

# Dynamique contrastée de la compaction d'un Ferralsol après une défriche mécanisée alternative en Guyane française

Xavier GUERRINI<sup>1,2</sup>  
Vincent FREYCON<sup>3,4</sup>  
Alexandre DE HALDAT DU LYS<sup>1,2</sup>  
Éric, André NICOLINI<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> CIRAD  
UMR AMAP  
97387 Kourou  
Guyane française  
France

<sup>2</sup> AMAP  
Univ Montpellier  
CIRAD, CNRS, INRAE, IRD  
Montpellier  
France

<sup>3</sup> CIRAD  
UPR Forêts et Sociétés  
34398 Montpellier  
France

<sup>4</sup> Forêts et Sociétés  
Univ Montpellier, CIRAD  
Montpellier  
France

**Auteur correspondant /  
Corresponding author:**  
Éric, André NICOLINI -  
[eric.nicolini@cirad.fr](mailto:eric.nicolini@cirad.fr)



**Photo 1.**

Bagasses (*Bagassa guianensis*; Moraceae) plantées, âgées de 30 mois et accompagnées d'un couvert herbacé semé de *Stylosanthes guianensis* (Fabaceae) de même âge, dans une placette à Régina en Guyane française. *Bagasse (Bagassa guianensis; Moraceae) planted, 30 months old and accompanied by a herbaceous cover sown with Stylosanthes guianensis (Fabaceae) of the same age, in a plot in Régina in French Guiana.*  
Photo E. A. Nicolini.

Doi : 10.19182/bft2021.348.a36751 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 30 novembre 2020 ; date d'acceptation : 25 mars 2021 ; date de publication : 18 juin 2021.



Licence Creative Commons :  
Attribution - 4.0 International.  
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

#### Citer l'article / To cite the article

Guerrini X., Freycon V., de Haldat du Lys A., Nicolini E.A., 2021. Dynamique contrastée de la compaction d'un Ferralsol après une défriche mécanisée alternative en Guyane française. Bois et Forêts des Tropiques, 348 : 65-78. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a36751>

## RÉSUMÉ

### Dynamique contrastée de la compaction d'un Ferralsol après une défriche mécanisée alternative en Guyane française

Le changement d'usage des terres et l'impact de l'anthropisation sur les milieux forestiers tropicaux sont en progression constante sous les tropiques et en Guyane française. Ces changements sont souvent accompagnés de défriches mécanisées qui favorisent la compaction du sol. Notre objectif était de suivre l'évolution de la compaction du sol d'une parcelle de forêt naturelle exploitée (7 ha) soumise à une défriche mécanisée alternative (itinéraire « chop and mulch », couvert herbacé de *Stylosanthes guianensis*), puis replantée de quatre espèces forestières commerciales. Sur cet espace présentant finalement diverses couvertures de sol (sol nu, mulch, couvert herbacé), nous avons mesuré la densité apparente jusqu'à 30 cm de profondeur et effectué le test d'infiltration simplifié de Beerkan lors de trois campagnes : avant, juste après et neuf mois après la défriche. Avant la défriche, les sols avaient une très bonne capacité d'infiltration (111 cm/h), étaient peu denses à 0-5 cm de profondeur (0,88) et denses à 5-30 cm (1,19 à 1,40). Juste après la défriche, les sols avaient une capacité d'infiltration très réduite (2 cm/h) et leur couche de surface avait été fortement compactée (1,28) contrairement aux couches plus profondes (1,41 à 1,49). Neuf mois après la défriche, les sols avaient retrouvé une très bonne capacité d'infiltration (149 cm/h), particulièrement sous le couvert herbacé de *S. guianensis*, et leur couche de surface avait retrouvé une densité proche de l'état initial (1,01), contrairement aux couches plus profondes (1,46 à 1,58). De futures recherches sont nécessaires pour expliquer le retour rapide à l'état initial de la couche de surface et estimer la contribution relative de la macrofaune du sol, des racines et de la fissuration.

**Mots-clés :** compaction, sol, broyage et paillage, *Stylosanthes guianensis*, plantation, densité apparente, test Beerkan, Amazonie.

## ABSTRACT

### Contrasting compaction dynamics of a Ferralsol after alternative mechanised land clearing in French Guiana

Changes in land uses and human impacts in tropical forest environments are steadily increasing in the Tropics, including in French Guiana. These changes often bring mechanised land clearing that cause soil compaction. Our aim was to monitor soil compaction in a 7-ha parcel of natural forest after mechanised clearing (using an alternative “chop and mulch” method with *Stylosanthes guianensis* cover) and replanting with four commercial timber species. Over this area, which in fact presented different types of soil cover (bare soil, mulch, herbaceous cover), we measured bulk density down to a depth of 30 cm and performed Beerkan's simplified infiltration test over three campaigns, before clearing, just after and nine months after. Before clearing, the soil had a high infiltration capacity (111 cm/h), density was low down to 5 cm (0.88 density) and higher in the 5-30 cm layer (1.19 to 1.40). Just after clearing, the soil's infiltration capacity was much reduced (2 cm/h), the surface layer had been highly compacted (1.28) but the deeper layers less so (1.41 to 1.49). Nine months after clearing, the soil's infiltration capacity had greatly improved (149 cm/h), especially under the *S. guianensis* herbaceous cover, and surface layer density was close to its initial condition (1.01), unlike the deeper layer (1.46 to 1.58). Further research is needed to explain the rapid return of the surface layer to its initial condition and to assess the relative contributions of the soil's macrofauna, plant roots and fissuring.

**Keywords:** compaction, soil, shredding and mulching, *Stylosanthes guianensis*, plantation, bulk density, Beerkan test, Amazonia.

## RESUMEN

### Dinámica contrastada de compactación de un Ferralsol tras una artiga mecanizada alternativa en la Guayana Francesa

El cambio de uso del suelo y el impacto de la antropización en los entornos forestales tropicales aumentan constantemente en los trópicos y en la Guayana Francesa. Estos cambios suelen ir acompañados de artigas mecanizadas que favorecen la compactación del suelo. Nuestro objetivo fue monitorizar la evolución de la compactación del suelo en una parcela de bosque natural explotado (7 ha) sometida a una artiga mecanizada alternativa (mediante triturado y acolchado, con cubierta herbácea de *Stylosanthes guianensis*), y posteriormente replantada con cuatro especies forestales comerciales. En esta zona, que finalmente tuvo varias cubiertas de suelo (suelo desnudo, acolchado, cubierta herbácea), medimos la densidad aparente hasta una profundidad de 30 cm y realizamos la prueba de infiltración simplificada de Beerkan en tres campañas: antes, justo después y nueve meses después de la artiga. Antes de la artiga, los suelos tenían una capacidad de infiltración muy buena (111 cm/h), eran poco densos a 0-5 cm de profundidad (0,88) y densos a 5-30 cm (1,19 a 1,40). Inmediatamente después de la artiga, los suelos tenían una capacidad de infiltración muy baja (2 cm/h) y su capa superficial estaba fuertemente compactada (1,28) en contraste con las capas más profundas (1,41 a 1,49). Nueve meses después de la artiga, los suelos habían recuperado una muy buena capacidad de infiltración (149 cm/h), especialmente bajo la cubierta herbácea de *S. guianensis*, y su capa superficial había recuperado una densidad cercana al estado inicial (1,01), a diferencia de las capas más profundas (1,46 a 1,58). Se necesitan nuevas investigaciones para explicar la rápida recuperación de la capa superficial y para estimar la contribución relativa de la macrofauna del suelo, de las raíces y del resquebrajamiento.

**Palabras clave:** compactación, suelo, triturado y acolchado, *Stylosanthes guianensis*, plantación, densidad aparente, método Beerkan, Amazonia.

## Introduction

Avec la pression démographique planétaire, le changement d'usage des terres et l'impact de l'anthropisation sur les milieux forestiers tropicaux sont en progression constante. C'est le cas de la Guyane française, une région monodépartementale d'outre-mer de la France, couverte à 80 % par la forêt naturelle. La forte croissance démographique (4 % par an, 1999-2006 ; Millet, 2018) et économique (PIB + 3,9 % par an pour la période 1993-2006 ; Attali *et al.*, 2008) accentue la pression anthropique qui s'exerce actuellement au détriment de l'environnement forestier. Sur ce territoire, les activités agricoles et forestières gagnent sur la forêt naturelle dont le rôle sur la bande littorale est de fournir du bois d'œuvre et du bois biomasse pour la filière énergie.

Comme en Guyane l'exploitation du bois d'œuvre en forêt naturelle n'est ni rentable économiquement et ni durable, les plantations pourraient être une alternative (Hérault *et al.*, 2020), même s'il reste des freins à leur mise en place (Lopez, 2016). Si, pour fournir les besoins annuels actuels de bois d'œuvre (80 000 m<sup>3</sup> de grumes) et de biomasse, 10 000 à 20 000 ha de plantations forestières pourraient s'avérer suffisants à la Guyane d'ici 20 à 30 ans, cet espace est actuellement indisponible et ne pourra pas être gagné sur l'espace agricole déjà en quête de place. Si, à moyen terme, les plantations forestières devront être réalisées sur des espaces agricoles plus ou moins dégradés et délaissés, aujourd'hui il est nécessaire de gagner une partie de cet espace sur la forêt naturelle pour que les objectifs de sécurité énergétique visés par la Collectivité territoriale de la Guyane soient atteints d'ici 2030. Cette présente étude s'inscrit dans la perspective de l'usage *a minima* d'espaces naturels forestiers, exploités jadis pour leur bois et finalement rétrocédés au secteur agricole et forestier en raison de dégâts d'exploitation plus ou moins importants.

En Guyane, les nouveaux espaces gagnés sur la forêt naturelle sont généralement acquis au travers de la mise en œuvre de défriches rudimentaires telles que l'abattage à la main assorti d'un brûlis qui achève les travaux de dégagement des rémanents et fertilise le sol. Ce type d'itinéraire, aussi connu sous l'appellation anglophone « *slash-and-burn* », est de plus en plus souvent réalisé au moyen de bulldozers et/ou de pelles mécaniques pour abattre le couvert, récupérer quelques bois d'œuvre et mettre en andain les rémanents (gros et petits bois) au centre ou en bordure de la parcelle ; les andains sont ensuite incendiés. Cet itinéraire est alors considéré comme non résilient, puisqu'il conduit à une dégradation du sol, plus particulièrement à sa compaction (Fritsch et Sarraïlh, 1986 ; Grimaldi *et al.*, 1993 ; Davidson *et al.*, 2008).

En Guyane, la compaction des sols pourrait expliquer l'échec de nombreuses plantations d'arbres. Cependant, c'est un aspect qui n'a jamais été pris en compte, ni étudié lors de la mise en place des projets de plantations forestières. La compaction des sols est la conséquence majeure

de la conversion de la forêt en espaces plantés. Juste après la déforestation, elle est maximale dans l'horizon de surface et généralement perceptible jusqu'à au moins 30 cm de profondeur (Grimaldi *et al.* 1993 ; Page-Dumroese *et al.*, 2006 ; Powers *et al.*, 2005 ; Don *et al.*, 2011). Elle est caractérisée par une augmentation de la densité apparente (DA ; Nawaz *et al.*, 2013 ; Cresswell et Hamilton, 2002), une diminution de la porosité (Grimaldi *et al.*, 1993), une résistance à la pénétration mécanique (Viana *et al.*, 2014), une diminution de la vitesse d'infiltration des eaux de pluie, ainsi que l'apparition éventuelle d'hydromorphie (Dawidowski et Koolen, 1987). La déforestation par abattis-brûlis peut aussi mener à une érosion hydrique importante, en raison de la faible couverture du sol et de la dégradation de la structure du sol (Fritsch et Sarraïlh, 1986 ; Grimaldi *et al.*, 1993). La compaction du sol est perceptible sur plusieurs années, voire des dizaines d'années (Kozłowski, 1999 ; Page-Dumroese *et al.*, 2006). Ses conséquences sur la végétation sont, à l'échelle de l'arbre, une limitation de la croissance racinaire (Daddow et Warrington, 1983), plus particulièrement quand la DA dépasse une valeur seuil (« *Growth-limiting bulk density* »), et à l'échelle du peuplement, une diminution du rendement/productivité des cultures ou plantations (Powers *et al.*, 2005 ; Viana *et al.*, 2014). Le non-retour rapide à l'état initial des propriétés physiques du sol dans les couches plus profondes (résilience) remet en cause les méthodes classiques de défriche mécanisée. Des alternatives existent en termes de préparation et d'itinéraires.

La méthode « *chop and mulch* » est une première alternative de déforestation sans brûlis. Elle consiste à broyer une partie de la végétation forestière en mulch qui est laissé à la surface du sol (Davidson *et al.*, 2008). Elle induit à court terme une compaction limitée des dix premiers centimètres du sol (Fujisaki, 2014), bien que la densité apparente puisse augmenter via le passage supplémentaire des machines au sol (Reichert *et al.*, 2014). Elle évite l'érosion des sols grâce aux débris de bois qui ont protégé le sol de l'énergie cinétique des pluies (Fujisaki, 2014). Dans les conditions climatiques de la Guyane ou similaires, nous avons trouvé peu d'études rapportant la mise en œuvre de cet usage après déforestation (Davidson *et al.*, 2008 ; Fujisaki, 2014 ; Fujisaki *et al.*, 2017). Par ailleurs, en Guyane, la plupart des études concernent un seul site (Combi) qui ne comporte que des ferralsols à drainage profond, avec une texture principalement sableuse (~ 20 % d'argiles de 0 à 30 cm ; Fujisaki, 2014). À notre connaissance, aucune étude n'a encore considéré des sols plus argileux qui sont très représentés en Guyane. Les observations rapportées par Fujisaki (2014) en matière de compaction sont-elles valables pour des sols plus argileux ?

La mise en place d'un couvert herbacé (graminées, légumineuses) est une deuxième méthode alternative qui peut permettre de restaurer la structure de sol compacté grâce à son système racinaire (Lesturgez *et al.*, 2004). Par ailleurs, le couvert herbacé peut constituer un relais de protection efficace du sol pour pallier la « fonte » rapide par décomposition du mulch sous climat tropical à forte pluviométrie. Finalement,

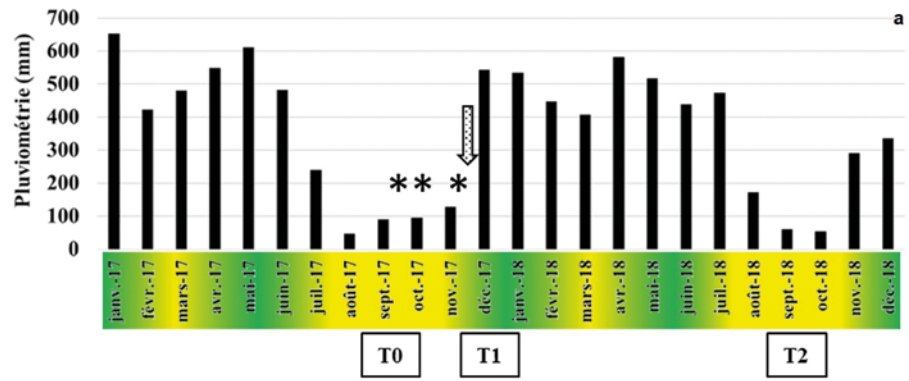
l'association de la méthode « chop and mulch » avec un couvert herbacé qui, à notre connaissance, n'a jamais été testée dans les plantations forestières semble constituer une alternative intéressante pour la Guyane.

L'objectif de cette étude est d'analyser l'évolution sur un an des propriétés du sol d'une parcelle forestière qui a été soumise à une défriche mécanisée alternative (utilisation d'engins sur chenilles de moins de 25 tonnes, absence de brûlis et préservation de la litière forestière), assortie d'un broyage des résidus de défriche (constitution d'un mulch) et de la mise en place d'un couvert herbacé sous un climat à très forte pluviométrie. Nous avons supposé que cet itinéraire alternatif a induit à court terme (juste après réalisation) une compaction du sol qui est maximale en surface et perceptible jusqu'aux 30 premiers centimètres ; un an après défriche, le sol n'a pas retrouvé les propriétés physiques de l'état initial T0, aussi bien en surface qu'en profondeur.

## Matériels et Méthodes

### Site d'étude

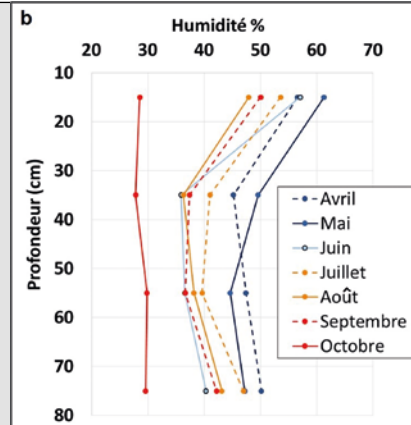
La parcelle de Régina est située au nord-est de la Guyane (4,224°N, 52,117°W) (photo 1). Le climat (figure 1a) est intermédiaire entre un type « équatorial » (Af) et un type « mousson » (Am), suivant la classification de Peel *et al.* (2007) (station météo Régina ; 2017-2018 ; pluviométrie annuelle moyenne : 3 800 mm ; température annuelle moyenne : 26 °C). D'une superficie de 7,2 ha, la parcelle est située dans un paysage de type « multi-convex and joint-valley » (figure 2), constitué de collines basses et de larges vallées (Guitet *et al.*, 2013). Son altitude est comprise entre 47 et 63 m, tandis que le cours d'eau le plus proche est à une altitude de 40 m. Les sols se sont développés à partir de l'altération de granites guyanais du Précambrien. Comme classiquement observé en Guyane (Boulet 1978), des ferralsols à structure microagrée



**Figure 1.**

a) Pluviométrie mensuelle de Régina (2017 et 2018 ; village situé à 12 km du site d'étude) sur une période recouvrant la préparation de la parcelle (\* ; défriche, sortie des bois et broyage des résidus), la mise en place du couvert herbacé (↓ ; disquage, semis) et la réalisation des mesures des propriétés du sol (T0, T1 et T2). À Régina, les plus fortes valeurs pluviométriques sont atteintes autour du mois de mai (« grande saison des pluies »), tandis que les plus faibles sont observées durant les mois de septembre et octobre (« grande saison sèche »). Une « petite saison sèche » est aussi observée autour du mois de mars, ainsi qu'une « petite saison des pluies » autour des mois de décembre et de janvier (sources : Météo France). b) Humidité mensuelle (%) de la terre fine prélevée sur quatre points de contrôle de la parcelle, entre 10 et 80 cm de profondeur, d'avril à octobre 2018.

a) Monthly rainfall in Régina (2017 and 2018; village located 12 km from the study site) over a period covering plot preparation (\*; clearing, wood removal and slash grinding), establishment of the herbaceous cover (↓; disking, sowing) and the completion of soil property measurements (T0, T1 and T2). In Régina, the highest rainfall values are reached around May (“big rainy season”), while the lowest are observed during September and October (“big dry season”). A “short dry season” is also observed around March, as well as a “short rainy season” around December and January (sources: Météo France). b) Monthly moisture content (%) of fine soil taken from 4 control points on the plot, between 10 and 80 cm deep, from April to October 2018.

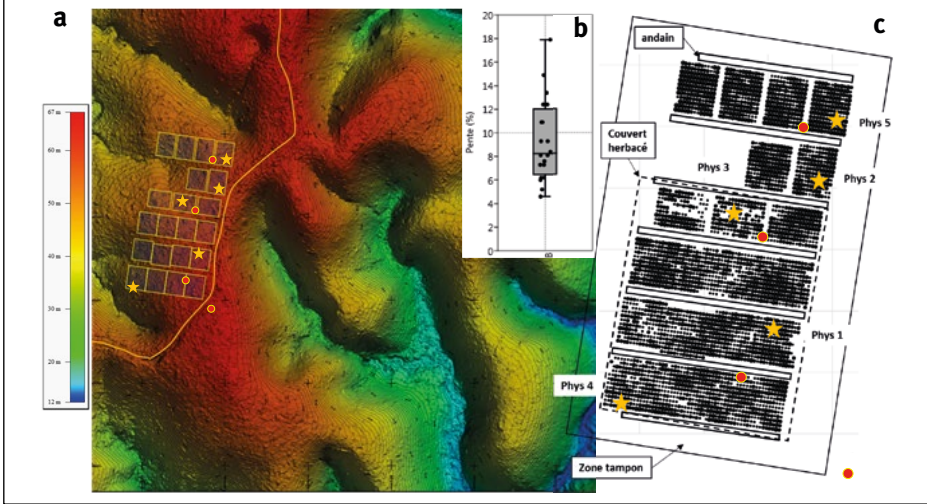


et bon drainage occupent le sommet et le haut de versant de la colline. Ils évoluent à partir du mi-versant en Acrisols à moins bon drainage, plus particulièrement en bas de versant et au voisinage des thalwegs. Sur le sommet de colline, les ferralsols contiennent 10 à 20 % de graviers de cuirasse arrondis nommés pisolithes dès l'horizon de surface, ainsi que de gros blocs de cuirasse parfois présents dès 40 cm de profondeur. Globalement, les sols sont acides et désaturés (tableau I). Au sein de la parcelle, la granulométrie varie en fonction de la topographie, avec une teneur en argile qui diminue du sommet de colline (50 %) à mi-versant (24 %).

### Historique et itinéraire de préparation de la parcelle

La parcelle de Régina est implantée sur l'emprise d'une ancienne parcelle de 295 ha (n° CFR004) de la forêt de Régina-Saint-Georges dont l'exploitation forestière, qui s'élevait à environ 22 m<sup>3</sup>/ha, s'est achevée en 2004. Depuis, cette parcelle forestière a été exclue du Domaine forestier permanent (DFP) et rétrocedée en l'état au secteur agricole à cause des dégâts occasionnés par l'exploitation.





**Figure 2.**

Parcelle d'étude de Régina. a) Situation sur un relevé Lidar ; b) Pentés ; c) Organisation. La parcelle est à cheval sur un sommet de colline (64 m d'altitude). Son versant ouest est bordé par un bas-fond et une rivière (40 à 45 m d'altitude). Les pentes sont faibles à modérées ( $8,8 \pm 3,5 \%$ ), minimales en haut de versant (5 %) et maximales à mi-versant (18 %). La figure 2c présente l'intensité de recouvrement du sol par le mulch matérialisé par un point à l'emplacement de chaque plant : absence de point = 0 %, 4 tailles croissantes de point pour respectivement 25, 50, 75 et 100 % de recouvrement. Les étoiles positionnent les différents points de contrôle Phys, tandis que les points rouges figurent les endroits de prélèvement de sol pour la mesure d'humidité saisonnière.

*Regina study plot. a) Location on a Lidar survey; b) Slopes; c) Organisation. The plot straddles a hilltop (64 m altitude). Its western slope is bordered by a lowland and a river (40 to 45 m altitude). The slopes are low to moderate ( $8.8 \pm 3.5\%$ ), minimal at the top of the slope (5%) and maximal at mid-slope (18%). Figure 2c shows the intensity of soil cover by the mulch, indicated by a dot at the location of each plant: no dot = 0%, 4 increasing sizes of dot for respectively 25, 50, 75 and 100% cover. The stars indicate the position of the different Phys control points, while the red dots indicate the soil sampling locations for the seasonal moisture measurement.*

parcelle de Régina. La surface terrière sur la parcelle de Régina s'élèverait donc approximativement à 25,4 m<sup>2</sup>/ha pour une biomasse épigée de 354 t/ha.

La préparation de la parcelle a débuté en septembre 2017 durant la grande saison sèche (photo 2a). Les arbres du sous-bois (DBH < 20 cm) puis ceux du couvert dominant ont été couchés et dessouchés avec des pelles à godets sur chenilles n'excédant pas 25 t. Parmi les arbres du couvert dominant, 678 tiges d'un diamètre compris entre 26 et 180 cm (boîte à moustaches en cm : 28[34[42]53]180) ont été sorties de la parcelle au moyen d'un skidder à câble sur roues qui s'est plutôt déplacé sur des voies de circulation. Ne pouvant sortir qu'un à deux arbres par voyage, de nombreux allers-retours entre la parcelle et les zones de stockage alentour ont été effectués.

Les gros rémanents de défriche (billes de bois et restes de charpentières brisées, diamètre tige > 20 cm) qui n'ont pu être sortis ont été levés et mis en

andains sur la parcelle (figure 2c) en préservant autant que possible la surface du sol. Les rémanents plus petits (petits troncs et bois raméal des couronnes ; diamètre tige < 20 cm) ont été triturés au moyen d'un broyeur à marteau monté sur un tracteur de 100 ch à la fin du mois de novembre 2017 (photo 2b), tandis que, détail important, les premières pluies humectaient la surface du sol. Au terme de cette phase, un mulch recouvrait presque intégralement la parcelle (photo 2b), avec toutefois des irrégularités de répartition (figure 2c).

La préparation de la parcelle s'est achevée fin novembre 2017 par la mise en place d'un couvert herbacé

En mai 2017, un relevé complet du couvert forestier (DBH ≥ 20 cm) sur l'emprise de la future parcelle de 7 ha a permis d'inventorier 1 153 arbres (165 arbres/ha) qui correspondaient à une surface terrière de 20,8 m<sup>2</sup>/ha et une biomasse épigée de 317,8 t/ha. La surface terrière et la biomasse épigée de la strate arborée du sous-bois (DBH < 20 cm) n'ont pas été mesurées sur la parcelle de Régina, car cela était trop chronophage, mais ont été estimées (4,58 m<sup>2</sup>/ha et 36,2 t/ha) à partir d'un inventaire exhaustif (10 cm ≤ DBH ≤ 19 cm) réalisé en 2019 (soit 9 ans après exploitation à 20 m<sup>3</sup>/ha) sur deux parcelles permanentes du dispositif Guyafor, Manaré I et Manaré II, d'une surface totale de 8,13 ha et situées à 13 km au sud-ouest de la

**Tableau I.**

Propriétés physico-chimiques d'un profil de sol représentatif de la parcelle de Régina, situé en haut de versant.  
*Physico-chemical properties of a soil profile representative of the Regina plot, located at the top of the slope.*

Horizon	Teneur en argiles (%)	Teneur en limons (%)	Teneur en sables (%)	pH eau	Teneur en carbone organique (%)	Teneur en azote total (‰)	C/N	CEC <sup>a</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	TS (%)
									(cmol <sup>+</sup> /kg)				
0-5 cm	32,6	6,0	61,4	4,4	4,3	3,1	14,2	12,3	1,8	0,9	0,1	0,1	22
5-35 cm	40,8	6,0	53,2	4,6	2,2	1,8	12,5	8,3	0,4	0,2	0,0	0,0	8
35-55 cm	46,8	8,4	44,8	4,6	0,9	0,7	12,9	5,1	0,2	0,1	0,0	0,0	6
55-80 cm	31,0	23,1	45,9	5,0	0,8	0,6	13,5	4,1	0,4	0,2	0,0	0,0	16

<sup>a</sup> Méthode Metson (acétate d'ammonium, pH7).





a) septembre 2017



b) novembre 2017



c) décembre 2017



d) février 2018



e) avril 2018



f) juillet 2018



g) septembre 2018



h) septembre 2018

**Photos 2.**

Aspects de la parcelle entre le démarrage et la fin de l'étude. a) à T0 avant défriche ; b) broyage des rémanents après défriche ; c) à T1, germination du riz pluvial ; d) et e) : installation clairsemée du riz pluvial dans une placette de tecks (*Tectona grandis*) ; f) : installation et domination de *Stylosanthes guianensis* dans une placette de tecks ; g) : à T2 dans une placette de tecks avec couvert herbacé de *S. guianensis* ; h) : à T2 dans une placette de bagasses (*Bagassa guianensis*) sans couvert herbacé.

Plot aspects between the start and the end of the study. a) at T0 before clearing; b) slash grinding after clearing; c) at T1, germination of rainfed rice; d) and e): sparse establishment of rainfed rice in a teak (*Tectona grandis*) plot; f): establishment and dominance of *Stylosanthes guianensis* in a teak plot; g): at T2 in a teak plot with *S. guianensis* herbaceous cover; h): at T2 in a bagasse plot (*Bagassa guianensis*) without herbaceous cover.

Photos E. A. Nicolini (a, b, d, e, f, g, h) et A. de Haldat du Lys (c).



sur deux tiers de la parcelle. L'opération a nécessité un disquage superficiel (10 à 15 cm) qui n'a pas mixé mulch et terre minérale, puis la réalisation simultanée d'un chaulage (étendu à toute la zone plantée ; dolomie compactée Cical 0,79 t/ha + dolomie phosphatée Fertifort 0,68 t/ha) et du semis de quatre plantes de couverture en mélange : deux graminées (riz pluvial, *Oryza sativa* L. et *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweick.) et deux légumineuses (*Stylosanthes guianensis* S.W., *Centrosema pascuorum* Marth. ex Benth.).

En décembre 2017, les trous de plantation ont été préparés manuellement avec apport d'engrais en fond (50 g de NPK 17-17-17), puis refermés. En janvier 2018, la parcelle a été plantée de quatre essences arborées commerciales : deux natives, la bagasse (*Bagassa guianensis* Aubl.) et le laurel (*Cordia alliodora* (Ruiz et Pav.) Cham), retenues pour leurs propriétés intéressantes de leur bois (Morel *et al.*, 2017), ainsi que deux exotiques, le niangon (*Tarrietia utilis* (Sprague) Sprague) et le teck (*Tectona grandis* L.F.), au sein de 21 placettes (figure 2), selon un maillage unitaire de 2,5 m x 3,5 m correspondant à une densité de 1 148 arbres/ha.

Après la plantation, plus aucune opération mécanisée n'a eu lieu. En revanche, un retrait manuel systématique des adventices ligneuses a été réalisé sur l'ensemble de la zone plantée. Ainsi, dans les placettes sans couvert herbacé, le sol apparaissait soit nu, soit irrégulièrement recouvert de mulch durant toute la période des mesures (photo 2h).

### Protocole d'étude des sols

Trois campagnes de mesures des propriétés physiques des sols ont été réalisées (figure 1a) : la première en septembre 2017 (T0 ; « grande saison sèche ») quand le couvert forestier initial était encore présent ; la deuxième en décembre 2017 (T1 ; « petite saison des pluies »), juste après la défriche et avant la plantation ; la troisième en septembre 2018 (T2 ; « grande saison sèche »), 8 mois après la plantation. À T0, cinq points de contrôle permanents ont été positionnés (Phys1 à Phys5 ; figure 2) afin d'être représentatifs de la variabilité pédologique et topographique de la parcelle, et en évitant les anciennes pistes de débardage encore visibles.

Lors de chaque campagne (T0, T1, T2), nous avons mesuré la quantité de litière du sol, la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol, la densité apparente, et nous avons prélevé des échantillons, en vue d'analyses granulométriques et chimiques au laboratoire, au voisinage immédiat de chacun des cinq points de contrôle (Phys1 à Phys5).

### La litière du sol

Les différents composants de la litière (feuilles, branches, graines...) ont été prélevés lors de chacune des trois campagnes de mesures sur un carré de 0,25 m<sup>2</sup>, jusqu'à atteindre l'horizon organo-minéral A du sol. Nous avons répété cette mesure trois fois de manière aléatoire dans un rayon de 5 m autour de chaque point de contrôle (soit 15 prélèvements disjoints par campagne comptant pour 3,75 m<sup>2</sup> échantillonnés). Les prélèvements ont été séchés en étuve à 105 °C pendant au moins 24 h, triés suivant leur nature ligneuse ou non, puis tamisés suivant plusieurs fractions :

≤ 2 mm, entre 2 et 5,6 mm, > 5,6 mm et supérieur à une dizaine de centimètres (morceaux de bois).

### La biomasse organique du couvert herbacé

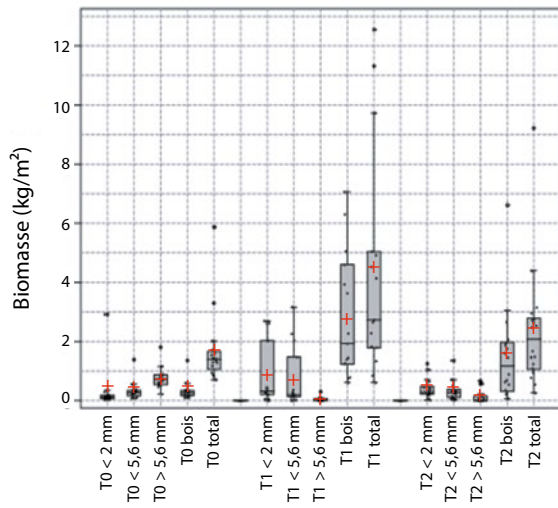
Un seul relevé de la biomasse capitalisée du couvert herbacé a été réalisé à la fin de la période de mesure (30/04/2019). Ce relevé a consisté à prélever intégralement la biomasse épigée sur une surface unitaire de 0,16 m<sup>2</sup> au centre de chacune des 15 placettes avec couvert herbacé. Au laboratoire, chaque prélèvement a été séché durant 3 jours à 105 °C, puis pesé (masse sèche anhydre ; MS).

### La vitesse d'infiltration de l'eau

La vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol a été mesurée en effectuant le test simplifié de Beerkan (Braud *et al.*, 2005). Plus précisément, un volume d'eau de 20 cl a été versé dans un cylindre PVC de 16 cm de diamètre et de 10 cm de haut, enfoncé de 2 à 4 cm dans le sol de surface dont la couverture éventuellement présente (litière, mulch) a été intégralement préservée. Cette quantité d'eau versée équivaut à une lame d'eau de 10 mm de hauteur. Le volume d'eau a été versé sur un film plastique préalablement posé au fond du cylindre pour éviter un effet « splash » et la formation d'une croûte de battance qui aurait modifié la vitesse d'infiltration de l'eau. Nous avons ensuite mesuré la durée entre l'instant où le film plastique a été retiré et celui où l'eau avait intégralement disparu de la surface du sol dans le fond du cylindre. Dès que le fond du cylindre était vide d'eau, nous avons répété cette opération et la mesure, jusqu'à ce que la durée soit constante pendant au moins trois mesures. Cette durée correspond à la vitesse d'infiltration en conditions saturées. En pratique, lors des campagnes T0 et T1, le test d'infiltration a été réalisé pour chacun des 5 Phys en infiltrant 5 à 15 volumes d'eau par test. Lors de la campagne T2, le test a été réalisé sur 15 points qui correspondaient aux 5 Phys et à 10 points complémentaires afin de prendre en compte les trois modalités suivantes : présence d'un couvert herbacé avec ou sans mulch (n = 5) ; mulch sans couvert herbacé (n = 5) ; sol nu (n = 5). Pour chaque test, nous avons estimé la vitesse d'infiltration en calculant la pente de régression entre le temps cumulé d'infiltration et le volume cumulé d'eau infiltré, en considérant seulement les mesures à partir desquelles la durée d'infiltration était constante.

### La densité apparente du sol

La densité apparente du sol (DA) a été mesurée à moins de 2 m de l'emplacement où a été mesurée la vitesse d'infiltration de l'eau, aux profondeurs de 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm, 20-25 cm et 25-30 cm, en appliquant la méthode du cylindre (Baize, 2000). Les échantillons prélevés avec un cylindre de 250 cm<sup>3</sup> ont été pesés à l'état sec après 48 h de séchage à 105 °C dans une étuve. La densité apparente a été calculée en faisant le rapport de sa masse anhydre par son volume initial (250 cm<sup>3</sup>). Par ailleurs, nous avons séparé la fraction d'éléments grossiers (> 2 mm) de la fraction de terre fine (≤ 2 mm) au moyen d'un tamis pour chaque échantillon prélevé. Les différentes fractions ont ensuite été pesées à l'état sec après une nouvelle séquence de 24 h de séchage à 105 °C dans une étuve.

**Figure 3.**

Boîtes à moustaches des masses anhydres ( $\text{kg/m}^2$ ) des différentes fractions constituant la couverture de matière organique recouvrant le sol au cours des trois campagnes de mesures : avant (T0 ; litière forestière) et après défriche (T1 et T2 ; mulch). Ces différentes fractions sont les éléments issus des productions organiques principalement végétales (tiges, feuilles) ayant des tailles différentes en raison de leur degré de décomposition au moment des mesures : < 2 mm, comprises entre 2 et 5,6 mm ; > 5,6 mm et supérieures à une dizaine de centimètres (gros bois). Les points noirs représentent les valeurs mesurées, la croix rouge : la moyenne. *Box plots of the anhydrous masses ( $\text{kg/m}^2$ ) of the different fractions constituting the organic matter cover of the soil during the 3 measurement campaigns: before (T0; forest litter) and after clearing (T1 and T2; mulch). These different fractions are the elements resulting from organic productions, mainly vegetal (stems, leaves), having different sizes due to their degree of decomposition at the time of the measurements: < 2 mm, between 2 and 5.6 mm, > 5.6 mm and higher than about ten centimetres (large wood). The black dots represent the measured values, the red cross: the mean.*

### La teneur en eau du sol

La teneur en eau du sol a été mesurée afin d'estimer sa fluctuation saisonnière moyenne au sein du profil de sol de la parcelle. Un prélèvement mensuel de sol à la tarière a été effectué à plusieurs profondeurs (10-20 cm, 30-40 cm, 50-60 cm et 70-80 cm) d'avril à octobre 2018, au niveau de trois points dans la parcelle et un point hors parcelle (figure 2c). Sur le terrain, chaque échantillon de sol était placé dans un sachet hermétique. Au laboratoire, chaque échantillon a été pesé à l'état frais, puis à l'état sec après 48 h de séchage à 105 °C dans une étuve. Le tamisage a permis d'isoler la terre fine des éléments grossiers et de déduire la teneur en eau contenue dans la terre fine à différents moments de l'année. C'est en grande saison des pluies (avril à mai) que la teneur en eau du sol (figure 1b) était la plus importante (45 à 61 %), tandis qu'elle était minimale à la fin de la grande saison sèche ( $\approx 30$  % en octobre) et homogène sur tout le profil. Durant la grande saison des pluies et le début de la grande saison sèche (avril à septembre), la teneur en eau variait le long du profil : les teneurs les plus élevées (48 à 62 %) ont été trouvées dans la couche de surface (0-10 cm), et les plus faibles (35 à 50 %) à mi profondeur (35 à 55 cm).

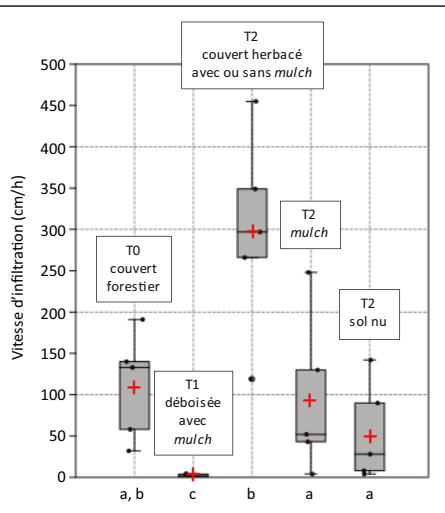
## Résultats

### Évolution de la surface de la parcelle

À T0, la parcelle était intégralement recouverte de forêt (photo 2a). À T1, la surface de la parcelle était majoritairement recouverte de mulch et le couvert herbacé était au stade de germination. La première espèce herbacée à s'installer a été le riz pluvial, mais de manière clairsemée (photos 2c, d et e). Puis *C. pascuorum* s'est installée entre les plants de riz sur l'ensemble de la parcelle semée, comblant les vides. Finalement, *Stylosanthes guianensis*, qui aura été l'espèce la plus tardive, a intégralement supplanté toutes les espèces qui ont soit disparu (riz), soit sont devenues rares (*C. pascuorum*) en juillet 2018 (photo 2f), *B. humidicola* ne s'étant jamais développée. À T2, *S. guianensis* couvrait toujours et de manière exclusive les placettes semées (photo 2g). Sa biomasse épigée était de  $2,02 \pm 0,53 \text{ kg/m}^2$  de MS. Dans les placettes sans couvert herbacé, le sol était nu ou couvert de mulch (photo 2h).

### Litière du sol

À T0, le sol des points de contrôle était recouvert en moyenne de  $1,68 \pm 1,22 \text{ kg/m}^2$  de MS composée de litière forestière. À T1, il était recouvert de  $4,41 \pm 3,81 \text{ kg/m}^2$  de MS composée majoritairement du mulch de la matière ligneuse (64 %) apportée par le broyage des rémanents (figure 3). À T2, le sol était encore recouvert de  $2,35 \pm 2,02 \text{ kg/m}^2$  de MS. Cette MS est représentée pour plus de la moitié par la matière ligneuse apportée par le broyage des rémanents, l'autre moitié étant représentée par de la MS plus fine issue de la litière forestière mais aussi de la dégradation plus avancée des rémanents de défriche (feuilles et petits rameaux).

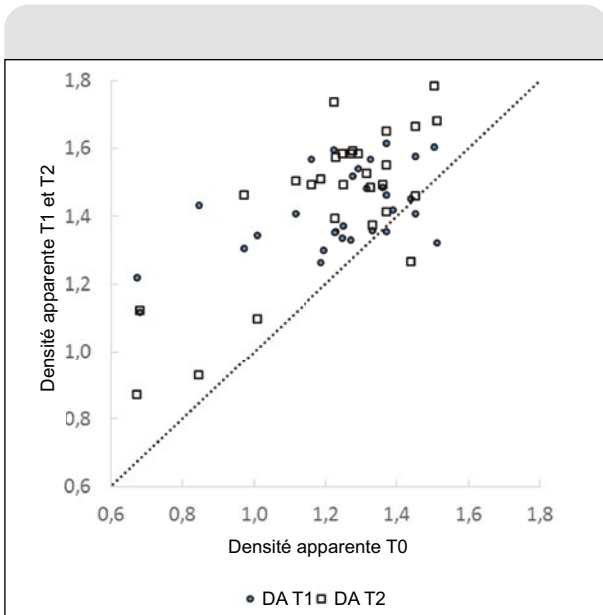
**Figure 4.**

Vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol de surface à T0, T1 et T2 suivant les différents états de surface (couvert herbacé, mulch, sol nu). Les points noirs représentent les valeurs mesurées, la croix rouge : la moyenne. Les modalités avec une lettre commune n'ont pas de médianes significativement différentes (test de Kruskal-Wallis ; 1%). *Infiltration rate of the surface soil at T0, T1 and T2 according to the different surface conditions (grass cover, mulch, bare soil). The black dots represent the measured values, the red cross: the mean. Modalities with a common letter do not have significantly different medians (Kruskal-Wallis test; 1%).*

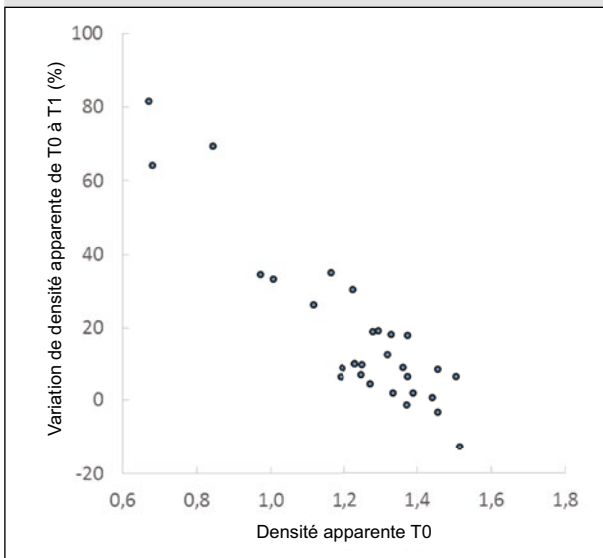


### Vitesse d'infiltration de l'eau

À T0, la vitesse d'infiltration moyenne était de 111 cm/h. Cette propriété était bien corrélée positivement avec la teneur en argile des Phys ( $R^2 = 0,76$ ). À T1, cette vitesse moyenne avait chuté à 2 cm/h, soit 55 fois moins élevée qu'en T0. À T2, cette vitesse moyenne était specta-



**Figure 5.** Densité apparente à T1 (après défriche) et à T2 (8 mois après plantation), relativement à la densité apparente initiale à T0 (forêt). La ligne brisée correspond à des densités apparentes égales entre T1 et T0 ou entre T2 et T0.  
*Apparent density at T1 (after clearing) and T2 (8 months after planting), relative to the initial apparent density at T0 (forest). The broken line corresponds to equal bulk densities between T1 and T0 or between T2 and T0.*



**Figure 6.** Variation en % de la densité apparente à T1 (après défriche), relativement à la densité apparente initiale, T0 (forêt).  
*Change in % of bulk density at T1 (after clearing), relative to the initial bulk density, T0 (forest).*

**Tableau II.**

Évolution de la densité apparente durant les trois campagnes de mesures T0 (forêt), T1 (après défriche) et T2 (8 mois après plantation), à différentes profondeurs. Les valeurs représentent les moyennes  $\pm$  écart-type, calculées à partir de cinq points de mesure (Phys1 à Phys5). Pour chaque profondeur, les lettres indiquent des différences (analyse de variance à mesures répétées, en considérant la campagne de mesures à effet fixe et les points de mesure à effet aléatoire,  $P < 0,05$ ) entre les campagnes.

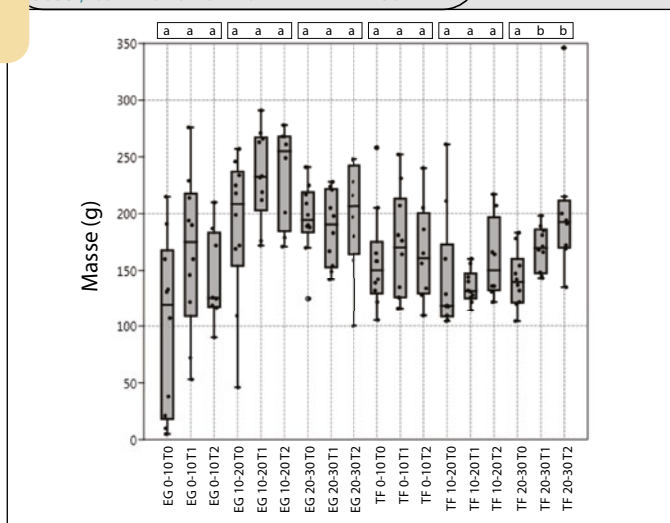
*Evolution of bulk density during the 3 measurement campaigns T0 (forest), T1 (after clearing) and T2 (8 months after planting), at different depths. The values represent the means  $\pm$  standard deviation, calculated from 5 measurement points (Phys1 to Phys5). For each depth, the letters indicate differences (repeated measures analysis of variance, considering the fixed effect measurement campaign and the random effect measurement points,  $P < 0.05$ ) between campaigns.*

Profondeur	Campagnes de mesures		
	T0 (forêt)	T1 (après défriche)	T2 (8 mois après plantation)
0-5 cm	0,88 $\pm$ 0,22b	1,28 $\pm$ 0,12a	1,01 $\pm$ 0,12b
5-10 cm	1,19 $\pm$ 0,17b	1,41 $\pm$ 0,10a	1,46 $\pm$ 0,06a
10-15 cm	1,34 $\pm$ 0,10a	1,47 $\pm$ 0,11a	1,53 $\pm$ 0,17a
15-20 cm	1,31 $\pm$ 0,08b	1,49 $\pm$ 0,14a	1,53 $\pm$ 0,09a
20-25 cm	1,30 $\pm$ 0,09c	1,43 $\pm$ 0,10b	1,57 $\pm$ 0,07a
25-30 cm	1,40 $\pm$ 0,12b	1,42 $\pm$ 0,12b	1,58 $\pm$ 0,15a

culairement remontée à 149 cm/h, soit 65 fois plus élevée qu'en T1. Quel que soit l'état de surface du sol (couvert herbacé, mulch, sol nu), elle était toujours significativement plus élevée qu'en T1 (figure 4). De plus, la vitesse d'infiltration en T2 était généralement supérieure à celle en T0 pour les sols sous couvert herbacé, similaire pour les sols avec mulch et légèrement inférieure pour les sols nus (figure 4).

### Densité apparente

À T0, les DA étaient en moyenne comprises entre 0,88 et 1,40 (tableau II). Les valeurs les plus faibles étaient en surface (0-5 cm) comme cela est classiquement observé. À T1, les DA étaient en moyenne comprises entre 1,28 et 1,49 (tableau II). Entre T0 et T1, la DA a augmenté significativement à 0-5 cm, 5-10 cm, 15-20 cm et 20-25 cm de profondeur, en moyenne respectivement de 0,40, 0,22, 0,18 et 0,13. Plus globalement, pour un Phys et une profondeur donnés, la DA en T1 avait presque toujours des valeurs plus élevées qu'en T0 (figure 5). De plus, l'augmentation de la DA entre T0 et T1 était très corrélée négativement ( $R^2 = 0,83$ ) à la DA initiale en T0 : importante (64 à 82 %) quand les DA à T0 étaient faibles ( $< 0,9$ ) et quasi nulle quand les DA à T0 étaient proches de 1,4 (figure 6). À T2, les DA étaient en moyenne

**Figure 7.**

Masse de terre fine (TF) et des éléments grossiers (EG) mesurés à 0-10 cm, 10-20 cm et 20-30 cm de profondeur à T0, T1 et T2. Les points noirs représentent les valeurs mesurées. Les modalités avec une lettre commune n'ont pas de médianes significativement différentes entre les trois campagnes de mesures, pour une fraction granulométrique (TF, EG) et une profondeur données. *Mass of fine soil (TF) and coarse soil (CS) measured at 0-10 cm, 10-20 cm and 20-30 cm depth at T0, T1 and T2. The black dots represent the measured values. Modalities with a common letter do not have significantly different medians between the 3 measurement campaigns, for a given grain fraction (TF, EG) and depth.*

comprises entre 1,01 et 1,58 (tableau II). Entre T1 et T2, la DA a significativement diminué à 0-5 cm de profondeur de 0,27, tandis qu'elle a augmenté à 20-25 cm et 25-30 cm de profondeur, en moyenne respectivement de 0,14 et 0,16. Finalement, entre T0 et T2, la DA a significativement augmenté à 5-10 cm, 15-20 cm, 20-25 cm et 25-30 cm de profondeur, en moyenne respectivement de 0,27, 0,22, 0,27 et 0,18.

### Masse des fractions de terre fine et d'éléments grossiers

La masse de la fraction d'éléments grossiers était très variable, plus particulièrement dans la couche de surface. Néanmoins, elle n'a montré aucune évolution significative entre T0 et T2 (figure 7) quelle que soit la profondeur. La même observation a été faite pour la fraction de terre fine à 0-10 cm et 10-20 cm de profondeur. En revanche, la masse de la terre fine à 20-30 cm de profondeur a augmenté significativement entre T0 et T2 (figure 7).

## Discussion

### Compaction maximale en surface juste après la défriche

Nous avons supposé que la défriche mécanisée alternative avait provoqué sur le court terme (à la fin de la défriche) une compaction du sol qui était maximale en surface. Nos résultats valident cette hypothèse puisque nous avons montré qu'après la défriche (T1) la compaction était la plus sévère quand la DA initiale était la plus faible, une spécificité de la couche de surface 0-5 cm (tableau II, figure 6). Nos résultats sont similaires à ceux trouvés par Page-Dumroese *et al.* (2006) à partir d'un réseau de 12 stations en Amérique du Nord. Ils s'expliquent, d'une part, par une faible DA initiale et en parallèle une grande porosité et macroporosité dans la couche de surface grâce à l'activité biologique (macrofaune, racines fines...) et, d'autre part, par une réduction de cette macroporosité sous l'effet des forces de compression des machines utilisées lors du défrichement (Powers *et al.*, 2005). Notre étude étend donc à des sols tropicaux des résultats trouvés sur des sols tempérés d'Amérique du Nord (Powers *et al.*, 2005 ; Page-Dumroese *et al.*, 2006).

De plus, nous avons trouvé que la forte compaction du sol en surface a été accompagnée de la perte quasi complète des capacités d'infiltration, avec une vitesse d'infiltration qui a chuté d'un rapport de 55 (de 111 à 2 cm/h) entre l'état initial sous couvert forestier (T0) et après la défriche (T1) (figure 4). Cette chute est plus importante que celle observée par Alegre et Cassel (1996) au Pérou, puisqu'ils avaient trouvé qu'un défrichement mécanisé avait réduit la vitesse d'infiltration d'un rapport de 8 (de 42 à 5 cm/h). Dans notre étude, la chute de la capacité d'infiltration a probablement été amplifiée par le fait que la fin de la défriche en 2017 (broyage des résidus du 21/10 au 19/11, disquage du 30/11 au 01/12) a été réalisée lors des premières pluies qui ont suivi la grande saison sèche (figure 1a). Ces premières pluies (65 mm entre le 26/11/2017 et le 01/12/2017) ont certainement d'abord humecté la couche de surface, ce qui l'a rendue plus sensible à la compression, avec comme conséquence une interruption de la continuité des pores (Schack-Kirchner *et al.*, 2007). Bien que la durée de la grande saison sèche en Guyane soit assez courte, nous recommandons donc que tous les travaux de défriche soient entièrement terminés avant le démarrage de la saison des pluies (mi-novembre) pour éviter d'amplifier la compaction du sol de surface.

### Épaisseur impactée par la compaction juste après la défriche

Nous avons supposé que la défriche mécanisée alternative avait provoqué sur le court terme une compaction du sol jusqu'aux 30 premiers centimètres de profondeur. Nos résultats valident partiellement cette hypothèse puisque nous avons observé après défriche (T1) une compaction du sol jusqu'à seulement 25 cm de profondeur. Nos résultats sont cohérents avec ceux de Grimaldi *et al.* (1993) qui observaient qu'après une déforestation mécanisée sur des ferralsols en Amazonie l'épaisseur du sol concernée par la compaction variait entre 20 et 40 cm de profondeur. Plusieurs études ont expliqué la propagation de la compaction des couches superficielles aux couches plus profondes (Ampoorter *et al.*, 2007 ; Nawaz *et al.*, 2013). Lors du premier passage, la compaction affecte principalement la couche de surface qui absorbe les forces de compression en perdant sa macroporosité et en se densifiant. Lors des passages suivants, les forces de compression sont transmises par les couches de surface densifiées aux couches profondes qui se densifient à leur tour. Chaque passage supplémentaire



d'engin propage un peu plus profond la densification. Ainsi, la densification/compaction peut aller jusqu'à 60 cm de profondeur (Greacen et Sands, 1980) en fonction du nombre de passages, du poids des engins et de la teneur en eau du sol.

Dans notre étude, la compaction ne s'est pas propagée au-delà de 25 cm malgré plusieurs passages (certainement moins de 10 passages) au cours du débardage des gros bois, ce qui aurait dû favoriser la compaction en profondeur (Greacen et Sands, 1980). Trois raisons pourraient expliquer ce résultat. La première raison est liée au fait que ce débardage des gros bois a été réalisé durant la grande saison sèche, période durant laquelle les sols ont généralement bien ressuyé sur tout le profil (figure 1b). Ceci a certainement limité la compaction en profondeur (Schak-Kirchner *et al.*, 2007) et la formation d'ornières à la surface du sol. Dans notre étude, nos observations de terrain confirment ce point : absence d'ornière à la surface du sol après la défriche mécanisée effectuée en 2017 durant la grande saison sèche mais présence d'anciennes ornières de 30 à 60 cm de profondeur, vestiges du passage d'engins de débardage lors d'une exploitation forestière effectuée en 2004 durant la saison des pluies. La deuxième raison est liée au fait que les couches de sol plus profondes sont intrinsèquement plus denses avec des valeurs moyennes de 1,4, donc peu sensibles à la compaction (tableau II, figure 6). Enfin, la troisième raison est le faible poids des engins qui ont circulé et qui ont exercé une pression réduite sur le sol en  $\text{g/cm}^2$  (Schjonning *et al.*, 2012).

#### **Un an après défriche, le sol a retrouvé les propriétés physiques de l'état initial T0 à 0-5 cm mais pas à 20-30 cm de profondeur**

Nous avons supposé qu'un an après défriche le sol n'avait pas retrouvé les propriétés physiques de l'état initial sous couvert forestier, aussi bien en surface qu'en profondeur. Nos résultats valident partiellement cette hypothèse puisque nous avons trouvé des résultats opposés entre la surface et la profondeur : la couche de surface 0-5 cm a retrouvé des valeurs de DA et de capacité d'infiltration similaires à celles de l'état initial sous couvert forestier (tableau II, figure 4) (hypothèse rejetée), tandis que les couches plus profondes ne sont pas revenues à leur état initial (hypothèse validée).

Ce résultat pour la couche de surface 0-5 cm est peu courant. En effet, habituellement, il faut au moins trois années (forêts du nord-est de la France, par exemple ; Goutal *et al.* (2012), voire plusieurs dizaines d'années, pour qu'un sol compacté par une exploitation forestière retrouve ses propriétés physiques initiales, même en surface (Kozlowski, 1999). Comme un sol reconstruit « naturellement » sa porosité et ses propriétés physiques principalement grâce aux racines fines qui ont une action précoce (Bottinelli *et al.*, 2014), et grâce à la macrofaune du sol qui a une action plus tardive (Bottinelli *et al.*, 2014 ; Capowiez *et al.*, 2012), le retour rapide à des valeurs de DA et de capacité d'infiltration initiales en surface est donc principalement relié aux différents choix de l'itinéraire (absence du brûlis, couvert herbacé, mulch) qui ont favorisé le développement des racines

fines et relativement préservé l'activité de la macrofaune du sol. Ainsi :

- lors de la défriche, l'absence de brûlis n'a pas rajouté un impact négatif sur la macrofaune du sol (Rossi *et al.*, 2010) à ceux causés par le retrait du couvert forestier et le tassement du sol (Ruiz *et al.*, 2008) ;

- le couvert herbacé de *S. guianensis* s'est très bien développé avec une biomasse épigée de  $20 \pm 5,3$  t/ha de MS, similaire à celle observée par Saito *et al.* (2006) au Laos ; l'excavation de plus d'une dizaine de pieds issus du couvert herbacé de *S. guianensis* a permis d'observer la présence généralisée et en abondance de leurs racines dans les 15 premiers centimètres de profondeur ; nos observations corroborent celles de Lesturgez *et al.* (2004) qui ont montré en Thaïlande et sur sols sableux que les racines de *Stylosanthes hamata* ont la capacité de pénétrer des couches compactes après une période de culture comprise entre 4 mois et 2 ans, en augmentant la macroporosité du sol ;

- le mulch a certainement protégé la macrofaune du sol qui a pu subsister dans les couches superficielles du sol après la défriche. Cette macrofaune, majoritairement composée de lombrics (adultes, œufs) et de fourmis, occasionnellement de termites, a certainement bénéficié de la protection du mulch, connu pour maintenir fraîcheur et humidité (Manu *et al.*, 2017) ; dans ces conditions, la macrofaune a pu reprendre plus rapidement et régénérer en partie la macroporosité perdue (Lal, 1988).

Notre protocole expérimental ne nous a pas permis d'estimer l'effet des différents états de surface du sol (couvert herbacé, mulch, sol nu) sur la DA du sol de surface. En revanche, il nous a permis d'estimer leur effet sur la capacité d'infiltration en surface, 9 mois après que cette capacité avait drastiquement chuté de 111 cm/h (couvert forestier) à 2 cm/h (après défriche). Nous avons trouvé que cette capacité était remontée à des valeurs moyennes de 297 cm/h, 95 cm/h et 54 cm/h, respectivement pour les sols sous couvert herbacé, les sols avec mulch et les sols nus (figure 4). Cette remontée a été spectaculaire pour les sols sous couvert herbacé puisque la capacité d'infiltration a même dépassé celle de l'état initial. Ce résultat suggère que les racines de *S. guianensis* jouent un rôle majeur dans la circulation de l'eau dans le sol qui suit certainement préférentiellement le réseau racinaire, notamment lorsque les racines meurent et laissent des « biopores » libres (Dexter, 1991). De plus, il est surprenant que les sols nus aient retrouvé des capacités d'infiltration correctes même si elles sont légèrement inférieures à celles de l'état initial, sous couvert forestier. En effet, comme cela a été montré par Natal da Silva *et al.* (2016) dans l'État du Minas Gerais (Brésil), la température à 5 cm de profondeur sous un sol nu peut atteindre 44 à 46 °C durant la journée ; nous avons mesuré 44 °C en plein midi dans les sept premiers centimètres de sol (résultats non présentés). L'explication de ce retour à cette capacité d'infiltration doit plutôt être recherchée, d'abord, dans l'alternance marquée entre épisodes secs et épisodes humides en Guyane (figure 1a), qui contribue à craqueler le sol de surface et rompre partiellement l'intégrité de la couche même compactée par un effet d'origine mécanique (Dexter,

1991), ce qui améliore alors la capacité d'infiltration. On ne peut toutefois exclure l'effet de la macrofaune qui n'a pas dû être si contrainte en l'absence de brûlage. Par ailleurs, les taches de sol nu étant de faibles dimensions ( $\pm 10 \text{ m}^2$ ), la macrofaune aura pu se propager depuis les zones couvertes de mulch vers les zones de sol nu. Enfin, à l'instar des zones couvertes d'herbacées, cette capacité d'infiltration retrouvée des sols nus pourrait aussi provenir de l'effet du développement latéral des racines des espèces plantées (bagasse et teck ; jusqu'à 2 m des troncs dès la première année), comme celui des recrûs ligneux ou herbacés natifs qui n'étaient pas immédiatement arrachés manuellement lors des entretiens périodiques.

Nous avons noté qu'un an après défriche plusieurs couches en profondeur n'avaient pas retrouvé des valeurs de DA similaires à celles de l'état initial (tableau II), contrairement à celles de surface. Ce résultat est similaire à plusieurs travaux qui ont montré qu'après compaction l'amélioration des propriétés physiques du sol était très lente, plus particulièrement en profondeur (Kozłowski, 1999 ; Nawaz *et al.*, 2013). Cette différence de vitesse de reconstitution entre la profondeur et la surface s'explique certainement par le fait que les deux principaux acteurs de la reconstitution de la porosité d'un sol, la macrofaune du sol et les racines fines, se trouvent majoritairement dans l'horizon de surface (Lal, 1988 ; Barros *et al.*, 2001). Par conséquent, l'impact positif de ces processus biotiques sur la porosité diminue rapidement avec la profondeur.

Nous avons aussi trouvé que, pour les couches 20-25 cm et 25-30 cm de profondeur, la DA avait continué d'augmenter malgré l'absence d'intervention mécanisée. Ce résultat est similaire à celui de Page-Dumroese *et al.* (2006) qui montraient que la DA à 20-30 cm continuait d'augmenter 5 ans après une exploitation forestière. Ce n'est donc pas l'aspect mécanique de l'intervention qui est à l'origine directe de cette aggravation mais plutôt le retrait du peuplement d'origine. Une explication à ce phénomène pourrait

être le remplacement de la matière organique en décomposition (racines, par exemple) par de la terre fine (TF) : la décomposition rapide de la matière organique dégage des espaces vides (macropores) qui sont remplis par de la terre fine. En effet, nous observons bien une augmentation de la masse de terre fine (TF) à la profondeur de 20 à 30 cm entre T0 et T2 (figure 7). D'où vient cette terre fine qui contribue à densifier cette couche ? Si elle provenait d'un lessivage, nous aurions dû aussi observer une diminution de la masse de terre fine de surface entre T0 et T2, ce qui n'est pas le cas. Finalement, l'hypothèse d'un affaissement et de la réduction de la macroporosité sous la pression des couches supérieures après minéralisation rapide de la matière organique reste la plus plausible.

## Conclusion

Notre étude a testé l'effet sur la compaction du sol d'une défriche mécanisée « allégée » : (1) défriche effectuée principalement en grande saison sèche par des engins à chenilles de moins de 25 t ; (2) absence d'un brûlis et (3) conservation de la litière forestière ; (4) broyage des rémanents constituant un mulch ; (5) mise en place d'un couvert herbacé. Cette défriche n'a pas empêché la compaction sévère de l'horizon de surface juste après la défriche, mais elle a permis de retrouver les propriétés initiales seulement 9 mois après la défriche, un résultat spectaculaire par rapport aux études antérieures. À l'instar de Raunet (2003), qui considère les systèmes de culture sur couverture végétale comme une solution d'avenir pour les plantations forestières, nous recommandons aussi cet itinéraire de culture sur couvert végétal qui a protégé, voire favorisé, la macrofaune du sol et le développement racinaire du couvert herbacé de *Stylosanthes guianensis* S.W., les deux principaux acteurs de la porosité d'un sol. Toutefois, à moyen terme, cette défriche n'a pas empêché la compaction des couches de profondeur qui pourrait contraindre le système racinaire et la croissance de certaines espèces plantées.

## Remerciements

Cette étude a pu être conduite en Guyane grâce aux soutiens financiers de l'ADEME (« *Ethical Forest Planting* » ; convention 1745C0013 ADEME-CIRAD) et du FEDER (« *ForesTree-Culture 2* » ; Synergie GY0011202). Nous remercions Jacques Beauchêne (CIRAD, UMR Ecofog) qui nous a permis d'utiliser les infrastructures du laboratoire de sciences du bois de Pariacabo. Nous remercions aussi Faustine Ruggieri, Étienne Hamann et Nicolas Roura, étudiants du module de formation « Écologie, gestion et valorisation des forêts tropicales humides » de l'UMR Ecofog, qui ont contribué à cette étude en septembre 2018. Enfin, nous remercions les deux relecteurs anonymes pour leurs commentaires pertinents sur une première version du manuscrit.



**Photo 3.**

Jeunes bagasses (*Bagassa guianensis*, Moraceae) âgées de 4 mois croissant sur un sol semé d'herbacées et recouvert de mulch. En mai 2018, seul le riz pluvial s'était installé de manière éparse. Il sera intégralement remplacé par *Stylosanthes guianensis* qui occupera toute la surface 2 mois plus tard.

Young bagasse (*Bagassa guianensis*, Moraceae) aged 4 months growing on a soil sown with grass and covered with mulch. In May 2018, only rainfed rice was scattered. It will be completely replaced by *Stylosanthes guianensis* which will occupy the whole surface 2 months later.

Photo E. A. Nicolini.



## Références bibliographiques

- Alegre J. C., Cassel D. K., 1996. Dynamics of soil physical properties under alternative systems to slash-and-burn. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 58: 39-48. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)00654-0](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00654-0)
- Ampoorter E., Goris R., Cornelis W. M., Verheyen K., 2007. Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. *Forest Ecology and Management*, 241: 162-174. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.019>
- Attali S., Moriame E., Voiriot O., 2008. Guyane : un développement sous contraintes. AFD/IEDOM/Insee, 79 p.
- Baize D., 2000. Guide des analyses en pédologie. 2<sup>e</sup> édition. INRA Éditions, 257 p.
- Barros E., Curmi P., Hallaire V., Chauvel A., Lavelle P., 2001. The role of macrofauna in the transformation and reversibility of soil structure of an oxisol in the process of forest to pasture conversion. *Geoderma*, 100: 193-213. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(00\)00086-0](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(00)00086-0)
- Bottinelli N., Hallaire V., Goutal N., Bonnaud P., Ranger J., 2014. Impact of heavy traffic on soil macroporosity of two silty forest soils: Initial effect and short-term recovery. *Geoderma*, 217-218: 10-17. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.10.025>
- Boulet R., 1978. Existence de systèmes à forte différenciation latérale en milieu ferrallitique guyanais : un nouvel exemple de couverture pédologique en déséquilibre. *Science du Sol*, 2 : 75-82.
- Braud I., De Condappa D., Soria J. M., Haverkamp R., Angulo-Jaramillo R., Galle S., *et al.*, 2005. Use of scaled forms of the infiltration equation for the estimation of unsaturated soil hydraulic properties (the *Beerkan* method). *European Journal of Soil Science*, 56: 361-374. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00660.x>
- Capowicz Y., Samartino S., Cadoux S., Bouchant P., Richard G., Boizard H., 2012. Role of earthworms in regenerating soil structure after compaction in reduced tillage systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 55: 93e103. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.06.013>
- Cresswell H. P., Hamilton G. J., 2002. Particle Size Analysis. *In*: McKenzie N. J., Cresswell H. P., Coughlan K. J. (eds). *Soil Physical Measurement and Interpretation for Land Evaluation*. Collingwood, Victoria, Australia, CSIRO Publishing, 224-239.
- Daddow R. L., Warrington G. E., 1983. Growth-limiting soil bulk densities as influenced by soil texture. Watershed Systems Development Group. Rep. WSDG-TN-00005. Ft. Collins, CO, USA, USDA Forest Service, 17 p.
- Davidson E. A., De Abreu Sa T. D., Reis Carvalho C. J., De Oliveira Figueiredo R., Kato M. S. A., Kato O. R., *et al.*, 2008. An integrated greenhouse gas assessment of an alternative to slash-and-burn agriculture in eastern Amazonia. *Global Change Biology*, 14: 998-1007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01542.x>
- Dawidowski J. B., Koolen A. J., 1987. Changes of soil water suction, conductivity and dry strength during deformation of wet undisturbed samples. *Soil and Tillage Research*, 9: 169-180. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(87\)90083-3](https://doi.org/10.1016/0167-1987(87)90083-3)
- Dexter A. R., 1991. Amelioration of soil by natural processes. *Soil and Tillage Research*, 20: 87-100. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(91\)90127-1](https://doi.org/10.1016/0167-1987(91)90127-1)
- Don A., Schumacher J., Freibauer A., 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17: 1658-1670. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>
- Fritsch J.-M., Sarrailh J.-M., 1986. Les transports solides dans l'écosystème forestier tropical humide guyanais : effets du défrichement et de l'aménagement de pâturages. *Cahiers ORSTOM, série Pédologie*, 22 : 209-222. <http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:24514>
- Fujisaki K., 2014. Devenir des stocks de carbone organique des sols après déforestation et mise en culture : une analyse diachronique en contexte amazonien. Thèse de doctorat, Université de Montpellier, France, 237 p. [https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins\\_textes/divers15-04/010063769.pdf](https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers15-04/010063769.pdf)
- Fujisaki K., Perrin A.-S., Garric B., Balesdent J., Brossard M., 2017. Soil organic carbon changes after deforestation and agrosystem establishment in Amazonia: An assessment by diachronic approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 245: 63-73. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.011>
- Grimaldi M., Sarrazin M., Chauvel A., Luizao F., Nunes N., Rodriges M. R. L., *et al.*, 1993. Effets de la déforestation et des cultures sur la structure des sols argileux d'Amazonie brésilienne. *Cahiers Agricultures*, 2 : 36-47. <http://revues.cirad.fr/index.php/cahiers-agricultures/article/view/29771>
- Goutal N., Boivin P., Ranger J., 2012. Assessment of the natural recovery rate of soil specific volume following forest soil compaction. *Soil Science Society of America Journal*, 76: 1426-1435.
- Greacen E. L., Sands R., 1980. Compaction of forest soils. A review. *Australian Journal of Soil Research*, 18: 163-189. <https://doi.org/10.1071/SR9800163>
- Guitet S., Cornu J.-F., Brunaux O., Betbeder J., Carozza J.-M., Richard-Hansen C., 2013. Landform and landscape mapping, French Guiana (South America). *Journal of Maps*, 9: 325-335. <https://doi.org/10.1080/17445647.2013.785371>
- Héribault B., Coste S., Derroire G., Descroix L., Dulormne M., Louison L., *et al.*, 2020. Gestion forestière et changements climatiques en Guyane française. Rapport final. Projet Gfclim. Montpellier, France, Cirad, 53 p. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.34751.33442/2>
- Kozłowski T. T., 1999. Soil compaction and growth of woody plants. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14: 596-619. <https://doi.org/10.1080/02827589908540825>
- Lal R., 1988. Effects of macrofauna on soil properties in tropical ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 24: 101-116. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(88\)90059-X](https://doi.org/10.1016/0167-8809(88)90059-X)
- Lesturgez G., Poss R., Hartmann C., Bourdon E., Noble A.,

Ratana-Anupap S., 2004. Roots of *Stylosanthes hamata* create macropores in the compact layer of a sandy soil. *Plant and Soil*, 260: 101-109. <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000030184.24866.aa>

Lopez M., 2016. Les plantations forestières en Guyane : Sont-elles une solution durable à l'approvisionnement bois dans les prochaines années ? Rapport de stage, ONF-AgroParisTech, France, 56 p.

Manu V., Whitbread A., Blair G., 2017. Mulch effect on successive crop yields and soil carbon in Tonga. *Soil Use and Management*, 33: 98-105. <https://doi.org/10.1111/sum.12314>

Millet C., 2018. Recensement de la population en Guyane. La démographie guyanaise toujours aussi dynamique. *Insee Analyses Guyane*, n° 27, 4 p.

Morel H., Nicolini E., Bossu J., Blanc L., Beauchêne J., 2017. Qualité et usages du bois de cinq espèces forestières adaptées à la plantation à vocation de bois d'œuvre et testées en Guyane française. *Bois et Forêts des Tropiques*, 334 : 61-74. <https://doi.org/10.19182/bft2017.334.a31492>

Natal da Silva D. M., de Oliveira F. L., Teodoro R. B., Fávoro C., Quaresma M. A. L., 2016. Temperature and humidity of soil covered with perennial herbaceous legumes in the semiarid region of Minas Gerais, Brazil. *Bioscience Journal*, 32: 11-19. <https://doi.org/10.14393/BJ-v32n1a2016-26241>

Nawaz M. F., Bourrié G., Trolard F., 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33: 291-309. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8>

Page-Dumroese D. S., Jurgensen M. F., Tiarks A. E., Ponder F., Sanchez F. G., Fleming R. L., *et al.*, 2006. Soil physical property changes at the North American Long-Term Soil Productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 551-564. <https://doi.org/10.1139/x05-273>

Peel M. C., Finlayson B. L., McMahon T. A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union*, 4: 439-473. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00298818>

Powers R. F., Scott D. A., Sanchez F. G., Voldseth R. A., Page-Dumroese D., Elioff J. D., *et al.*, 2005. The North American long-term soil productivity experiment: Findings from the first decade of research. *Forest Ecology and Management*, 220: 31-50. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.003>

Raunet M., 2003. Les systèmes de culture sur couverture végétale : des systèmes durables. *Bois et Forêts des Tropiques*, 277 : 99-100. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20192>

Reichert J. M., Bervaldo C. M. P., Rodrigues M. F., Kato O. R., Reinert D. J., 2014. Mechanized land preparation in eastern Amazon in fire-free forest-based fallow systems as alternatives to slash-and-burn practices: hydraulic and mechanical soil properties. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 19: 47-60. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.046>

Rossi J.-P., Celini L., Mora P., Mathieu J., Lapied E., Nahmani

J., *et al.*, 2010. Decreasing fallow duration in tropical slash-and-burn agriculture alters soil macro-invertebrate diversity: A case study in southern French Guiana. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135: 148-154. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.08.012>

Ruiz N., Lavelle P., Jiménez J., 2008. Soil macrofauna field manual: Technical level. Rome, Italy, FAO, 113 p.

Saito K., Linqvist B., Keobualapha B., Phanthaboon K., Shiraiwa T., Horie T., 2006. *Stylosanthes guianensis* as a short-term fallow crop for improving upland rice productivity in northern Laos. *Field Crops Research*, 96: 438-447. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2005.09.005>

Schack-Kirchner H., Fenner P. T., Hildebrand E. E., 2007. Different responses in bulk density and saturated hydraulic conductivity to soil deformation by logging machinery on a Ferralsol under native forest. *Soil Use and Management*, 23: 286-293. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00096.x>

Schjonning P., Lamandé M., Keller T., Pedersen J., Stettler M., 2012. Rules of thumb for minimizing subsoil compaction. *Soil Use and Management*, 28: 378-393. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00411.x>

Viana R. M., Ferraz J. B. S., Neves Jr. A. F., Vieira G., Pereira B. F. F., 2014. Soil quality indicators for different restoration stages on Amazon rainforest. *Soil and Tillage Research*, 140: 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.01.005>

#### Guerrini *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	V. Freycon, E. Nicolini
Gestion des données	X. Guerrini
Analyse formelle	X. Guerrini, V. Freycon, E. Nicolini
Acquisition du financement	E. Nicolini
Enquête et investigation	X. Guerrini, V. Freycon, E. Nicolini, A. de Haldat
Méthodologie	
Gestion de projet	X. Guerrini, E. Nicolini
Supervision	V. Freycon, E. Nicolini
Validation	V. Freycon
Visualisation	X. Guerrini, V. Freycon, E. Nicolini
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	X. Guerrini, V. Freycon, E. Nicolini
Écriture – Révision et édition	V. Freycon, E. Nicolini, A. de Haldat

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -  
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier  
Cedex 5, France - Contact : [bft@cirad.fr](mailto:bft@cirad.fr) - ISSN : L-0006-579X