forêts paysannes. Ce bénéfice a été évalué en estimant de la valeur marchande moyenne à l'hectare dans chacune des 30 forêts. Le protocole a consisté dans un premier temps à inventorier tous les arbres de réserve (diamètre à 1,30  $\geq$  30 cm) et de taillis (10 < diamètre à 1,30m < 30 cm) au sein de chaque placette selon la méthode de tour relascopique en utilisant la bande 2 du relascope de Bitterlich (avec un retour d'angle de 2/50) ((Bitterlich, 1984; Rondeux, 1993). A partir du volume du taillis à l'hectare, convertis ensuite au nombre de stère (1m<sup>3</sup>= 1.5st) nous avons attribué une valeur marchande au taillis en fonction du prix du stère de taillis en 2015. Le volume de taillis a été calculé selon la relation suivante :

$$V \text{ (m}^3\text{/ha)} = 0.05 * G * H_d$$

Où G est la surface terrière totale du taillis mesurés directement au relascope de bitterlich et H<sub>d</sub> est la hauteur dominante du taillis c'est à dire la moyenne des hauteurs des 3 plus gros arbres du taillis mesuré au vertex.

Enfin, la valeur marchande des arbres de réserve à l'hectare été calculée à partir du prix par essence, par classe de qualité (présence/absence de singularités) et par volume de chaque partie de l'arbre à savoir la bille, la surbille et du prix du nombre de stère du bois de feu enstérable (figure 6). Le volume de la bille et de la surbille a été calculé selon la formule du cylindre

$$V \text{ (m}^3\text{/ha)} = ((\pi * \text{dm}^2 * H) / 4) * N_c$$

Où dm est le diamètre de la bille ou de la surbille et H la hauteur de la bille ou de la surbille.

Le volume de bois de feu enstérable de la réserve est obtenu à partir du volume du bois fort (V7) et le volume bois d'œuvre (V20) en les considérant comme cylindrique (Chaude, 1978 ; (Parde and Bouchon, 1988). La circonférence médiane de l'arbre définie à partir de la circonférence à 1,30 m et de la décroissance métrique de l'arbre selon de tarif de Chaude 11 et la hauteur totale du bois d'œuvre (V20) ou du bois fort (V7) mesuré au vertex ont servi à ce calcul.

Le prix du bois enstérable étant donné en fonction du nombre de stère, les volumes de bois enstérable ont été convertis ( $1\text{m}^3=1,5\text{st}$ )

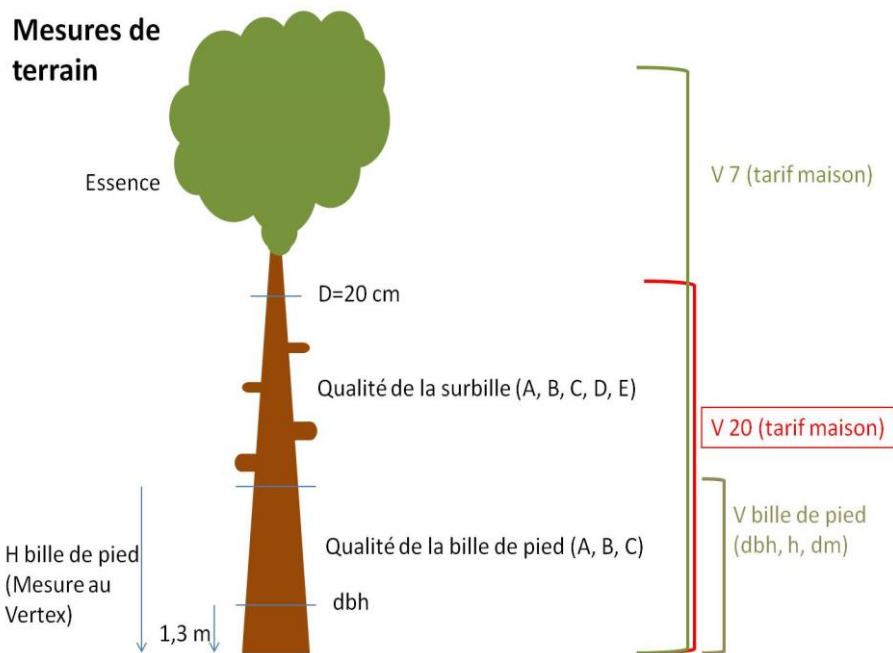


Figure 5: Mesures réalisés sur un arbre de réserve. Dbh est le diamètre à 1,30 m mesuré au compas, V20 est le volume du bois d'œuvre, V7 est le volume du bois fort, V bille : volume de bille

### ***Le service de recyclage de la matière ligneuse***

La dégradation du bois mort est un processus important qui favorise la fertilité et la création des habitats par la redistribution verticale et horizontale des nutriments (Emberger et al., 2013). Il est lié aux coléoptères saproxyliques qui sont des organismes vivant au moins une partie de leur cycle de vie dans les arbres morts et représentant ¼ de la biodiversité en forêt



(Vallauri et al., 2015). Le niveau de dégradation du bois a été évalué par placette, à partir du volume des arbres mort à l'hectare (figure 5) en considérant les arbres morts anciens (stade 3 à 5) et récents (stade 1 à 2) compris dans le tour relascopique et dont le diamètre à 1,30 est supérieur ou égale à 20 cm. Le volume a été calculant en utilisant le volume du cylindre :

$$V(m^3/ha) = (Cm^2 * H / 4\pi) * Nc$$

Où Cm est la circonférence médiane de l'arbre définie à partir de la circonférence à 1,30 m et de la décroissance métrique de l'arbre selon de tarif de Chaude 11 (Chaude, 1978 ; (Parde and Bouchon, 1988) et H est la hauteur totale du bois mort.  $Nc = \pi 10^8 [\text{ArcTan}(2/50)/C]^2$



Figure 6 : Les différents stades de décomposition du bois mort (saproxylation). 1) bois mort depuis moins d'un an (stade 1), 2) bois mort depuis 2 à 3 ans (stade), 3) bois mort qui commence à se décomposer (stade 3), 4) bois mort clairement décomposé, 5) bois mort presque totalement décomposé

A partir des volumes de bois mort réparti entre les 5 stades de saproxylation, nous avons défini un indice de saproxylation (KS) en comparant la part des 5 stades de saproxylation avec celle trouvé dans les forêts subnaturelles servant de référence (Larrieu et al., 2012). Plus l'indice est bas, plus le profil se rapproche de la situation de référence. La valeur de 1 correspond aux bois qui n'ont pas de bois mort (au sens de la mesure avec le Bitterlich)

### ***Le disservice d'abrouissement lié au chevreuil***

Le disservice lié à la présence du chevreuil qui cause des dégâts pour la régénération forestière a été évalué à partir de l'indice de consommation de la végétation (IC). Cet indice traduit les variations de la pression exercée par les ongulés sur la flore lignifiée d'un massif forestier donné et la relation entre la population et son environnement. L'indice correspond au taux de consommation globale de la flore lignifiée d'un massif, ou au taux de consommation par espèce lignifiée (pour les espèces les plus présentes). La méthode consiste à observer sur des placettes d'1 m<sup>2</sup> la présence des végétaux ligneux et semi-ligneux

et la consommation exercée par les ongulés sur ces derniers, au sein de chaque placette. Un minimum de 150 placettes a été respecté pour chaque forêt (Fiches techniques ICE-2015, N°13 : Indice de Consommation (IC)).

Le calcul de l'IC pour une saison donnée est détaillé à partir des données comme suit :

$$IC = (nc + 1) / (np + 2)$$

np = nombre de placettes avec présence d'au moins une espèce lignifiée

nc = nombre de placettes avec au moins une espèce lignifiée consommée

#### ***Le disservice lié à la présence des plantes piquantes limitant l'accessibilité des forêts***

Les forêts paysannes délivrent des services culturels et de production (loisirs, récréation, écotourisme, cueillettes de fruits et champignons) aux citoyens. Nous avons considéré l'accessibilité des forêts paysannes comme indicateur de service culturel. L'accessibilité des forêts a été défini à partir de la part d'espèces végétales piquantes selon le rapport « recouvrement espèces épineuse / recouvrement total des espèces végétales » recensé avec le protocole de diversité végétale pour chaque placette.

#### **4. Analyses statistiques**

Les analyses statistiques ont été réalisées sous R 2.15 en incluant le package « vegan » (Oksanen et al., 2013) pour le calcul des indices de diversité (richesse spécifique et abondance totale). Les package « Hmisc » et « corrplot » (Friendly, 2002; ) ont servis à effectuer les corrélations de Spearman entre les différents services/disservice et les indices de biodiversité. Bien qu'elle soit moins robuste que celle de Pearson, la corrélation de Spearman convient mieux à nos données, puisque ces dernières ne sont pas paramétriques (LEGENDRE, 2007) et que la taille des échantillons est faible. Le coefficient de Spearman ( $\rho$ ) nous renseigne sur le niveau de liaison entre les variables (faible si  $<0,5$  ; moyen entre  $0,5$  et  $0,8$  ; fort entre  $0,8$  et  $1$ ) (LEGENDRE, 2007). La p-value associée renseigne sur la significativité de ce lien.

Nous avons choisi d'étudier d'une part les relations entre le service de production bois et la biodiversité et d'autre part les relations entre le service de production de bois et les autres services. L'effet du paysage a été évalué en analysant l'influence du taux de boisement dans le paysage sur la production de bois. Les différentes relations ont été analysées à partir de

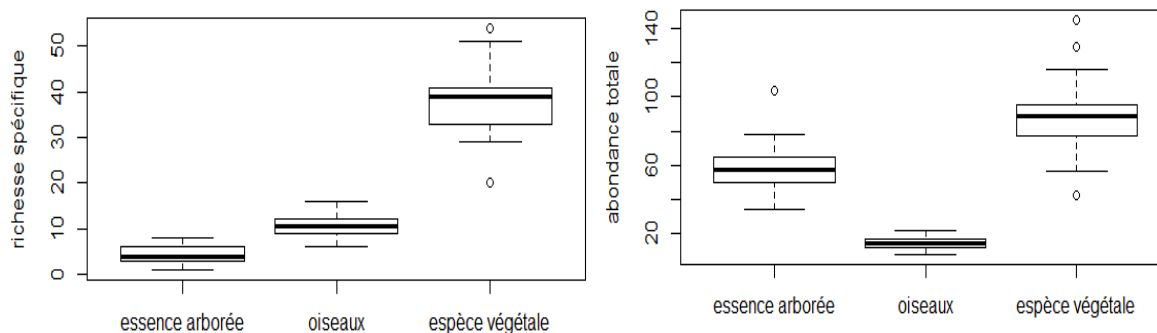
modèles linéaires multiples en normalisant la variable réponse (valeur marchande des arbres vivants) par la fonction logarithme et en sélectionnant les meilleurs modèles à partir de leur critère d'information Akaike (AIC) et de leur degré de significativité ( $p$ -value $<0.05$ ).

Indicateur	Catégorie	Bénéficiaire	Variables mesurées indicateur
Production	Service de production	Producteur/ Propriétaire	Valeur marchande des arbres vivant (euro/m <sup>3</sup> /ha)
Saproxylation	Service de soutien	Producteur/ propriétaire	Indice de saproxylation
Végétation piquante	Disservice de la catégorie Services culturels	Citoyens	Part d'espèce végétale piquante
Abroustissement	Disservice de la catégorie Services de régulation	Producteur/ propriétaire	Indice de consommation du chevreuil
Diversité forestière	Biodiversité		richesse spécifique et abondance totale des essences arborées
Diversité végétale herbacée	Biodiversité		richesse spécifique et abondance totale des espèces végétales
Indice de biodiversité potentielle (IBP)	Biodiversité		IBP gestion, volume moyen de bois mort récent et ancien biodiversité et le paysage à (m <sup>3</sup> /ha)
Diversité d'oiseaux	Biodiversité		richesse spécifique et abondance totale des oiseaux
Fragmentation	Paysage		Taux de boisement dans le paysage

Tableau 2: Liste des indicateurs et variables mesurées pour chaque service, disservices, la biodiversité et le paysage à l'échelle des 30 forêts

### III. Résultats

#### 1. Evaluation de la biodiversité



**Figure 7: Richesse spécifique et abondance totale des arbres, oiseaux et végétaux mesurés dans les forêts paysannes (N=30)**

Pour l'ensemble des 30 forêts, 54 espèces végétales dont 145 individus ont été répertoriés (figure 7). Le nombre moyen d'espèce végétale est de  $38,23 \pm 6,89$ . 16 espèces d'oiseaux dont 22 individus au total ont été échantillonnées (figure 7). La richesse spécifique des oiseaux est en moyenne de  $10 \pm 2,40$ . Les 30 forêts comptent entre 1 et 8 espèces d'arbres avec une moyenne d'essence arborée de  $4 \pm 1,76$  (figure 7). Le volume de bois mort récent et ancien a été estimé à 17 m<sup>3</sup>/ha et 88,98 m<sup>3</sup>/ha respectivement. Le volume moyen de bois mort récent est de  $2,77 \pm 4,96$  m<sup>3</sup>/ha et le volume moyen de bois mort ancien de  $18,66 \pm 25,12$  m<sup>3</sup>/ha.

La biodiversité potentielle liée à la gestion est relativement moyenne (note comprise entre 13 et 22) avec une note moyenne de 20,67 attribuée à l'ensemble des forêts (annexe).

#### 2. Evaluation des services écosystémiques

Les niveaux de (dis)services sont présentés dans le tableau 4. La valeur marchande des arbres pour l'ensemble des forêts est comprise entre 2618 euro/ha et 14430 euro/ha avec une moyenne de  $6859 \text{ euro/m}^3 \pm 3371$ . La part d'espèce piquante dans les bois est estimée en moyenne à  $0,72 \pm 0,23$  (tableau 4). L'indice de saproxylation varie entre 0 (lorsque le nombre de stade de saproxylation était nul) et 0,95 (avec 4 stade de saproxylation) avec une moyenne de  $0,29 \pm 0,14$  (tableau 4). Le disservice lié à l'abrutissement du chevreuil est compris entre 0,18 et 0,92 avec une moyenne évaluée à  $0,64 \pm 0,19$  (tableau 4).

	Indicateur de service écosystémique	Minimum	moyenne	Ecart type	maximum
<b>Service de production</b>	Valeur marchande (euro/m3)	2618	6859	3371.1	14430
<b>Service de décomposition</b>	Indice de saproylation	0.11	0.29	0.14	0.61
<b>Service culturel</b>	part d'espèce piquante	0.2	0.72	0.23	1
<b>Disservice</b>	Indice de consommation global	0.18	0.64	0.19	0.92

Tableau 3: Niveau des services et disservices écosystémiques mesurés dans les 30 forêts paysannes

### 3. Corrélation entre les services écosystémiques et biodiversité

Le volume de bois mort ancien est très significativement corrélé à l'IBP gestion ( $\rho = 0.39$ ,  $p$ -value  $< 0.001$ ) et le volume de bois mort récent est significativement corrélé à la richesse spécifique ( $\rho = 0.44$ ,  $p$ -value  $< 0.05$ ) et à l'abondance des essences arborée ( $\rho = 0.41$ ,  $p$ -value  $< 0.05$ ) (Figure 5). Les essences arborées et les espèces végétales sont positivement corrélées tant par leur abondance ( $\rho = 0.6$ ,  $p$ -value  $< 0.001$ ) que par leur richesse spécifique ( $\rho = 0.37$ ,  $p$ -value  $< 0.05$ ) (Figure 5). La richesse spécifique des oiseaux sont positivement corrélée avec le taux de boisement ( $p$ -value  $< 0.05$ ,  $\rho = 0.45$ ) (Figure 5).

La valeur marchande des bois est très significativement corrélée à plusieurs indicateurs de biodiversité (Figure 5). La valeur marchande est corrélée au niveau de biodiversité potentielle lié au peuplement et à la gestion ( $p$ -value  $< 0.001$ ,  $\rho = 0.49$ ), à la richesse spécifique et à l'abondance des essences arborées ( $p$ -value  $< 0.05$ ,  $\rho = 0.41$  et  $\rho = 0.37$  respectivement), au volume de bois mort ancien et récent ( $p$ -value  $< 0.05$ ,  $\rho = 0.36$  et  $0.32$  respectivement). L'indice de saproxylation est hautement corrélé aux volumes de bois mort (ancien et récent), à la richesse spécifique et à l'abondance des essences arborée ( $p$ -value  $< 0.01$ ,  $\rho = -0.88$ ,  $-0.49$ ,  $-0.51$ ,  $-0.18$ ). La proportion d'espèce piquante est corrélée au volume de bois mort ancien ( $p$ -value  $< 0.05$ ,  $\rho = -0.14$ ).

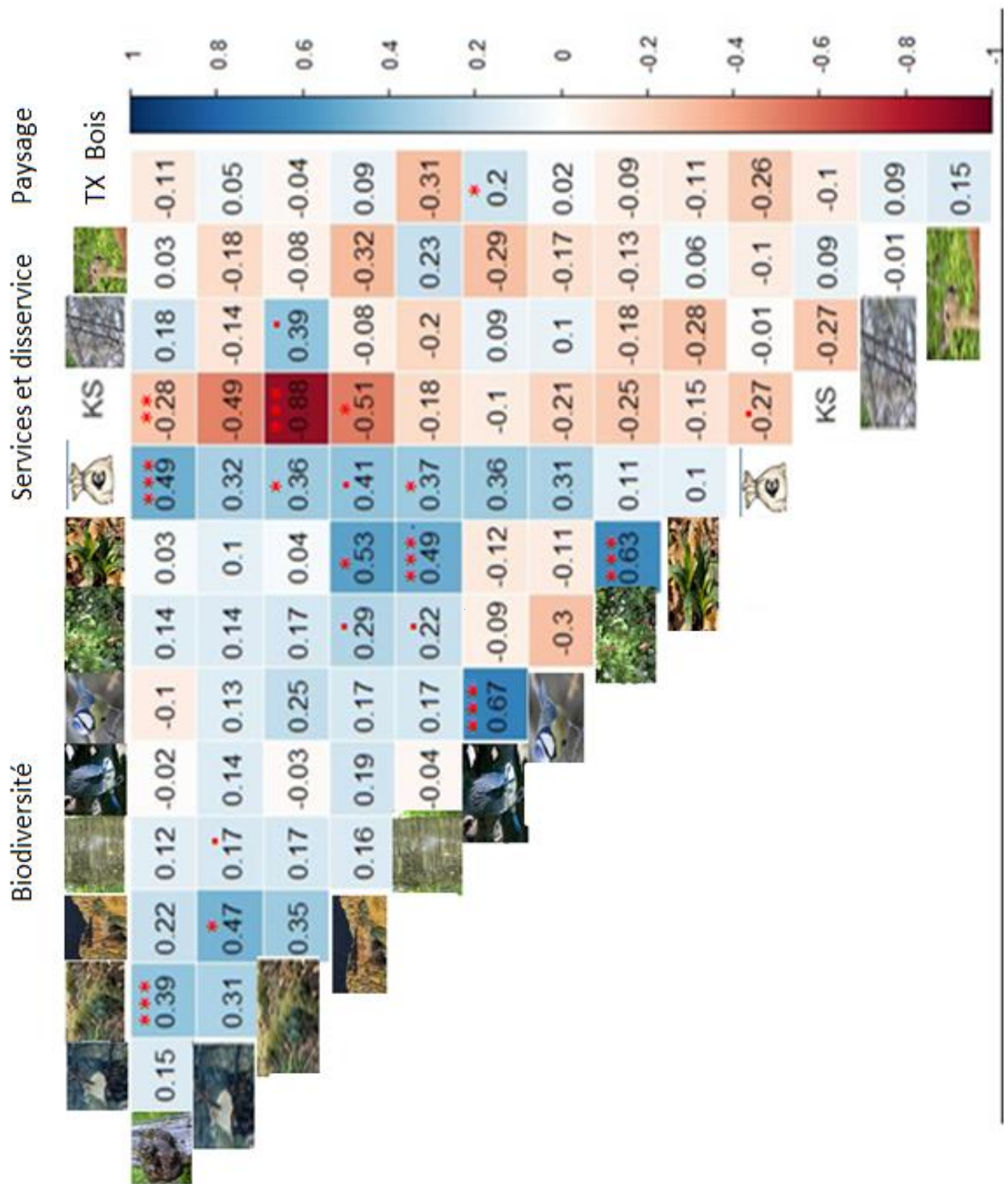


Figure 5 : Figure 8: Matrice de corrélation par paire des services/disservice écosystémiques et des indicateurs de biodiversité. Le bleu indique les variables corrélées positivement et le rouge celles corrélées négativement. Le niveau de corrélation est indiqué selon l'intensité des couleurs. Le degré de significativité des corrélations est donnée par : 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 '' . Les variables sont représentées par leurs symboles respectifs, dans l'ordre des colonnes : 1) le volume moyen de bois mort récent, 2) le volume moyen de bois mort ancien, 3) la richesse spécifique des essences arborées, 4) l'abondance totale des essences arborées, 5) la richesse spécifique des espèces d'oiseaux, 6) l'abondance totale des oiseaux, 7) la richesse spécifique des plantes, 8) l'abondance totale des plantes, 9) la valeur marchande

moyenne des bois, 10) l'indice de saproxylation, 11) la proportion d'espèce piquante, 12) l'indice de consommation globale, 13) le taux de boisement dans le paysage.

#### 4. Relation entre la biodiversité et le service de production de bois et relation entre les différents services dans les forêts paysannes

Modèles	Variables explicatives	$\alpha$	F-ratio	p-value	df	R <sup>2</sup>	AIC
<b>Modèle 1</b> <b>Variable réponse :</b> <b>Valeur marchande de bois</b>	IBP_gestion	0.056	13.38	0.0101**	1	0.50	-55.34
	Richesse des arbres	0.056	5.14	0.1962	1		
	Abondance des arbres	0.009	3.04	0.0783	1		
	richesse des oiseaux	0.056	3.72	0.0653	1		
<b>Modèle 2</b> <b>Variable réponse :</b> <b>Valeur marchande de bois</b>	lbp_gestion	0.0620	13.005 1	0.0050**	1	0.47	-55.3
	Richesse des oiseaux	0.0111	4.7020	0.0401*	1		

Tableau 4: Régression linéaire entre la valeur moyenne marchande et les indices de biodiversité. Le degré de significativité des relations est donné par : 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 '' 1.

La biodiversité potentielle liée à la gestion et au peuplement, la biodiversité des oiseaux et l'abondance des arbres sont positivement corrélées à la valeur marchande moyenne (tableau 5). Le nombre d'individu d'arbre dans les forêts explique mieux la production de bois que la richesse spécifique des arbres (tableau 5). Les forêts qui ont un haut niveau de service ont également un niveau de biodiversité (IBP de gestion, oiseaux, arbre) élevée (figure 6). La biodiversité végétale, les volumes de bois mort ancien et récent n'expliquent pas significativement la production de bois.



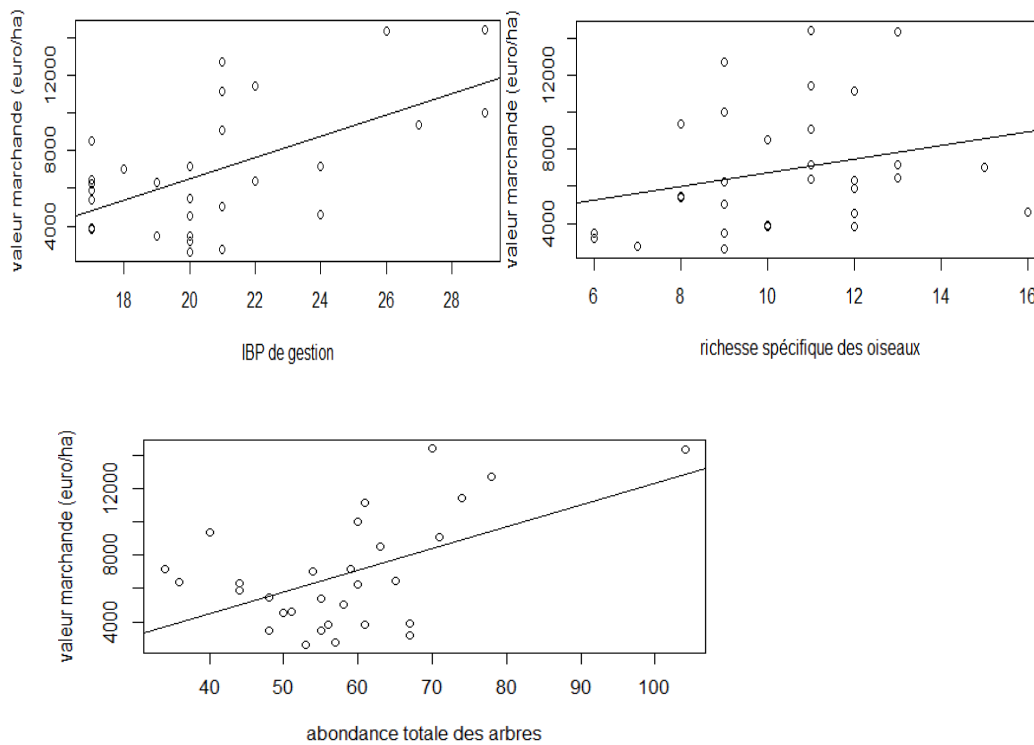


Figure 9: relation entre biodiversité- service de production de bois

Aucune relation significative n'est observée entre les (dis)services écosystémiques (tableau 6). La présence de bois de stade avancée, la présence d'espèce piquante et l'abrutissement des chevreuils n'affectent pas la valeur marchande des bois.

	Variables explicatives	p-value
<b>Modèle</b>	Indice de consommation global	0.4813
<b>Variable réponse :</b>		
<b>Valeur marchande de bois</b>	Part d'espèce piquante	0.8677
	Indice de saproxylation	0.0978

Tableau 5: Régression linéaire multiple entre la valeur marchande et les autres services. Le degré de significativité des relations est donné par : 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 '' 1

## 5. Effet du paysage sur le service de production et la biodiversité

modèles	Variables explicatives	$\alpha$	F-ratio	p-value	df	R <sup>2</sup>	AIC
---------	------------------------	----------	---------	---------	----	----------------	-----



<b>Modèle 1</b> <b>Variable</b> <b>réponse :</b> <b>Valeur</b> <b>marchande</b> <b>de bois</b>	Taux de boisement dans le paysage	-2.42249	4.2644	0.00171**	1	0.62	-63.58
	Richesse des arbres	0.07893	14.579	0.03645 *	1		
	Richesse des oiseaux	0.09730	11.624	0.00210**	1		
	IBP de gestion	0.05753	10.697	0.00312**	1		
<b>Modèle 2</b> <b>Variable</b> <b>réponse :</b> <b>Valeur</b> <b>marchande</b> <b>de bois</b>	Taux de boisement dans le paysage			0.176			

Tableau 6: Régression linéaire multiple entre la valeur marchande et le taux de boisement

Le modèle qui intègre le taux de boisement dans le paysage explique mieux la relation entre la production de bois et la biodiversité ( $R^2=0.62, p\text{-value}<0.05$ ). Les forêts intégrées dans un paysage très boisé (0.3 à 0.46) ont un niveau de production plus faible que les forêts isolées dans le paysage (figure 7).

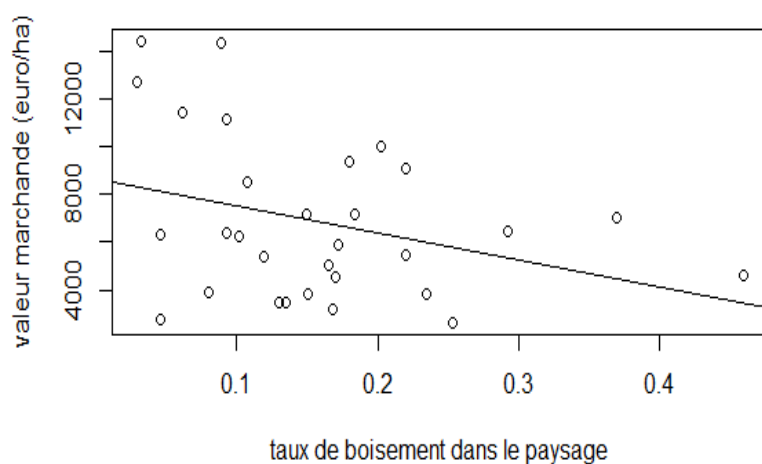


Figure 10: Relation linéaire entre la production de bois et le taux de boisement dans le paysage

## IV. Discussion

### Un niveau économique de production de bois globalement moyen pour les forêts paysannes

La valeur économique des bois échantillonnés est relativement moyen (46% comparés aux petits bois du sud-ouest de la France (15000 euro /ha) (Sourdril et al., 2012) confirmant les résultats de Sourdril et al 2012. Les études précédentes ont mise en évidence l'influence du système social sur l'usage, la structure et la gestion des forêts paysannes (Sourdril et al.,

2012). Ces forêts sont gérées selon un « système à maison » qui se définit par la transmission et la gestion des forêts au cours des générations pour répondre aux besoins des agriculteurs. Contrairement aux forêts publiques ou appartenant aux sylviculteurs privés, les forêts paysannes sont maintenues principalement pour leur valeur patrimoniale plutôt que pour leur valeur économique (Sourdril et al 2012, Laude, 1996). La diminution de leur exploitation au cours du temps et la modernisation des populations rurales ont conduit à l'abandon des forêts ou à leur maintien dans les zones les plus défavorables à l'agriculture (Sourdril et al., 2012). Les forêts maintenues ne sont exploitées que par cueillette (coupe d'un bel arbre) et taillis (bois de chauffage) [Bois, 1995]. Le manque d'intervention sylvicoles dans les zones les moins accessibles a conduit aux vieillissements des bois (Guyon et al., 1996, Bois, 1995).

### **Une relation positive entre biodiversité et production de bois dans les forêts paysannes**

Les hauts niveaux de richesse spécifique des oiseaux et de la végétation au sein des forêts étudiées suggèrent une qualité d'habitat favorable à la biodiversité. Cela peut s'expliquer par la richesse spécifique des essences arborées, l'absence d'espèce exotique, l'ancienneté de l'état boisé et le niveau d'IBP de gestion au sein de ces forêts. Ces facteurs déterminent la qualité écologique des forêts (Vallauri et al., 2015) et sont connus pour affecter fortement les différents groupes taxonomiques et fonctionnels (Paillet et al, 2010), en particulier les oiseaux et la végétation (Decocq et al, 2016). Ces résultats sont concordants avec la valeur économique estimée de ces forêts, et rejoignent les patrons classiquement observés entre biodiversité et gestion sylvicole (Carnus et al, 2006 ; Paillet et al, 2010).

Toutefois, aucun compromis n'a été trouvé dans notre étude entre la biodiversité et le service de production de bois. Nos résultats montrent au contraire des relations positives entre (i) le niveau de production de bois, (ii) la biodiversité à travers l'IBP lié à la gestion et aux peuplements et (iii) la biodiversité des oiseaux. De tels résultats ont également été trouvés dans de récentes études portant sur *des forêts non-intensivement gérées* (Brandt et al., 2014; Gamfeldt et al., 2013; Tilman et al., 2012). A des niveaux de gestion modérés, biodiversité et production de bois sont en effet positivement corrélés, grâce aux fonctions assurées par certains taxons et qui soutiennent la production de bois (comme la décomposition de la litière, la régulation des insectes défoliateurs, etc...), tandis que la relation s'inverse dans des forêts intensivement gérées, souvent de type monoculture (van

der Plas et al., 2016). Cependant, nous n'avons trouvé aucune relation entre la richesse spécifique des arbres et la production de bois, contrairement à ce qui est attendu pour les forêts à niveau de gestion modéré (Gamfeldt et al., 2013; van der Plas et al., 2016). Cela suggère une plus grande diversité d'intensité de gestion dans les forêts paysannes allant au-delà de la catégorie « niveau de gestion modéré », et qui masquerait ce pattern attendu ; l'analyse fine du niveau de gestion de chacune des 30 forêts paysannes étudiées permettra de tester cette hypothèse.

### **Ni compromis, ni synergie entre les services écosystémiques étudiés dans les forêts paysannes**

Aucun compromis, ni synergie n'a été trouvé entre les services écosystémiques étudiés dans les forêts paysannes. Nous pouvons supposer que le haut niveau de biodiversité inféodé à ces forêts soutient leurs multifonctionnalités et favorise la provision de multiple service. Tuner et al., 2007 et Chan et al., 2006 ont montré une concordance entre la biodiversité et services dans les écosystèmes délivrant de multiples services. Les forêts paysannes pourraient donc favoriser la conservation de la biodiversité tout en offrant d'importants services. Le niveau d'abrutissement indique une forte fréquentation du chevreuil qui pourrait favoriser la chasse dans ces forêts d'autant plus que ce disservice n'affecte pas la production de bois.

### **Influence du contexte paysager**

Les forêts les plus isolées dans le paysage présentent une diversité d'espèces plus faible que celles intégrées dans une matrice plus boisée et donc moins isolées. Ces résultats sont concordant avec les attendus de la théorie de la biogéographie des îles de Marc Arthur & Wilson (1963). Les forêts isolées sont éloignées des sources de colonisation et sont moins susceptibles de recevoir des migrants des forêts environnantes. Par exemple, la quantité d'habitat autour des forêts et leur isolement modulent la capacité de dispersion, la migration et le déplacement des oiseaux (Decocq et al., 2016)

La fragmentation des paysages en influençant la biodiversité affecte les services (régulation des ravageurs) soutenus par cette biodiversité (Mitchell et al., 2015). Nos résultats révèlent notamment une baisse du service de production de bois des forêts intégrées dans les paysages les plus boisés. Ces forêts sont généralement maintenues dans les zones les plus

défavorables à l'agriculture et les moins accessibles, et ont davantage une valeur patrimoniale pour leurs propriétaires (Sourdril et al., 2012). Les forêts isolées au sein de parcelles agricoles, c'est-à-dire dans des zones où il y a davantage de concurrence pour l'usage des terres, sont quant à elles probablement maintenues pour leur service de production; elles présentent en effet les plus hautes valeurs marchandes. La gestion menée dans ces forêts pour favoriser ce service de production pourrait être un facteur supplémentaire de la diversité relativement plus faible mesurée. Les futures analyses statistiques menées dans les forêts isolées et celles non-isolées permettront de tester cette hypothèse.

## **V. Conclusion**

Nos résultats suggèrent que la gestion des forêts paysannes pour la production de bois n'influence pas négativement le niveau de biodiversité. Ces forêts ayant d'avantage une valeur patrimoniale pour les agriculteurs elles ne sont exploitées que pour répondre aux besoins en bois de chauffage ou en bois d'œuvre. Ce mode de gestion semble favoriser la biodiversité analysée dans le cadre de cette étude et assurer une multifonctionnalité de ces forêts. Des études supplémentaires doivent être menées au travers d'enquête pour définir la perception de la biodiversité par les agriculteurs. La relation positive trouvée entre la biodiversité et la production de bois et l'absence de relation entre les dis (services) indiquent que ces forêts peuvent être gérées à la fois pour la conservation de la biodiversité et pour la provision de multiples services. Toutefois, cette gestion doit prendre en compte l'influence du paysage qui influence fortement la biodiversité et les services et la perception.

## Annexe

IBP : critères A à G		
Note		Biodiversité liée à la gestion
absolue	relative %	
0 à 5	0 à 15	faible
6 à 12	16 à 35	assez faible
13 à 22	36 à 65	moyenne
23 à 31	66 à 90	assez forte
32 à 35	91 à 100	forte

Tableau1 : Echelle de notation de la biodiversité liée à la gestion (Larrieu et Gonin, 2008)

Réserves	Essence	qualité	dbh (cm)	prix unitaire (euros/m3)
	Hêtre	B	>45	90
		C	>35	25
		D	>30	16
	Chênes	B	>50	325
		C	>40	92
		D	>30	23
	Frêne	B	>45	180
		C	>35	75
		D	>30	15
	Merisier	B	>45	150
		C	>35	55
		D	>30	15
		Autres essences	C	>30
		D	>30	15
<b>Taillis</b>			>10	10
<b>Bois enstérable</b>				10

Tableau 2 : Prix du marché (2015) des arbres de taillis et de réserve

## Bibliographie

- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services: Biodiversity and ecosystem functioning/services. *Ecol. Lett.* 9, 1146–1156. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x
- Bitterlich, W., 1984. The relascope idea. Relative measurements in forestry. Commonwealth Agricultural Bureaux.
- Brandt, P., Abson, D.J., DellaSala, D.A., Feller, R., von Wehrden, H., 2014. Multifunctionality and biodiversity: Ecosystem services in temperate rainforests of the Pacific Northwest, USA. *Biol. Conserv.* 169, 362–371. doi:10.1016/j.biocon.2013.12.003
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67.
- Cardinale, B.J., Ives, A.R., Inchausti, P., 2004. Effects of species diversity on the primary productivity of ecosystems: extending our spatial and temporal scales of inference. *Oikos* 104, 437–450.
- Cateau, E., Larrieu, L., Vallauri, D., Savoie, J.-M., Touroult, J., Brustel, H., 2015. Ancienneté et maturité : deux qualités complémentaires d'un écosystème forestier. *C. R. Biol.* 338, 58–73. doi:10.1016/j.crvl.2014.10.004
- Chan, K.M., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C., 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biol* 4, e379.
- Costanza, R., Fisher, B., Mulder, K., Liu, S., Christopher, T., 2007. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. *Ecol. Econ.* 61, 478–491.
- Daily, G.C., Alexander, S., Ehrlich, P.R., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P.A., Mooney, H.A., Postel, S., Schneider, S.H., Tilman, D., 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. Ecological Society of America Washington (DC).

- De Warnaffe, G.D.B., Deconchat, M., Ladet, S., Balent, G., 2006. Variability of cutting regimes in small private woodlots of south-western France. *Ann. For. Sci.* 63, 915–927.
- Decocq, G., Andrieu, E., Brunet, J., Chabrierie, O., De Frenne, P., De Smedt, P., Deconchat, M., Diekmann, M., Ehrmann, S., Giffard, B., Mifsud, E.G., Hansen, K., Hermy, M., Kolb, A., Lenoir, J., Liira, J., Moldan, F., Prokofieva, I., Rosenqvist, L., Varela, E., Valdés, A., Verheyen, K., Wulf, M., 2016. Ecosystem Services from Small Forest Patches in Agricultural Landscapes. *Curr. For. Rep.* 2, 30–44. doi:10.1007/s40725-016-0028-x
- Deconchat, M., 1999. Exploitation forestière et biodiversité. Exemple dans les forêts fragmentées des coteaux de Gascogne.
- Emberger, C., Larrieu, L., Gonin, P., 2013. Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Comprendre l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). Document technique. Institut pour le développement forestier, Paris.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L., Sjöberg, K., 1997. Boreal forests. *Ecol. Bull.* 16–47.
- Fitter, A., Elmquist, T., Haines-Young, R., Potschin, M., Rinaldo, A., Setälä, H., Stoll-Kleemann, S., Zobel, M., Murlis, J., 2010. Chapter 1. An Assessment of Ecosystem Services and Biodiversity in Europe, in: Harrison, R.M., Hester, R.E. (Eds.), *Issues in Environmental Science and Technology*. Royal Society of Chemistry, Cambridge, pp. 1–28.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., others, 2005. Global consequences of land use. *science* 309, 570–574.
- Freer-Smith, P., Carnus, J.-M., 2008. The sustainable management and protection of forests: analysis of the current position globally. *AMBIO J. Hum. Environ.* 37, 254–262.
- Friendly, M., 2002. Corrgrams: Exploratory displays for correlation matrices. *Am. Stat.* 56, 316–324.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M.C., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C.D., Mikusiński, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andrén, H., Moberg, F., Moen, J., Bengtsson, J., 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nat. Commun.* 4, 1340. doi:10.1038/ncomms2328
- Gonin, P., 1993. Les stations à intérêt forestier sur les coteaux et vallées de Midi-Pyrénées situées à l'est de la Garonne. *Cent. Etudes Tech. Econo-Miques For. Garonnais Toulouse*.

- Ingram, J.C., Redford, K.H., Watson, J.E., 2012. Applying ecosystem services approaches for biodiversity conservation: benefits and challenges. *SAPI EN Surv. Perspect. Integrating Environ. Soc.*
- Kang, H., Seely, B., Wang, G., Innes, J., Zheng, D., Chen, P., Wang, T., Li, Q., 2016. Evaluating management tradeoffs between economic fiber production and other ecosystem services in a Chinese-fir dominated forest plantation in Fujian Province. *Sci. Total Environ.* 557-558, 80–90. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.03.061
- Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R., Boucher, T., 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316, 1866–1869.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Delarue, A., 2012. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *Eur. J. For. Res.* 131, 773–786.
- LARRIEU, L., GONIN, P., 2008. L'indice de biodiversité potentielle (ibp): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers.
- Mace, G.M., Norris, K., Fitter, A.H., 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends Ecol. Evol.* 27, 19–26. doi:10.1016/j.tree.2011.08.006
- Millennium Ecosystem Assessment (Program) (Ed.), 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mitchell, M.G., Suarez-Castro, A.F., Martinez-Harms, M., Maron, M., McAlpine, C., Gaston, K.J., Johansen, K., Rhodes, J.R., 2015. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends Ecol. Evol.* 30, 190–198.
- Naeem, S., Thompson, L.J., Lawler, S.P., Lawton, J.H., Woodfin, R.M., 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 347, 249–262.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, Dr., Chan, K.M., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front. Ecol. Environ.* 7, 4–11.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2013. Package "vegan". *Community Ecol. Package Version 2*.



- Puettmann, K.J., Coates, K.D., Messier, C.C., 2012. A critique of silviculture: managing for complexity. Island Press.
- Rodríguez, J.P., Beard, T.D., Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S.J., Agard, J., Dobson, A.P., Peterson, G.D., 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecol. Soc.* 11, 28.
- Rondeux, J., 1993. La mesure des arbres et des peuplements forestiers. Les presses agronomiques de Gembloux.
- Simon, S., Bouvier, J.-C., Debras, J.-F., Sauphanor, B., 2010. Biodiversity and pest management in orchard systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 139–152.
- Sourdril, A., Andrieu, E., Cabanettes, A., Elyakime, B., Ladet, S., 2012. How to Maintain Domesticity of Usages in Small Rural Forests? Lessons from Forest Management Continuity through a French Case Study. *Ecol. Soc.* 17. doi:10.5751/ES-04746-170206
- Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia* 121, 432–440. doi:10.1007/s004420050949
- Tallis, H., Kareiva, P., Marvier, M., Chang, A., 2008. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 105, 9457–9464.
- Tallis, H., Polasky, S., 2009. Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1162, 265–283.
- Thompson, I.D., Okabe, K., Tylanakis, J.M., Kumar, P., Brockerhoff, E.G., Schellhorn, N.A., Parrotta, J.A., Nasi, R., 2011. Forest biodiversity and the delivery of ecosystem goods and services: translating science into policy. *BioScience* 61, 972–981.
- Tilman, D., Reich, P.B., Isbell, F., 2012. Biodiversity impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 10394–10397.
- Truchy, A., Angeler, D.G., Sponseller, R.A., Johnson, R.K., McKie, B.G., 2015. Linking Biodiversity, Ecosystem Functioning and Services, and Ecological Resilience, in: *Advances in Ecological Research*. Elsevier, pp. 55–96.
- Vallauri, D., Rossi, M., Cateau, E., 2015. La nature en forêt: qualités clés à conserver.
- Van der Plas, F., Manning, P., Allan, E., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K., Wirth, C., Zavala, M.A., Hector, A., Ampoorter, E., Baeten, L., 2016. Jack-of-all-trades effects drive biodiversity-ecosystem multifunctionality relationships in European forests. *Nat. Commun.* 7.

Winfree, R., W. Fox, J., Williams, N.M., Reilly, J.R., Cariveau, D.P., 2015. Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. *Ecol. Lett.* 18, 626–635. doi:10.1111/ele.12424

Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *science* 314, 787–790.