

Restauration de plages nues d'une brousse tachetée au Niger

Douma SOUMANA^{1*}, Idrissa SOUMANA¹, Ali MAHAMANE², Saadou MAHAMANE²,
Ambouta KARIMOU³, Ichaou ABOUBACAR⁴ et Gandou ZAKARA⁵

¹Laboratoire Garba Mounkaila de Biologie, Faculté des Sciences, BP 10662 Niamey, Niger

²Université Abdou Moumouni, BP 10662 Niamey et Université de Maradi BP 465 Maradi, Niger

³Faculté d'Agronomie, Université Abdou Moumouni, BP 10660 Niamey et Université de Tahoua, Niger

⁴Institut National de la Recherche Agronomique du Niger BP 429 Niamey Niger

⁵Facultés des Sciences Économiques et Juridiques, Université Abdou Moumouni de Niamey, Niger.

* Correspondance, courriel : soum_doum@yahoo.fr

Résumé

Un essai de restauration de plages nues d'une brousse tachetée dégradée du Parc National du W au sud-ouest du Niger a été installé en 2007. Cet article établit le bilan de cette restauration réalisée par la plantation d'espèces locales dans des ouvrages antiérosifs du type tranchées sylvopastorales. Dans la zone-témoin et dans la zone mise en défens par une clôture, le taux de survie des plants mis en place, leur croissance en hauteur et en diamètre, la composition et la diversité floristique des herbacées ont été suivis pendant trois ans (2007-2009). L'effet des ouvrages antiérosifs sur l'humidité du sol a été évalué pendant la première année.

Les analyses démontrent une amélioration nette des conditions écologiques du site d'expérimentation, qui évolue progressivement vers l'état d'une brousse tachetée, qui est l'écosystème de référence. L'amélioration de l'humidité du sol induit des conditions beaucoup plus favorables pour la couverture végétale. La richesse floristique dans la zone-témoin est passée en trois années de 16 à 49, la diversité α de 2,1 à 4,42 et l'équitabilité de Piélou de 0,59 à 0,78. Dans la zone clôturée (mise en défens), la richesse floristique, la diversité α et l'équitabilité de Piélou sont respectivement passées en trois ans de 14 à 43, de 2,26 à 4,22 et de 0,53 à 0,79, ce qui traduit une amélioration progressive de la flore.

Acacia senegal et *Bauhinia rufescens* ont enregistré les plus forts taux de survie et les plus importantes croissances en hauteur et en diamètre. Les mortalités élevées des *A. seyal* et *Ziziphus mauritiana* sont vraisemblablement liées à la forte concentration de rongeurs que la présence d'une clôture ne gêne guère. La pose coûteuse d'une clôture n'est efficace que contre les grands mammifères, ce qui se traduit toujours par une croissance en diamètre et en hauteur supérieure pour la zone clôturée.

Mots-clés : *restauration écologique, brousse tachetée, Acacia senegal, Acacia seyal, Bauhinia rufescens, Ziziphus mauritiana, ouvrage antiérosif.*

Abstract

Restoration of bare ground areas of a spotted Bush in Niger

Restoration test of degraded spotted bush was conducted at Niger W National Park in 2007. This paper establishes the assessment of this restoration carried by planting indigenous species in antierosive techniques like sylvopastoral trenches. In the two parts of the implementation (witness and fencing), survival rate of plants, their growth in height and diameter, the composition and floristic diversity were monitored during three years (2007-2009). The effect of antierosive work on soil moisture was also assessed during the first year. Results reveal a net improvement of ecological characteristics which favour the gradual establishment of the spotted bush condition, the reference ecosystem which improved soil moisture induces to more favorable conditions of vegetation cover. In the witness field, Floristic richness has increased during the three year (2007-2009) from 16 to 49 species, α Diversity from 2.1 to 4.42 and Evenness of Piélou from 0.59 to 0.78. In the fencing, the Floristic richness, α Diversity and Evenness of Piélou have increased from 14 to 43, 2.26 to 4.22 and 0.53 to 0.79 respectively. These reflect a gradual improvement of the flora of the implementation areas.

Acacia senegal and *Bauhinia rufescens* recorded the strongest survival rates and also the strongest growths in height and diameter. High mortalities of *Acacia seyal* and *Ziziphus mauritiana* are related to the high concentration of rodents which are not inconvenienced by the fence. Costly work of the fence can only be effective against big mammals which always express more growth in diameter and height in the fencing area.

Keywords : *ecological restoration, spotted bush, Acacia Senegal, Acacia seyal, Bauhinia rufescens, Ziziphus mauritiana, antierosive technique.*

1. Introduction

Le bien-être humain dépend fondamentalement des services et des produits qu'offrent les écosystèmes [1]. La dégradation des écosystèmes induit une perte de la biodiversité et une accentuation des effets néfastes du changement climatique, situation qui compromet la durabilité des systèmes de production et expose les communautés locales aux calamités naturelles et à l'insécurité alimentaire [2]. En vue d'un maintien durable des activités socio-économiques, les systèmes exsangues de production naturelle qui montrent une certaine résilience [3-5] doivent être restaurés [6-8].

La restauration écologique est le processus qui assiste l'auto-réparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou presque détruit [9]. Ce concept englobe le rétablissement assez complet de la composition, de la structure et de la fonction initiale des écosystèmes dont dépend le bien-être des populations [4,10].

Une des techniques les plus couramment utilisées pour restaurer des terres dégradées est la plantation. Elle accélère la reconstitution de la biodiversité, de la fertilité du sol et de la réhabilitation des habitats naturels, tout en constituant des puits de séquestration du carbone [11]. Dans le cas d'une dégradation avancée telle que l'encroûtement, les plantations sont alors le plus souvent réalisées conjointement avec des ouvrages antiérosifs, tels que les tranchées sylvo-pastorales. Elles permettent de limiter les pertes d'eau par évaporation et ruissellement et de reconstituer les réserves en eau du sol [8,12,13].

Le Niger avec l'appui des bailleurs de fonds a initié des opérations de restauration des terres par des plantations à grande échelle avec l'aide de projets tels que le projet forestier IDA/FAC/CCCE (1983), le Projet Agroforestier de Tahoua (PAF, 1987), Programme de Développement Rural Intégré de l'Ader Douthi Maggia, vallée de Keita (PDRI, 1984), Projet de Développement Agroforestier et d'Aménagement des terroirs (PDAAT,

1990) [14,15]. Ceux-ci ont permis le développement d'un savoir local important et la réhabilitation de plus de 400 000 ha de terres dégradées, comme prévu initialement par le plan d'actions de la stratégie de développement rural [16]. Il s'en suit une réduction de l'érosion et une augmentation de la productivité des pâturages et des cultures pluviales de plus de 40 % [17]. Malgré leur envergure, très peu de références scientifiques font cas de ces travaux de restauration (choix des espèces locales ou exotiques, type d'ouvrages antiérosifs) et de leurs succès [17].

Au Niger, l'inexistence d'un volet structuré et financé de recherches nous a conduit à évaluer les capacités de régénération et d'adaptation de différentes espèces locales dans une station écologique aussi particulière que sont les plages nues jouxtant les secteurs arborés ou arbustifs des brousses tachetées.

Cet article évalue l'efficacité des effets conjugués de la plantation de quatre espèces locales et d'ouvrages antiérosifs associés dans le cadre de la restauration de plages nues de brousses tachetées dégradées sur plateaux latéritiques.

2. Matériel et méthodes

2-1. Étude du milieu

L'étude a été menée dans le terroir de Tamou (12° 60' N et 2° 25' O) dans la réserve totale de faune du Parc National W du Niger (**Figure 1**). La station expérimentale retenue est une plage nue (**Photo 1**) d'une superficie totale de 0,75 ha, sur plateau cuirassé, anciennement occupé par des brousses tachetées [18,19], située au nord du domaine soudanien, à la limite du secteur sahélo-soudanien [20], avec une hauteur moyenne annuelle de 700±92 cm de pluies (1982-2009 ; source : données Tapoa, Direction Nationale de la Météorologie du Niger), classant cette zone dans la partie la plus arrosée du pays. Sur les plateaux de la zone, la végétation climacique était constituée de brousses tachetées, ponctuées de plages nues de 50 à 200 m de diamètre. Les espèces ligneuses dominantes sont *Combretum micranthum*, *Boscia angustifolia*, *C. collinum*, *Prosopis africana*, *Xerroderris stuhlmannii*, *C. nigricans*, *Guiera senegalensis* et *Cassia sieberiana*. Quant à la strate herbacée, elle est composée d'espèces sciaphiles (*Triumfetta pentandra*, *Achyranthes aspera*, *Englerastrum gracillinum*, etc.) et d'espèces héliophiles (*Aristida adscensionis*, *Loudetia togoensis*, *Microchloa indica*, *Tripogon minimus*, etc.). La disparition de la partie végétalisée de brousses tachetées conduit à une extension des plages nues exposant ces dernières à l'encroûtement. Sur ces espaces, dominent des croûtes d'érosion, algales et gravillonnaires.



Figure 1 : Localisation du site d'étude



Photo 1 : Plage nue avant la mise en place du dispositif de restauration

2-2. Choix des essences plantées

Le choix des quatre espèces locales a été fait en concertation avec les agriculteurs, les éleveurs et autres exploitants. Parmi les espèces proposées par les différents acteurs, *Acacia senegal*, *A. seyal*, *Bauhinia rufescens*, *Ziziphus mauritiana* ont été retenues et plantées. Ce choix a été fait sur la base de leur importance socio-économique, culturelle et écologique, leur aptitude à croître sur des sols dégradés (argileux et secs) et leur capacité à améliorer les paramètres physico-chimiques du sol.

2-3. Dispositif expérimental

L'expérimentation a été conduite sur un site anciennement occupé par des brousses tachetées qui constituent notre système de référence. Le fonctionnement de ces dernières est actuellement bien documenté [18,19,21,22]. Il implique un transfert d'eau de l'impluvium (plage nue) vers la bande de végétation (fourré) ou secteur arboré informel (brousses tachetées), dont les racines et la micro-faune améliorent l'infiltration de l'eau dans le sol. Ce secteur bénéficie ainsi de ressources en eau supplémentaires permettant le maintien et le développement d'une végétation équienne (pente du plateau = 1 à 2 %). Notre dispositif est donc conçu en fonction de l'alternance de ces deux états de surface (plage nue + fourré) pour approcher le fonctionnement naturel des écosystèmes inféodés à ces types de milieu (**Figure 2**).

Le site expérimental sur plage nue, qui couvre une superficie de 0,75 ha (72 m x 104 m), a été subdivisé en 6 bandes à revégétaliser et 7 impluviums (espaces nus) de 8 mètres de largeur chacun. Au sein de chaque bande à revégétaliser de 72 mètres de long, il y a quatre rangées plantées chacune avec une espèce différente. Par rangée, douze tranchées sylvopastorales (ouvrages antiérosifs) de 5 m de long, 0,5 m de large et 0,25 m de profondeur ont été aménagées. Elles sont disposées en quinconce, espacées d'1 m dans le sens de la longueur et de 2 m dans le sens de la largeur. Dans chaque bande à revégétaliser, on dénombre 48 ouvrages, soit pour l'ensemble du dispositif expérimental à six bandes à revégétaliser, 288 ouvrages antiérosifs au total. Sur chaque rangée, une seule espèce ligneuse a été plantée, à raison de trois plants par ouvrage à l'écartement de 2 mètres. Au total, il y a 216 plants par espèce et pour l'ensemble de l'essai 864 plants installés le même jour, après enlèvement complet du sachet. La disposition des rangées plantées est perpendiculaire à la pente et à la direction de ruissellement des eaux de pluie : en amont, la rangée d'*A. senegal*, puis celle de *B. rufescens*, ensuite la rangée d'*A. seyal* et enfin celle de *Z. mauritiana*

en aval. Tous ces plants, de même âge, élevés dans des sachets en polyéthylène dans la pépinière de la Direction Générale de l'Environnement de Niamey ont été plantés le 24 juillet 2007, période correspondante à l'installation effective de la saison pluvieuse. Il n'y a pas eu de regarnis.

En plus des ligneux, des herbacées annuelles (*Pennisetum pedicellatum*, *Schyzachyrium exile*, *Zornia glochidiata*) ont été ensemencées à la volée et des pérennes (*Andropogon gayanus*, *Cymbopogon schoenanthus*) mises en place dans des poquets en quinconce, dans tous les ouvrages antiérosifs.

Une partie du site expérimental de 40 m x 50 m (0,2 ha) a été mise en défens par une clôture et l'autre partie a servi de témoin pour estimer l'effet du broutage sur la croissance des plants et le développement des herbacées ensemencées. Cette clôture n'a pas été détériorée durant les trois années de l'expérimentation.

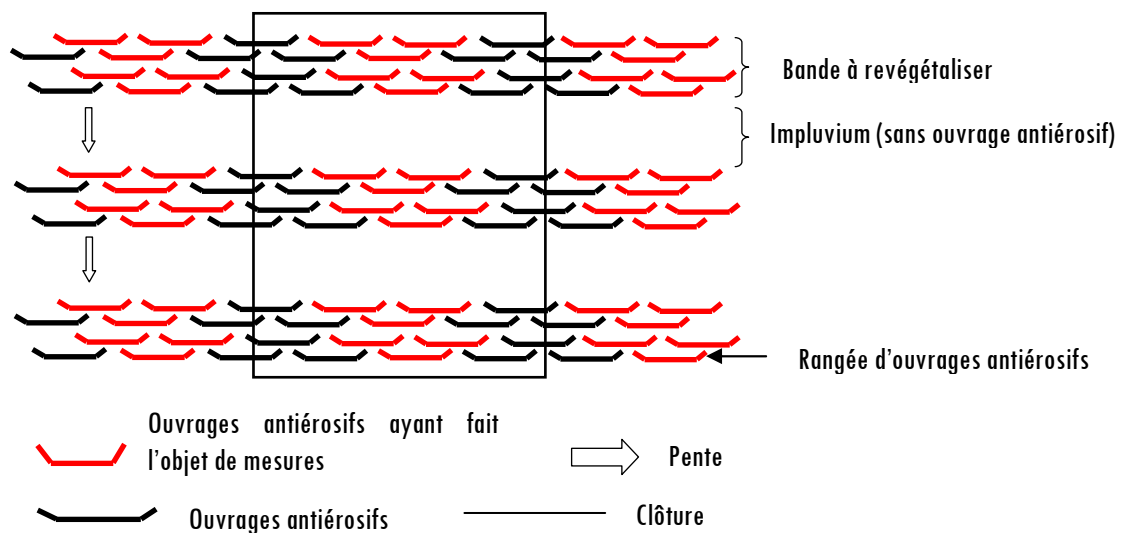


Figure 2 : Dispositif de restauration

2-4. Suivi de la dynamique de l'eau dans les ouvrages

Pour suivre l'évolution de la teneur en eau du sol du plateau, des tubes d'accès pour sonde en P.V.C. de moins de 2 m de profondeur ont été installés sur le site d'expérimentation. Ces derniers sont disposés à la fois au niveau des impluviums (ou plages nues encroûtées, sans ouvrage antiérosif) et dans les bandes à revégétaliser (avec des ouvrages antiérosifs). Huit tubes ont été installés dont deux dans deux plages nues et six dans des tranchées sylvopastorales choisies au hasard. L'humidité est estimée par des mesures à l'aide d'un humidimètre neutronique. Les mesures sont faites tous les 20 cm à l'intérieur des tubes et sont répétées par décennie pendant la saison pluvieuse et tous les 45 jours pendant la saison sèche durant la première année (entre le 22-08-2007 et le 26-07-2008) [23].

2-5. Mesures des plants et taux de survie

Elles ont porté sur la hauteur du plus grand axe des tiges (pour les espèces multicaules) et sur le diamètre au ras du sol. Le taux de survie des plants a été calculé par comptage sur les rangées trois mois après la plantation. Ces mesures y compris le taux de survie ont été poursuivies pendant trois ans et ont porté sur 144 plants par zone (zone mise en défens et zone-témoin), soit 36 plants par espèce et par zone (Figure 1).

2-6. Recouvrement des herbacées

Le suivi de la strate herbacée ensemencée et spontanée a été réalisé par des relevés linéaires [24] dans les deux zones du site expérimental (mise en défens et zone-témoin) et a été poursuivi pendant trois ans. D'autres relevés ont été effectués également à l'intérieur des trois brousses tachetées régulières (non dégradées : notre système de référence) qui jouxtent notre essai, à raison de deux lignes par brousse tachetée.

Analyse des données

Parmi les trois méthodes recommandées par la « Society for Ecological Restoration » pour évaluer le succès d'une restauration écologique, deux ont été utilisées ici [25]. Ce sont des comparaisons directes et l'analyse des attributs vitaux.

Les comparaisons directes

Pour les comparaisons des variables allométriques relevées (taux de survie, diamètres et hauteurs des plants) durant les trois années de l'essai sur les espèces plantées, nous avons eu recours un test non paramétrique d'analyse des variances (test de Kruskal-Wallis) suivi selon le cas par une comparaison de moyenne selon le test de Newman-Keuls (logiciel JMP 7). Elles ont porté également sur l'évolution de l'humidité du sol et de la richesse floristique.

Analyse des attributs vitaux

Elle est réalisée en analysant l'évolution de la richesse et la diversité floristique durant les trois années sur les deux zones. La richesse floristique correspond au nombre d'espèces inventoriées dans un milieu. La diversité alpha évalue le rapport qui existe entre les espèces au sein d'une communauté [26]. Cette dernière est calculée à partir de l'indice de Shannon-Wiener en utilisant les fréquences des espèces relevées le long des lignes de points quadrats [27]. Quant à la régularité de la distribution des pionniers dans les deux zones, elle a été évaluée par le calcul de l'équitabilité de Pielou, à partir de l'indice de Shannon-Wiener et de la diversité totale théorique [26,27]. L'enrichissement progressif des deux zones, le remplacement ou la stabilisation des pionniers ont été évalués à partir de la diversité β , par le calcul du coefficient de Sorensen [26].

3. Résultats et discussion

3-1. Évolution de la diversité végétale

Au moment de la mise en place du dispositif de restauration, en juillet 2007, le site de l'expérimentation était nu. Dès la première année, quelques jours après le début de la saison des pluies, les espèces végétales spontanées ont commencé à s'installer dans les tranchées sylvo-pastorales des deux zones. Le nombre d'espèces inventoriées augmente chaque année significativement ($ddl = 2$; $F = 29,66$; $P = 0,01$) et varie en fonction de la zone (zone-témoin et zone mise en défens) (*Figure 3*). En effet dans la zone témoin, le nombre d'espèces est passé de 16 en septembre 2007 à 49 en septembre 2009 et dans la zone mise en défens, il est passé de 14 à 43. De même, dans chaque zone, la diversité α a augmenté durant les

trois années et a varié avec la zone (**Figure 4**). L'indice de Shannon-Wiener est passé de 2,1 en 2007 à 4,42 bits en 2009 dans la zone-témoin, et de 2,26 à 4,22 bits dans la zone mise en défens. Quant à l'équitabilité de Pielou, durant la même période, elle est passée de 0,53 à 0,79 dans la zone mise en défens et de 0,59 à 0,78 dans la zone-témoin, traduisant une distribution régulière de la régénération dans les zones. Dans les deux zones, il y a une évolution similaire de la diversité biologique. Néanmoins, il y a des fluctuations dans la régénération des espèces.

Certaines espèces spontanées apparues une année peuvent ne pas germer l'année suivante et de plus, chaque année de nouvelles espèces font leur apparition dans les deux zones (**Tableau 1**). Par contre d'autres, pionniers surtout les ligneux (*Acacia nilotica*, *A. ataxacantha*, *A. macrostachya*, *Combretum micranthum*, *C. nigricans*, *Piliostigma reticulatum*, *Guiera senegalensis*, *Gardenia sokotensis*, *Terminalia mantaly*) apparues à la deuxième année se stabilisent. L'analyse de la diversité β montre dans les deux zones de l'essai des indices de Sørensen, faibles entre 2007 et 2008 et entre 2007 et 2009, et très élevés entre 2008 et 2009 (**Tableau 2**) traduisant une stabilisation plus importante des espèces et un enrichissement progressif du site de restauration. Toutes les espèces forestières installées à la deuxième année se maintiennent, montrant une dynamique vive de la végétation pionnière.

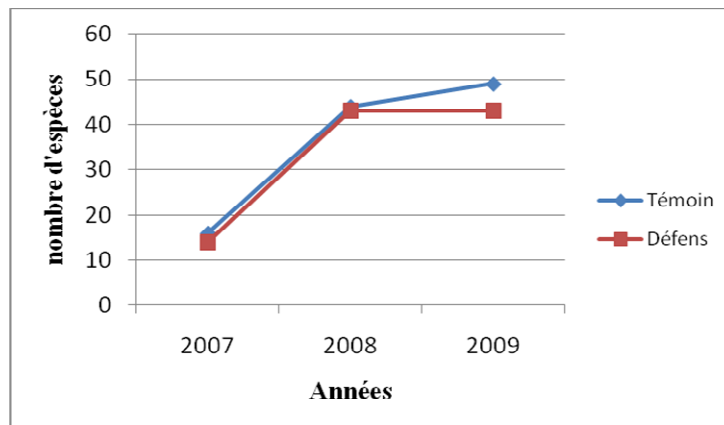


Figure 3 : Évolution annuelle de la richesse floristique durant les trois années

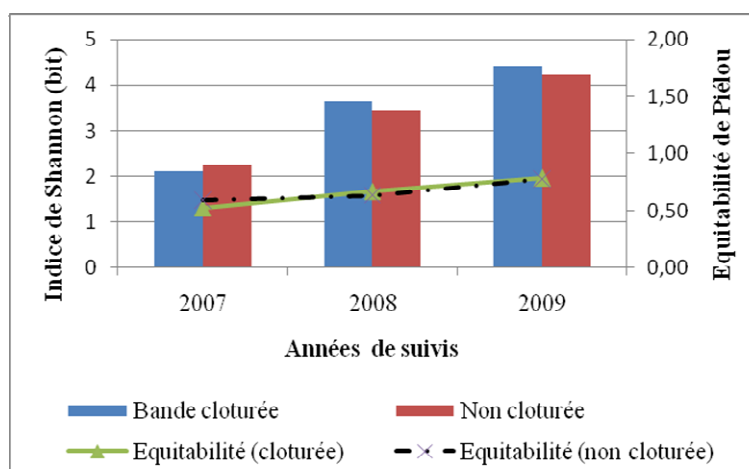


Figure 4 : Évolution annuelle de la diversité et l'équitabilité de Pielou durant les trois années

Tableau 1 : Herbiers des espèces végétales récoltées dans les deux zones (+ : présence et - : absence dans les relevés linéaires de l'année correspondante)

Années	2007		2008		2009		
	Espèces	Zone témoin	Zone en défens	Zone témoin	Zone en défens	Zone témoin	Zone en défens
<i>Andropogon gayanus</i> Kunth.		+	+	-	+	+	+
<i>Schoenefeldia gracilis</i> Kunth.		-	+	+	+	+	-
<i>Polycarpaea eriantha</i> Hochst.		+	+	-	+	+	-
<i>Pandiaka Heudelotii</i> (Moq.) Hook.		-	-	+	+	+	+
<i>Schizachyrium exile</i> (Hochst.) Pilger.		-	+	+	+	+	+
<i>Spermacoce filifolia</i> Lebr. et Stork.		-	-	+	+	+	+
<i>Spermacoce ruelliae</i> DC.		+	-	+	+	-	+
<i>Spermacoce verticillata</i> G. F. Mey.		-	-	+	+	+	+
<i>Hibiscus asper</i> Hook. f.		+	+	+	+	+	+
<i>Cymbopogon schoenanthus</i> Spreng.		-	+	+	+	+	
<i>Eragrostis tremula</i> Steud.		-	-	+	+	+	+
<i>Aristida mutabilis</i> Trin. et Rupr.		-	-	+	+	+	+
<i>Ctenium elegans</i>		+	-	+	+	+	+
<i>Polycarpaea corymbosa</i> Lam.		-	-	+	+	-	+
<i>Cleome monophylla</i> L.		-	-	+	+	+	-
<i>Cleome viscosa</i> Linn.		-	-	+	-	-	+
<i>Sida ovata</i> Forsk.		-	-	+	+	+	+
<i>Sida cordifolia</i> L.		-	-	+	+	+	+
<i>Waltheria indica</i> L.		-	+	+	+	+	+
<i>Loudetia togoensis</i> (Pilger.) C.E. Hubb.		-	-	+	+	+	+
<i>Ipomoea coscinosperma</i> Hochst. ex Choisy.		+	+	+	+	+	+
<i>Ipomoea vagans</i> Bak.		-	-	+	+	-	+
<i>Zornia glochidiata</i> Reichb. Ex DC.		+	-	+	+	+	+
<i>Cassia mimosoides</i> L.		-	-	+	+	+	+
<i>Cenchrus biflorus</i> Roxb.		-	-	+	+	+	+
<i>Merremia pinnata</i> (Choisy.) f.		+	+	+	+	-	-
<i>Mitracarpus villosus</i> (Sw.) DC.		-	+	+	+	+	
<i>-Diheteropogon hagerupii</i> Hitch.		+	-	+	+	+	+
<i>Crotalaria arenaria</i> Benth.		-	-	+	+	+	+
<i>Pennisetum pedicellatum</i> Trin.		+	+	+	+	+	+
<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. et Schult.		-	-	+	+	+	+
<i>Setaria verticillata</i> (L.) P.Beauv.		-	-	-	-	-	+
<i>Evolvulus alsinoides</i> (L.) L.		-	+	+	-	+	+
<i>Jacquemontia tamnifolia</i> (L.) Griseb.		-	-	+	+	+	+
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.		-	-	+	+	-	-
<i>Alysicarpus ovalifolius</i> J. Léonard.		-	-	+	-	-	+
<i>Brachiaria xantholeuca</i> (Schinz.) Stapf.		+	+	+	+	+	-
<i>Cyperus</i> sp.		-	-	+	+	+	-
<i>Triumfetta pentandra</i> A. Rich.		-	-	+	-	+	+
<i>Leucas martinicensis</i> (Jacq.) Ait.F.		+	+	-	-	-	-
<i>Aristida adescensionis</i> L.		+	-	-	-	-	-
<i>Tephrosia bracteolata</i> Guil. Et Perr.		-	-	-	-	-	+
<i>Tephrosia pedicellata</i> Bak.		+	-	-	-	-	-
<i>Englerastum gracillimum</i> Th.Fries.		+	-	-	-	-	-
<i>Cyanotis lanata</i> Benth.		+	-	-	-	-	-
<i>Fimbristylis hispidula</i> Kunth.		-	+	-	-	-	-

<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	-	+	-	-	-	-
<i>Monechma ciliatum</i> (Jacq.) Milne-Redh.	-	+	-	-	-	+
<i>Elionurus elegans</i> Kunth	-	-	-	-	+	+
<i>Kaempheria aethiopica</i> Benth.	-	+	-	-	-	-
<i>Piliostigma reticulatum</i> (DC.) Hochst.	-	-	+	+	+	+
<i>Combretum nigricans</i> Aubrev.	-	-	+	-	+	-
<i>Combretum micranthum</i> G. Don.	-	-	+	-	+	-
<i>Guiera senegalensis</i> J.G. Gmel.	-	-	+	+	+	+
<i>Acacia ataxacantha</i> DC.	-	-	-	+	+	-
<i>Acacia macrostachya</i> Reich. ex Benth.	-	-	+	+	+	+
<i>Acacia senegal</i> (L.) Willd.	-	-	+	+	+	+
<i>Acacia nilotica</i> (L.) Willd.	-	-	-	+	+	-
<i>Acacia sieberiana</i> DC.	-	-	+	+	+	+
<i>Ziziphus mauritiana</i> Lam.	-	-	+	+	+	+
<i>Bauhinia rufescens</i> Lam.	-	-	+	+	+	+
<i>Acacia seyal</i> Del	-	-	-	-	+	+
<i>Terminalia mantaly</i> H. Perr.	-	-	-	-	+	-
<i>Gardenia sokotensis</i> Hutch.	-	-	-	-	+	-
Total	16	14	44	43	49	43

+ = présence de l'espèce

Tableau 2 : Évolution de la diversité β (coefficient de Sorensen)

Années	Zone en défens	Zone témoin
2007 - 2008	0,4	0,3
2007 - 2009	0,29	0,33
2008 - 2009	0,80	0,83

3-2. Taux de survie des plants

L'analyse des taux de survie montre des variations en fonction des espèces, des années et de la protection de la zone (**Figure 5**). Les taux de survie les plus élevés ont été enregistrés la première année : ils étaient en 2007, respectivement dans les deux zones (mise en défens par une clôture et témoin) de 96 et 94 % pour *A. senegal*, 89 et 90 % pour *B. rufescens*, 88 et 82 % pour *A. seyal* et 65 et 62 % pour *Z. mauritiana*.

En 2^e et 3^e années, le taux de survie chute pour les quatre espèces de façon significative (ddl = 2 ; P < 0,05). Dans la zone mise en défens, il chute de 96 à 67 % pour *A. senegal*, 89 à 58 % pour *B. rufescens*, 88 à 47 % pour *A. seyal* et de 65 à 39 % pour *Z. mauritiana*. Dans la zone-témoin, le taux de survie est ainsi passé entre 2007 et 2009 de 94 à 56 % pour *A. senegal*, 90 à 58 % pour *B. rufescens*, 82 à 42 % pour *A. seyal* et de 62 à 33 % pour *Z. mauritiana*. En effet, dans les deux zones, sur les 36 emplacements plantés de chaque espèce, il ne reste que respectivement que 20 (zone-témoin) et 24 (zone clôturée) *A. senegal*, 15 et 17 *A. seyal*, 12 et 14 *Z. mauritiana* et 2 x 21 *B. rufescens* (**Figure 5**).

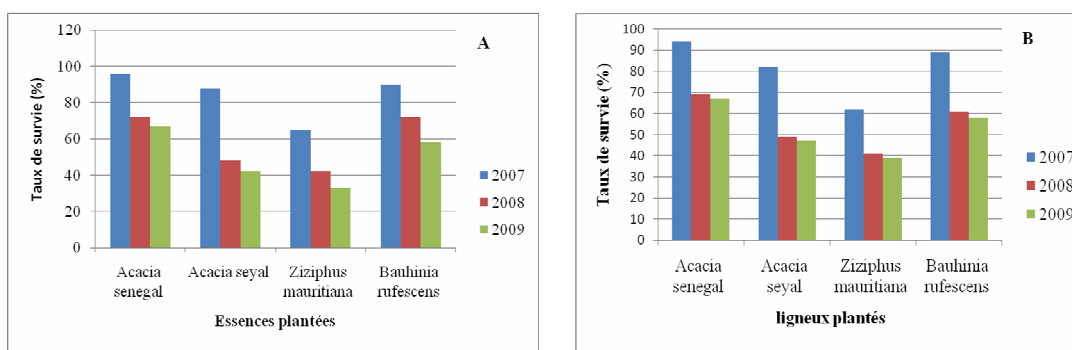


Figure 5 : Évolution annuelle du taux de survie des plants (A= Zone témoin ; B = Zone en défens)

La mortalité enregistrée entre 2007 et 2009 est due en partie à la forte concentration de rongeurs dans la région. Ces derniers peuvent passer sous la clôture et causer la mort des plants de faible diamètre ($d < 10$ mm), en les rongeurant ou coupant complètement au ras du sol. Les espèces les plus consommées par les lapins et autres rongeurs sont *A. seyal* et *Z. mauritiana*. Ces deux espèces, se trouvent en position plus excentrée de l'impluvium (plage nue) dans les deux dernières rangées. *Z. mauritiana* exposé plus en aval qu'*A. seyal* a enregistré le plus faible taux de survie. La forte mortalité enregistrée par ces deux espèces pourrait en partie être liée au faible apport d'eau de ruissellement aux deux dernières rangées d'ouvrages antiérosif. Ces deux espèces seraient aussi plus exposées à la sécheresse qu'*A. senegal* et *B. rufescens*. Néanmoins, les variations de taux de survie entre les deux zones (mise en défens et témoin) et entre espèces de la même zone ne sont pas significatives. *A. senegal* jouxtant directement l'impluvium et *B. rufescens* en position intermédiaire ont été moins affectées par les rongeurs et la sécheresse, gardant des taux de survie supérieurs à 50 % après trois années.

3-3. Croissance des plants

Tableau 3 : Caractéristiques morphologiques (hauteur et diamètre) des plants de 2007 à 2009 de la zone mise en défens (valeur moyenne, Écart type et signification)

Hauteur et diamètre (cm)	2007	2008	2009
<i>A. senegal</i> - Diamètre	0,04±0,02	1,70±1,12	4,46±2,02***
<i>A. senegal</i> - Hauteur	37±8	110±70	180±54***
<i>A. seyal</i> - Diamètre	0,03±0,01	1,80±1,02	2,68±1,88***
<i>A. seyal</i> - Hauteur	46±14	107±63	164±91***
<i>B. rufescens</i> - Diamètre	0,04±0,01	2,70±1,42	3,17±2,15***
<i>B. rufescens</i> - Hauteur	49±17	122±67	165±86***
<i>Z. mauritiana</i> - Diamètre	0,03±0,01	1,06±0,82	2,01±1,03***
<i>Z. mauritiana</i> - Hauteur	31±12	39±21	144±31***

*** = $P < 0,001$, croissance très hautement significative par rapport à 2007

Au cours des trois années de l'essai, des variations de croissance en diamètre et en hauteur ont été enregistrées en fonction des années, des espèces et de la protection des deux zones. Les différences de croissance en hauteur et en diamètre en fonction des années ont été très hautement significatives dans les

deux zones ($P < 0,000$) pour toutes les espèces (**Tableaux 3 et 4**). Les plants de la zone clôturée ont eu une croissance légèrement plus importante en diamètre et nettement plus accentuée en hauteur que ceux plantés dans la zone-témoin non clôturée. Cependant cette différence de croissance n'est significative qu'entre les hauteurs des plants de *Z. mauritiana* ($ddl = 1$; $F = 4,82$; $P < 0,04$) (**Tableau 5**). *A. senegal* et *B. rufescens*, qui ont les taux de survie les plus élevés, ont aussi enregistré les plus fortes croissances en diamètre et en hauteur dans les deux zones.

Tableau 4 : *Caractéristiques morphologiques (hauteur et diamètre) des plants de 2007 à 2009 de la partie témoin (valeur moyenne, Écart type et signification)*

Hauteur et diamètre (cm)	2007	2008	2009
<i>A senegal</i> - Diamètre	0,04±0,01	1,63±0,86	2,81±1,30***
<i>A senegal</i> - Hauteur	34±10	49±35	123±67***
<i>A. seyal</i> - Diamètre	0,03±0,01	1,05±0,28	1,86±0,86***
<i>A. seyal</i> - Hauteur	40±17	74±40	117±83***
<i>B. rufescens</i> - Diamètre	0,03±0,01	1,83±1,09	2,70±2,32***
<i>B. rufescens</i> - Hauteur	43±14	80±63	127±64***
<i>Z. mauritiana</i> - Diamètre	0,03±0,01	0,79±0,26	2,01±0,54***
<i>Z. mauritiana</i> - Hauteur	30±12	31±18	51±28***

*** = $P < 0,001$, croissance très hautement significative par rapport à 2007

Tableau 5 : *Comparaison des caractéristiques morphologiques (hauteur et diamètre) entre le témoin et la zone mise en défens (valeur moyenne, Écart type et signification)*

Hauteur et diamètre (cm)	2009	
	Z en défens	Z témoin
<i>A senegal</i> - Diamètre	4,46±2,02	2,81±1,30
<i>A senegal</i> - Hauteur	180±54	123±67
<i>A. seyal</i> - Diamètre	2,68±1,88	1,86±0,86
<i>A. seyal</i> - Hauteur	164±91	117±83
<i>B. rufescens</i> - Diamètre	3,17±2,15	2,70±2,32
<i>B. rufescens</i> - Hauteur	165±86	127±64
<i>Z. mauritiana</i> - Diamètre	2,01±1,03	2,01±0,54
<i>Z. mauritiana</i> - Hauteur	144±31	51±28*

* = $P < 0,04$, différence de croissance significative entre les deux zones

3-4. Amélioration de l'humidité du sol par les ouvrages antiérosifs

Les **Figures 6 et 7** montrent les variations de l'humidité du sol en fonction des périodes de l'année et de la profondeur, dans les bandes à révégétaliser où ont été confectionnés les ouvrages antiérosifs et dans les impluviums encroûtés (sans ouvrage antiérosif). L'analyse de la figure 6 révèle une amélioration très hautement significative de l'humidité du sol par les ouvrages antiérosifs pendant les divers mois de l'année ($ddl = 1$; $F = 110,433$; $P = 0,0001$). Quant à l'analyse de la **Figure 7**, elle confirme l'effet améliorant des conditions hydriques des couches profondes du sol, par les ouvrages antiérosifs.

Dans les tranchées sylvopastorales, l'humidité volumique avoisine 20 % pendant la saison pluvieuse (juillet à septembre), alors qu'elle ne dépasse pas 13 % dans les impluviums pendant cette même période (**Figure 6**). Les ouvrages antiérosifs maintiennent de meilleures conditions hydriques pendant toutes les périodes de l'année, ce qui favorise la croissance des jeunes plants, la germination de la banque de graines du sol et la colonisation par les diaspores des herbacées provenant de la brousse tachetée voisine.

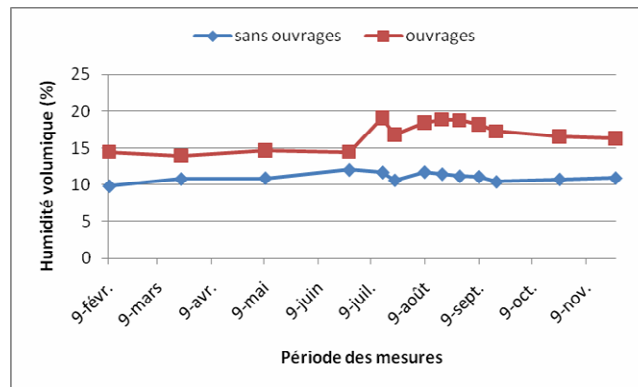


Figure 6 : Effet des tranchées sylvopastorales sur les variations d'humidité du sol encroûté (de 2007 à 2008)

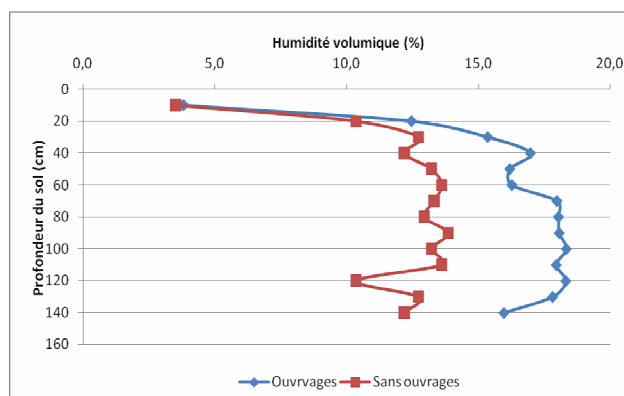


Figure 7 : Effet des tranchées sylvopastorales sur le front d'humectation du sol encroûté (de 2007 à 2008)

Durant ces trois années, un changement significatif de la flore a été observé. On constate en effet un retour progressif de la végétation pionnière dans les deux zones. De nombreux auteurs ont noté que la prolifération de certaines espèces pionnières permet une reconstitution de la végétation [8,12,18,19,28,29]. Les évolutions constatées de la richesse, de la diversité floristique et de la stabilisation des espèces pionnières montrent un retour encore très progressif vers l'écosystème de référence. Cette situation peut être principalement expliquée par l'amélioration des conditions hydriques du sol par les ouvrages antiérosifs et par l'aération du sol grâce aux racines des jeunes plants. Les tranchées sylvopastorales permettent d'améliorer les propriétés physiques du sol, de limiter les pertes d'eau par évaporation et ruissellement, de constituer des réserves en eau dans le sol et d'augmenter la biodiversité des sites de restauration [8,19,30-33]. Cette biodiversité accrue dépend de la colonisation par certaines diaspores provenant de l'environnement immédiat du site [29,34,35] par le vent, les animaux ou l'eau et sans doute du stock de graines enfouies par des animaux et conservées dans le sol. Les ligneux qui se maintiennent, peuvent avec le temps améliorer la fertilité du sol par le recyclage des éléments nutritifs, l'infiltration de

l'eau le long de l'enracinement, puis la création d'un microclimat souterrain qui favoriserait l'activité des décomposeurs (termites, vers, etc). Ces améliorations du sol favoriseraient non seulement la croissance des ligneux mais aussi l'accroissement et la densité d'une strate herbacée qui se maintiendrait sans assistance. Malgré les fortes mortalités en trois années et les caractéristiques du dispositif d'essai (superficie réduite, pas de répétition), les plants qui ont survécu ont montré une croissance très satisfaisante selon les espèces. Les taux de survie les moins élevés ont été enregistrés pour *Z. mauritiana* et *A. seyal*, apparemment plus sensibles aux rongeurs et plus exposées à la sécheresse qu'*A. senegal* et *B. rufescens*. Ces deux dernières espèces ont aussi enregistré les plus forts taux de croissance en hauteur et en diamètre. La forte croissance enregistrée semble pouvoir être liée à l'amélioration des conditions hydriques du sol par les tranchées sylvopastorales [12,19,33,36]. *A. senegal* et *B. rufescens*, par leur position plus en amont bénéficient de plus d'eau de ruissellement, ce qui favoriserait leur taux de survie et leur développement. L'eau qui stagne parfois plusieurs jours dans les ouvrages antiérosifs avant de s'infiltrer maintient la végétation dans des conditions plus favorables.

Si ces deux espèces manifestent une croissance convenable au cours des prochaines années, elles pourraient être plantées à une plus grande échelle. Il restera cependant à vérifier à l'avenir si ces plantations réalisées sur les plages nues en amont des brousses tachetées n'auront pas un effet dépressif après quelques années sur la production en bois des brousses naturelles situées en aval. Dans le cas d'une brousse tigrée [19], la lisière-amont des bandes naturellement boisées (encore appelée zone pionnière) progresse normalement d'aval en amont par rapport au sens de la pente, donc en empiétant sur la bande nue qui la précède. La zone de sénescence, naturellement moins vigoureuse, située à l'aval de la bande boisée, pourrait dès lors subir la concurrence des jeunes plantations et dépérir plus rapidement.

Il n'est pas certain que des bailleurs de fonds acceptent de financer, dans un milieu relativement peu productif, le coût élevé d'une plantation avec tranchées sylvopastorales, mais peut-être bien une simple scarification superficielle du sol. Il existe cependant d'autres alternatives plus économiques que la plantation : les marcottes terrestres, l'induction de drageons, les boutures de racines [37,38] qui n'ont pas été testées dans cet essai. Ces techniques impliqueraient de travailler en bordure des fourrés avec les ligneux déjà présents.

5. Conclusion

Le suivi pendant trois années de ce dispositif de restauration a permis d'établir les constats suivants :

1. une amélioration de l'humidité du sol de plus de 7 % dès la première année et qui pourrait encore à l'avenir s'accroître puisque les tranchées sylvopastorales sont toujours actives ; leur durée de vie devrait être d'au moins cinq ans ;
2. une croissance rapide des espèces plantées dans les tranchées sylvopastorales, spécialement *A. senegal* et *B. rufescens* ;
3. un enrichissement progressif de la flore du site d'expérimentation, ce qui est apprécié par les éleveurs.

Ces premiers résultats traduisent une amélioration progressive très préliminaire des conditions écologiques du site d'expérimentation. Ils devront être intégrés aux plans annuels de gestion dans le cadre d'un aménagement participatif durable si cette technique de restauration utilisée montre une durabilité convenable.

Références

- [1] - Millennium Ecosystem Assessment (MEA), Ecosystems and Human Wellbeing : Biodiversity Synthesis. *World Resources Institute*, Washington. D.C. (2005).
- [2] - C. NELLEMAN, E. CORCORAN, Dead Planet, Living Planet-Biodiversity and Ecosystem Restoration for Sustainable Development. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programm. <http://www.grida.no/publications/rr/dead-planet/ebook.aspx>. (2010).
- [3] - F. MOREIRA, F. CATRY, I. DUARTE, V. ACACIO et J. S. SILVA, A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. *Plant Ecology*, 201(1) (2009) 77-85.
- [4] - R. BELLEFONTAINE, De la domestication à l'amélioration variétale de l'arganier (*Argania spinosa* L. Skeels) ? *Sécheresse*, 21(1) (2010) 42-53.
- [5] - F. BOGNOUNOU, M. TIGABU, P. SAVADOGO, A. THIOMBIANO, I. J. BOUSSIM, P. C. ODEN et S. GUINKO, Regeneration of five Combretaceae species along a latitudinal gradient in Sahelo-Sudanian zone of Burkina faso. *Annals of Forest Science*, 67(3) (2010) 306-310.
- [6] - B. A. BATIONO, S. KARIM, R. BELLEFONTAINE, M. SAADOU, S. GUINKO et A. ICHAOU, Le marcottage terrestre : une technique économique de régénération de certains ligneux tropicaux. *Sécheresse* 2005, 16(4) (2005) 309-311 et *Sécheresse*, 3^E, http://www.secheresse.info/article.php3?id_article=2342
- [7] - B. BELEM, J. I. BOUSSIM, R. BELLEFONTAINE et S. GUINKO, Stimulation du drageonnage de *Bombax costatum* Pelegr. et Vuillet par blessures de racines au Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques*, 295 (2008) 71-79.
- [8] - M. CONEDERA, N. BOMIO-PACCIORINI, P. BOMIO-PACCIORINI, S. SCIACCA, L. GRANDI, A. BOUREIMA et A. M. VETTRAINO, Reconstitution des écosystèmes dégradés sahéliens. *Bois et Forêts des Tropiques* 304 (2010) 61-71.
- [9] - Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International, (2004).
- [10] - FAO, Helping forests take cover. Rap publication, 13. <http://www.fao.org/docrep/008/ae945e/ae945e05.htm> (2005).
- [11] - F. MONTAGNINI, D. CUSACK, B. PETIT et M. KANNINEN, Environmental Services of Native Tree Plantations and Agroforestry Systems in Central America. *Journal of Sustainable Forestry* , 21(1) (2005) 51-67.
- [12] - E. ROOSE, M. SABIR et G. DE NONI, Techniques traditionnelles de GCES en milieu méditerranéen, *Bull. Réseau Érosion* 21, IRD Montpellier, (2002).
- [13] - E. ROOSE, Évolution historique des stratégies de lutte antiérosive. *Sécheresse*, 15, (1) (2004) 9-18.
- [14] - C. REIJ, I. SCOONES et C. TOULMIN, Techniques traditionnelles de conservation de l'eau et des sols en Afrique. Paris ; Amsterdam ; Wageningen, Karthala, CTA, CDCS, (1996).
- [15] - P. TORREKENS, J. BROUWER et P. HIERNAUX, Évolution de la végétation spontanée sur plateaux latéritiques traités par des travaux anti-érosifs dans le département de Dosso (Niger), *In*: d'Herbès JM, Ambouta JMK, Peltier R (éds). Fonctionnement et gestion des écosystèmes forestiers sahéliens. John Libbey Eurotext, Paris, (1997).
- [16] - Gouvernement de la République du Niger, Plan d'action de la Stratégie de Développement Rural (SDR). Niamey, comité interministériel de pilotage de la SDR, (2006).
- [17] - J. M. D'HERBÈS, J. M. K. AMBOUTA et R. PELTIER, Fonctionnement et gestion des écosystèmes forestiers sahéliens. John Libbey Eurotext, Paris (1997).

- [18] - J. M. K. Ambouta, Contribution à l'édaphologie de la brousse tigrée du Niger. Thèse, Université de Nancy I. (1984)
- [19] - A. ICHAOU, Dynamique et productivité des structures forestières contractées des plateaux de l'ouest du Niger. Thèse, Université Paul Sabatier de Toulouse III, (2000).
- [20] - M. ARBONNIER, Arbres, arbustes et lianes des zones, sèches d'Afrique de l'ouest, QUAE, Paris, 3^{ème} édition, (2009).
- [21] - P. COUTERON, A. MAHAMANE, P. OUEDRAOGO and J. SEGHERI, Differences between banded thickets (tiger bush) at two sites in West Africa. *Journal of Vegetation Science*, 11 (3) (2000) 321-328.
- [22] - J. ESTEBAN, V. FAIREN, Self-organized formation of banded vegetation patterns in semi-arid regions: a model. *Ecological Complexity*, 3 (2) (2006) 109-118.
- [23] - O. S. DAOUDA, P. MARIMI, J. M. K. AMBOUTA et M. I. BOUZOU, Amélioration du régime hydrique des sols dégradés des jachères de l'ouest nigérien, pp. (2000) 760-770. *In*: Floret C, Pontanier R (eds). La jachère en Afrique tropicale. Paris : John Libbey Eurotext.
- [24] - P. DAGET, J. POISSONET, Une méthode d'analyse phytoécologique des prairies, critères d'application, *Ann. Agron*, 22 (1971) 5-41.
- [25] - C. R. MARIA and T. A. MITCHELL, Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology*, 13(3) (2005) 569-577.
- [26] - A. MAHAMANE, A. ICHAOU, J. M. K. AMBOUTA, M. SAADOU, B. MOROU, I. AMANI, M. HANGO, J. M. D'HERBÈS, P. GINESTE, I. WATA et I. ABASSA, Indicateurs écologiques de la période optimale de remise en culture de jachères au Niger. *Sécheresse*, 18(4) (2007) 289-295.
- [27] - P. LEGENDRE and L. LEGENDRE, Numerical ecology. *Developments in Environmental Modelling*, 20 (1998) 235-245.
- [28] - R. BELLEFONTAINE, A. GASTON and Y. PETRUCCI, Management of natural forests of dry tropical zones. *FAO Conservation Guide* 32, FAO Rome. http://www.fao.org/docrep/005/w4442e/w4442_e00.htm. (2000)
- [29] - L. T. SMALLBONE, S. M. PROBER and I. D. LUNT, Restoration treatments enhance early establishment of native forbs in a degraded temperate grassy woodland. *Australian Journal of Botany*, 55(8) (2007) 818-30.
- [30] - R. AERTS, E. NOVEMBER, W. MAES, I. VAN DER BORGHT, A. NEGUSSIE, E. AYNEKULU, M. HERMY and B. MUYS,. *In situ* persistence of African wild olive and forest restoration in degraded semiarid savanna. *Journal of Arid Environments*, 72 (2008) 1131-1136.
- [31] - B. BARTHES and E. ROOSE, Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels. *Catena*, 47(2) (2002) 133-49.
- [32] - E. SCHLECHT, A. BUERKERT, E. TIELKES and A. BATIONO, A critical analysis of challenges and opportunities for soil fertility restoration in Sudano-Sahelian West Africa. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 76 (2006) 109-136.
- [33] - E. ROOSE, Soil erosion, conservation and restoration: a few lessons from 50 years of research in Africa, pp. 159-180. *In*: Dazzi C, Costantini E (eds). *The soils of tomorrow: soils changing in a changing world*. Reiskirchen (Germany), Catena Verlag. *Advances in GeoEcology*, (2008).
- [34] - M. PÄRTEL, R. KALAMEES, M. ZOBEL and E. ROSÉN, Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability. *Ecological Engineering*, (10) (1998) 275-286.
- [35] - J. L. FISHER, W. A. LONERAGAN, K. DIXON and E. J. VENEKLAAS, Soil seed bank compositional change constrains biodiversity in an invaded species-rich woodland. *Biological Conservation*, 142(2), (2009) 256-269.

- [36] - X. B. WU, T. L. THURLOW and S. G. WHISENANT, Fragmentation and changes in hydrologic function of tiger bush landscapes, South-West Niger. *Journal of Ecology*, 88(5) (2000) 790-800.
- [37] - S. KARIM, Contribution à l'étude de la régénération par multiplication végétative naturelle de deux combretacées dans l'ouest du Niger (*Combretum micranthum* G. Don et *Guiera senegalensis* J.F. Gmel) : conséquences pour une gestion sylvopastorale. Univ., Ouagadougou, (2001).
- [38] - C. G. TSIPOURIDIS and W. W. SCHWABE, Studies on the regeneration of peach cultivars and rootstocks from root cuttings in comparison with aerial cuttings. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 46 (2006) 1091-1095.