



Suivi de l'ouvrage de génie végétal, rivière Lézarde, Petit Bourg Guadeloupe.

Eléonore Mira

Novembre 2023

REDACTION

Eléonore Mira,
Phytech Antilles
Chemin de Bon Air
97128 Goyave.
phytech-antilles@hotmail.com

RELECTURE

André Evette,
Univ. Grenoble Alpes, INRAE, LESSEM,
F-38402 St-Martin-d'Hères
France
andre.evette@inrae.fr

Pierre Raymond,
Ter 08 Hart Street
Nelson, British Columbia
Canada
pierre@terraerosion.com

Marie Robert
Parc National de Guadeloupe,
Habitation Beausoleil, Montéran,
97120 Saint-Claude,
Guadeloupe
marie.robert@guadeloupe-parcnational.fr

Jean François Bernard,
Lotissement Moreau
97128 Goyave
Guadeloupe
Jfb971@yahoo.fr

FINANCEUR

Parc National de Guadeloupe,
Habitation Beausoleil, Montéran,
97120 Saint-Claude,
Guadeloupe

Citation :

Mira E (2023) : Suivi de l'ouvrage de génie végétal, rivière Lézarde, Guadeloupe. Rapport technique. Phytech Antilles, Guadeloupe. 53p.

PREAMBULE

Le projet « PROTÉGER » (<https://genie-vegetal-caraibe.org/>), amorcé en 2015, piloté par le Parc national de la Guadeloupe, en partenariat technique avec INRAE, UA, REGION a pour objectif de promouvoir et de développer les techniques de génie-végétal sur les berges des rivières de Guadeloupe. Les différentes phases du projet ont été financées par (1) DEAL, OE971, REGION et PNG, (2) FEDER, OFN, REGION, et les partenaires du projet. Elles ont eu pour objectifs scientifiques de caractériser les modèles naturels de végétation se développant sur les berges de cours d'eau (phase 1) et proposer la sélection d'espèces indigènes potentiellement compatibles avec les techniques de génie végétal sur la base d'expérimentations conduites *ex situ* (phase 2). Un premier ouvrage expérimental a ensuite été mis en place en novembre 2022. Il avait pour double objectif de tester *in situ* les techniques de génie végétal les plus répandues en utilisant des espèces indigènes préalablement identifiées lors de la phase 2, et de former les acteurs locaux de la filière. Ce document présente les caractéristiques de l'ouvrage, l'analyse de son évolution au cours de la phase d'établissement et des préconisations de gestion opérationnelles.

REMERCIEMENTS

L'auteure remercie les relecteurs, le Parc National de Guadeloupe et ses agents ayant contribué au relevé de données sur le terrain : Marie Robert, Evens Delanay, Jeremie Wilshire, Jeanne Briche, Boris Courret. Régis Tournebize de l'INRAe pour la fourniture de données météo

TABLE DES MATIERES

Préambule	2
Remerciements	2
Résumé.....	4
1. Introduction	5
2. Matériel et méthode	7
2.1 Description du site	7
2.2 Description de l'ouvrage	11
2.3 Description du suivi	17
2.4 Analyse de données et statistiques.....	20
3. Résultats.....	21
3.1 Climat et hydrologie.....	21
3.2 Evolution générale de l'ouvrage.....	22
3.3 Evolution des différentes techniques	25
4. Discussion.....	39
4.1 Tenue de l'ouvrage et stabilisation de la berge	39
4.2 Succès et echecs des différentes techniques	39
4.3 Reprise de la végétation spontanée.....	42
4.4 Recommandations de gestion.....	44
5. Conclusions perspectives	47
Références	48

RESUME

Dans les zones tropicales, l'érosion et les glissements de terrain sont fréquents. Pour répondre aux enjeux liés à la prévention des risques et de l'érosion, il est nécessaire de stabiliser les pentes, talus et berges de cours d'eau. Afin d'atteindre cet objectif, le génie végétal offre des solutions efficaces plus écologiques que le simple génie civil, traditionnellement employé. Dans la Caraïbe insulaire, les techniques de génie végétal restent à développer, ce qui requiert notamment la mise en place et le suivi d'ouvrages permettant d'évaluer la compatibilité des espèces indigènes, de caractériser la tenue structurelle et la dynamique écologique intervenant sur ces aménagements.

Cette étude a eu pour objectif de caractériser l'évolution du premier ouvrage de génie végétal, fondé sur l'utilisation d'espèces indigènes, installé en Guadeloupe pour lutter contre l'érosion d'une berge, dans les 7 premiers mois suivant sa mise en place, afin d'effectuer des recommandations de gestion adaptées et de faire avancer les connaissances sur le génie végétal dans la Caraïbe.

La résistance structurelle de huit différentes techniques (fascine morte ensemencée, fascines vivantes, lit de plants et plançons, lits de plançons, banquettes d'hélophytes, plantation directe de boutures, plants enracinés et pieux vivants), la survie et le développement de onze espèces indigènes plantées en boutures, plants enracinés ou graines (6 espèces d'arbres, 2 espèces d'arbustes et 3 espèces d'herbacées) ainsi que la reprise de végétation spontanée ont été évaluées.

Les résultats ont montré une bonne résistance des structures installées, notamment face à deux épisodes de crues, et des traces de sédimentation qui apparaissent rapidement sur toutes les zones de l'ouvrage. La majeure partie des techniques ont montré un établissement prometteur avec une survie et un développement de la végétation plantée faibles mais demeurant acceptables. Des échecs, tels que la plantation directe de boutures et la fascine vivante de pied de berge, ont pu aussi être relevés. Des différences de survie et croissance sont apparues entre les espèces ligneuses plantées, indépendamment des techniques dans lesquelles elles ont été utilisées. La reprise de la végétation spontanée sur l'ouvrage est marquée par une pression induite par les espèces exotiques envahissantes.

Ce premier retour d'expérience affine nos connaissances concernant la compatibilité des espèces indigènes caribéennes avec le génie végétal et confirme la résistance d'un ouvrage face aux tempêtes tropicales. Il relève aussi l'importance de la saison d'installation. Il permet d'apprécier la dynamique de la végétation spontanée recolonisant l'ouvrage lors des premiers mois suivant son installation. Les enseignements tirés participeront à la mise en place d'une gestion adaptée de l'ouvrage mais aussi à l'orientation de la sélection de techniques et d'espèces pertinentes, et au dimensionnement de la quantité de matériel végétal nécessaire aux futurs ouvrages.

1. INTRODUCTION

Les ripisylves sont des écotones, connus pour leur grande diversité végétale et écosystémique, qui fournissent un large éventail de fonctions et de services écosystémiques. Ces zones sont connues pour stabiliser les sols sur les berges, contrôler l'érosion et la sédimentation (Moraes et al., 2014), servir de barrières naturelles qui filtrent la pollution (Rieger et al., 2014), fournir des habitats importants pour de nombreuses espèces sauvages (Viegas et al., 2014) et relier différents fragments d'habitat (Fremier et al., 2015). Elles ont été largement dégradées par l'urbanisation, l'expansion agricole et les utilisations industrielles qui ont perturbé leur structure et leur fonction (Feld et al., 2011 ; Nilsson et al., 2005). Ces intérêts et menaces, couplés à leur vitesse d'altération, amènent à considérer les ripisylves comme l'un des points chauds mondiaux prioritaire pour la restauration écologique (Capon et Pettit, 2018).

Le hotspot de biodiversité des îles des Caraïbes (Kobayashi et al., 2019) renferme une grande diversité d'écosystèmes et d'espèces. En Guadeloupe, par exemple, 32 écosystèmes différents abritent ensemble 1706 espèces de plantes vasculaires indigènes (Fournet, 2002 ; Rousteau et al., 1996). Le long des cours d'eau qui traversent ces écosystèmes, les ripisylves, hétérogènes, se constituent d'une diversité d'espèces d'arbres dans des assemblages complexes qui comprennent de nombreuses espèces des communautés voisines (Gayot et al., 2018). Comme partout ailleurs dans les zones dominées par l'homme, les écosystèmes ripicoles caribéens sont altérés par l'aménagement du territoire, les invasions biologiques, les pollutions et la gestion des cours d'eau (Gayot et al., 2018; IGN, 2015). Dans les zones où les infrastructures humaines doivent être protégées contre l'érosion, les techniques conventionnelles visant à améliorer la stabilité des berges et à contrôler l'érosion reposent principalement sur des approches de génie civil impliquant des enrochements et du béton (Figure 1). Bien que ces techniques soient mécaniquement efficaces, elles altèrent profondément les conditions naturelles préexistantes des berges, réduisent la biodiversité et impactent les fonctions écologiques associées, perturbent la succession naturelle des écosystèmes riverains et provoquent la dégradation de l'environnement aquatique (Cavaillé et al., 2015 ; Dudgeon et al., 2006 ; Janssen et al., 2019).



Figure 1 Exemples d'aménagements en génie civil de berges de cours d'eau en Guadeloupe.

Le génie végétal et les techniques mixtes représentent une alternative ou peuvent s'intégrer aux approches conventionnelles du génie civil (Hörbinger, 2021 ; von der Thannen et al., 2017). Cette solution fondée sur la nature (Preti et al., 2022) comprend des techniques généralement moins coûteuses, respectueuses de la nature, résilientes et durables pour gérer les problèmes d'érosion sur les pentes et améliorer la stabilité des berges. Le génie végétal vise à imiter la nature et utilise des plantes et/ou des parties de plantes (par exemple des racines, des tiges, des graines) comme matériaux de construction vivants, seuls ou en combinaison avec des composants inertes tels que des enrochements, des rondins ou des géotextiles (Clark et Hellin, 1996 ; Diaz, 2001 ; Zhang et al., 2019). Cette approche déclenche des trajectoires de succession écologique, facilite l'établissement de communautés végétales et animales indigènes (Tisserant et al., 2020, 2021) et peut contribuer à la conservation des espèces (Popoff et al., 2021), tout en limitant la propagation d'espèces exotiques envahissantes (Cavaillé et al., 2013; Martin et al., 2021). Les techniques de génie végétal ont récemment été largement appliquées à la restauration des berges et à la reconstruction de la végétation et de ses fonctions (Evette et al., 2009 ; Gray et Sotir, 1996 ; Rey et al., 2019).

L'évolution des ouvrages de génie végétal dans le temps reste un aspect peu abordé dans la littérature (Giupponi et al., 2019) et un manque d'évaluation *a posteriori* des ouvrages de génie végétal ainsi que de grandes difficultés à identifier des critères d'évaluation persistent (Zhang et al. 2019). Lors de la dernière décennie, en Amérique tropicale continentale, des ouvrages de génie végétal ont pu être mis en place mais rares sont ceux ayant pu faire l'objet d'un suivi (Maxwald, 2020 ; Mira et al. 2023). L'identification des techniques les plus pertinentes et l'analyse des causes d'échecs d'un ouvrage de génie végétal nécessitent une évaluation à *posteriori* basée sur l'évaluation de la stabilité des techniques mais aussi sur une prise en compte des processus écosystémiques (González et al. 2015). Cette analyse requiert la sélection d'indicateurs de suivi pouvant répondre à ce double objectif. La stabilisation des berges dépend de l'établissement initial et du développement à long terme des composants végétaux (Hoag et Fripp, 2002). Le taux de survie et le développement (nombre de tige, hauteur, densité, recouvrement, système racinaire) de la végétation mise en place peuvent donc constituer des indicateurs à suivre. Les processus écologiques peuvent être considérés à travers l'analyse de l'identité, de la diversité, de la recolonisation spontanée des espèces ligneuses indigènes et du pourcentage de couverture des espèces exotiques envahissantes (Kettenhuber et al. 2023).

Dans le cadre du projet protéger, un premier ouvrage de génie végétal intégrant les techniques les plus répandues (fascines, lit de plants et plançons, plantation directe de boutures et plants enracinés, semis) a été mis en place en Guadeloupe en novembre 2022. La présente étude évalue l'évolution structurelle et écologique intervenant lors la phase d'établissement de la végétation, dans les 7 premiers mois suivant la mise en place de l'ouvrage. Les principaux objectifs étaient : 1) évaluer la performance technique de l'ouvrage ; 2) étudier le développement des espèces utilisées dans les différentes techniques de génie végétal 3) évaluer la dynamique de recolonisation de la végétation spontanée.

2. MATERIEL ET METHODE

2.1 DESCRIPTION DU SITE

2.1.1 LOCALISATION

Le site choisi pour réaliser le chantier se situait à la ZAE de Colin, 97170 Petit-bourg (X=648660, Y=1791719), à 4,5 kilomètres en amont de l'embouchure de la rivière Lézarde, entre 5 et 8 m d'altitude (Figure 2). Le choix de la localisation du site a été conditionné par :

- L'adhésion de la commune
- Les faibles enjeux liés aux biens et aux personnes
- L'accessibilité du site
- La possibilité d'utiliser du génie végétal pur compte tenu des contraintes mécaniques en présences



Figure 2 Localisation du site sélectionné pour la mise en place de l'ouvrage (Orthophotographie de 2022 issue de Géoportail).

2.2.2 CONDITIONS PEDOCLIMATIQUES

Cette zone se localise sur un sol alluvionnaire fluvial, directement en contact avec les sols ferrallitiques à halloysite adjacents (Figure 3). Le cumul de précipitation avoisine 2600 mm par an avec une période de déficit hydrique pouvant intervenir certaines années en février mars (Figure 4).

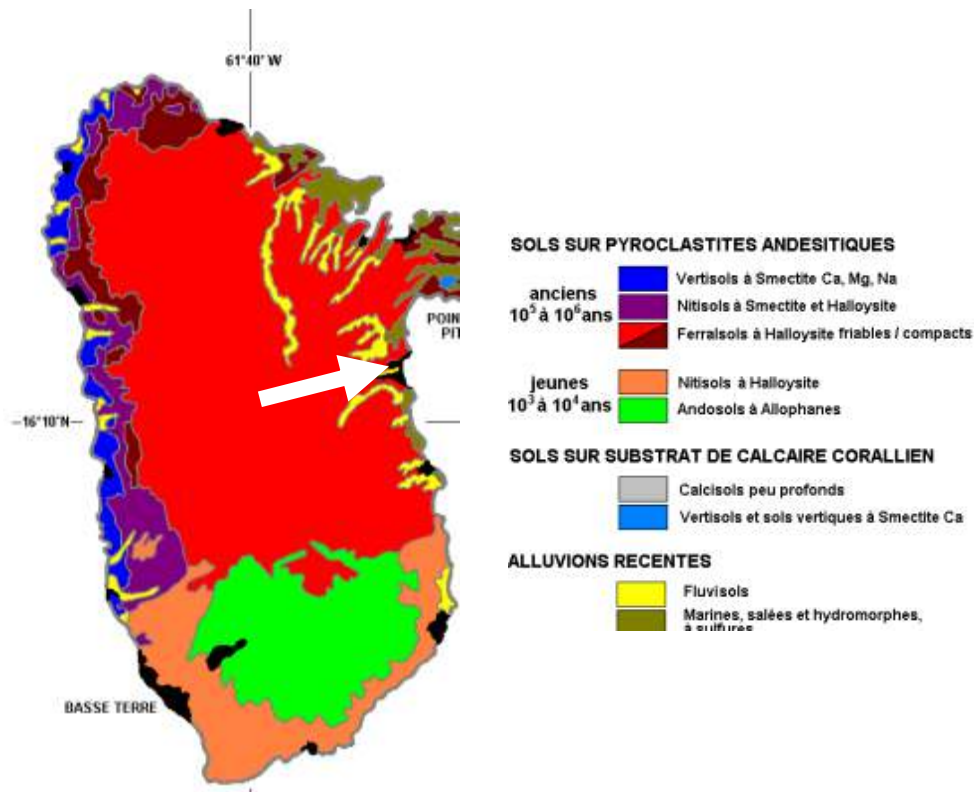


Figure 3 Carte pédologique de la Basse Terre. Crédit Y. Cabidoche in Sierra et Desfontaine 2018. La flèche indique la localisation du site.

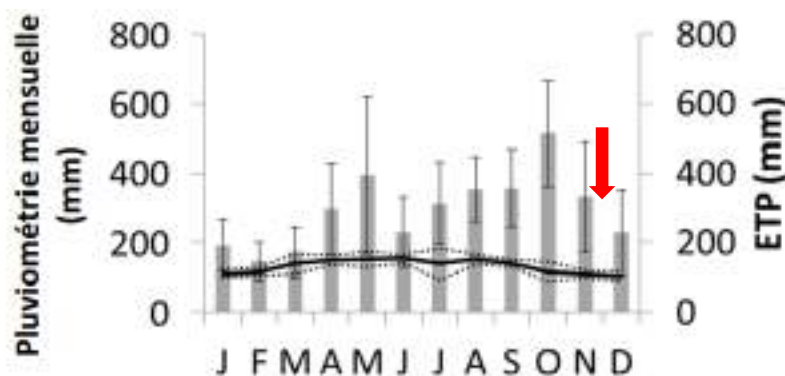


Figure 4 Pluviométrie et évapotranspiration potentielle (ETP). Les barres de l'historgramme représentent les cumuls mensuels de pluviométrie avec leur erreur standard. La ligne noire représente les cumuls d'ETP mensuelle avec les erreurs standards figurées par les lignes en pointillés. Les données sont issues des stations Météo France-INRAE de Duclos sur la période entre 2000 et 2014, localisée à 6 km du site. La pluviométrie, dépendant de l'altitude, est légèrement surestimée par rapport à la pluviométrie du site, plus bas en altitude. La flèche indique la période de mise en place de l'ouvrage.

2.2.3 CONDITIONS HYDROLOGIQUES

Le bassin versant de la rivière Lézarde dispose, à la côte 85, d'une surface de 8,4 km², d'un débit spécifique de 11,4 m³ s⁻¹ km⁻² pour une altitude moyenne de 355m. Les crues y atteignent 70 m³.s⁻¹, et l'étiage médian est de 0.3 m³. s⁻¹ (Chaperon et al. 1996). Sur le site choisi, la granulométrie est fine, avec peu de blocs rocheux et la pente du cours d'eau est faible.

2.2.4 CONDITIONS ECOLOGIQUES

Le site est localisé dans l'étage des forêts sempervirentes saisonnières (Figure 5), dans une zone urbaine présentant un degré important d'artificialisation.

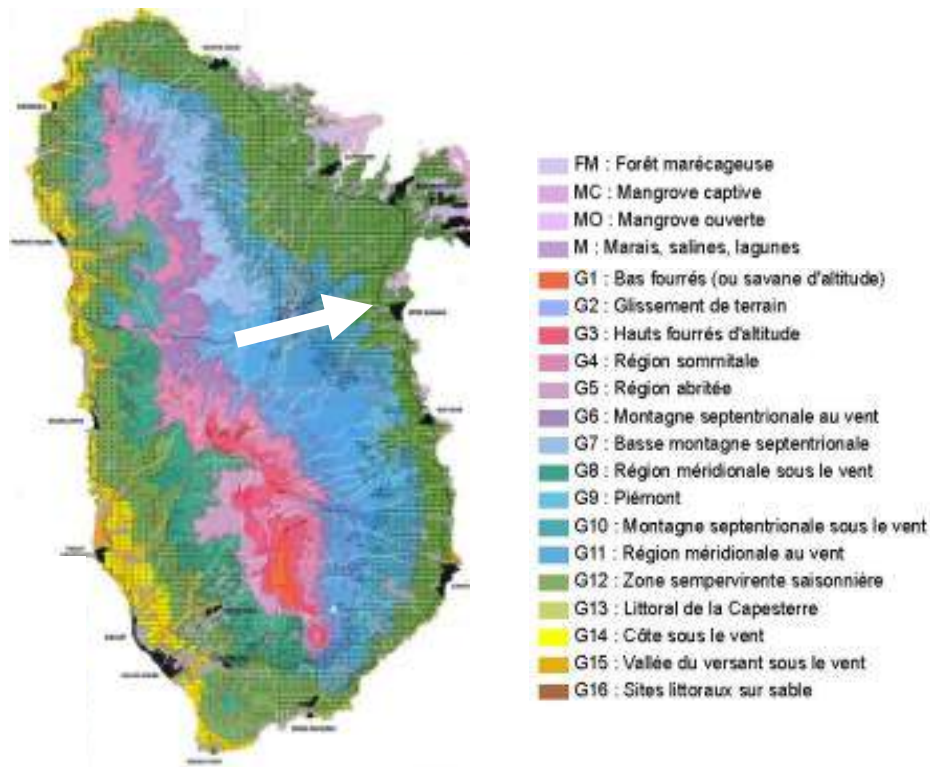


Figure 5 Carte écologique de la Basse Terre (Rousteau et al., 1996), la flèche indique le site de mise en place de l'ouvrage.

La zone de mise en place de l'ouvrage, exempte de ligneux indigènes, est couverte d'une savane herbacée (code A3A.1 - du référentiel HabRef, MNHN, 2023) maintenue par le pâturage et la fauche (Figure 6). La zone aval est dominée par les espèces exotiques envahissantes (*Cenchrus purpureus* et *Bambusa vulgaris*). La ripisylve fortement dégradée, ouverte, pourrait correspondre à une ripisylve de type 3 selon la typologie des ripisylves de Guadeloupe (Gayot et al. 2018).



Figure 6 Site sélectionné avant la mise en place de l'ouvrage.

2.2 DESCRIPTION DE L'OUVRAGE

L'ouvrage a été mis en place à la fin de la saison humide du 22 au 25 Novembre 2023, sur un linéaire d'approximativement 10 m. Il intègre 8 techniques de génie végétal :

- Banquette d'hélophytes
- Fascines vivantes
- Fascines mortes ensemencées
- Lit de plants et plançons
- Lits de plançons
- Plantation directe de boutures ligneuses et d'herbacées de couverture
- Plantation de pieux vivants
- Plantation directe de plants enracinés

Le choix des espèces pour chaque technique s'est basé sur les résultats obtenus lors des expérimentations *ex situ* conduites précédemment dans le cadre du projet PROTEGER (Mira et al. 2021 a, b). Le matériel végétal sélectionné est reporté table 1. La plantation est intervenue dans les 48h suivant la collecte.

Table 1 Espèces et type de matériel végétal planté sur l'ouvrage

	Type	Graines	Plants	Boutures	Pieux
<i>Citharexylum spinosum</i>	Ligneux		x	x	x
<i>Chrysobalanus icaco</i>	Ligneux		x		
<i>Commelina diffusa</i>	Herbacée			x	
<i>Ficus citrifolia</i>	Ligneux			x	
<i>Hymenachne amplexicaulis</i>	Herbacée			x	
<i>Hymanea courbaril</i>	Ligneux		x		
<i>Inga ingoides</i>	Ligneux	x			
<i>Ludwigia hyssopifolia</i>	Arbuste			x	
<i>Piper dilatatum</i>	Arbuste			x	
<i>Sphagneticola trilobata</i>	Herbacée			x	

La figure 7 schématise l'ouvrage réalisé, les espèces et le matériel végétal considéré. Les codes attribués aux différentes zones sont ceux qui seront utilisés dans tout ce document. La figure 8 détaille le profil de l'ouvrage. Les photographies de l'ouvrage à la fin de son installation sont reportées figure 9.

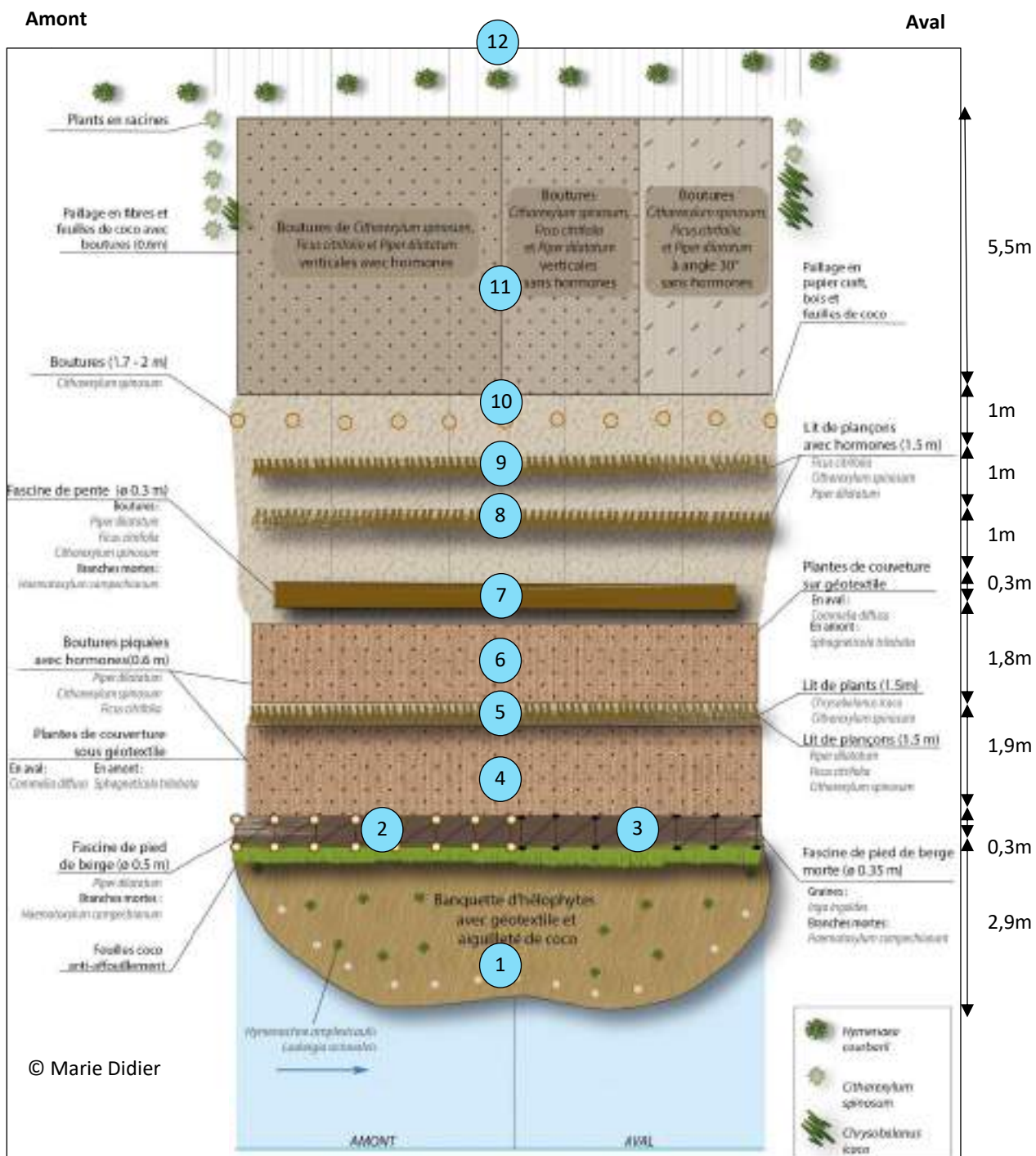


Figure 7 Plan de masse de l'ouvrage mis en place précisant les techniques, le type de couvre sol, le matériel végétal considéré, les traitements hormonaux, les angles de plantation et les dimensions.



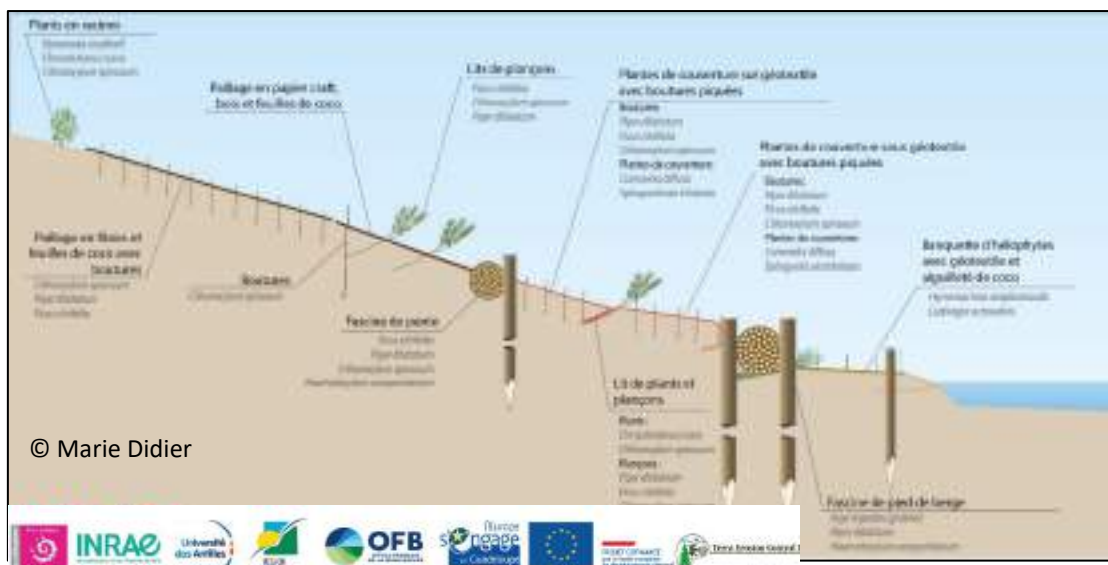


Figure 8 Profil transversal de l'ouvrage mis en place précisant les techniques et les espèces.



Figure 9 Photographie du chantier, vu de face (A) et profil (B) lors de sa mise en place en novembre 2022.

A la mise en place de l'ouvrage, le sol a bénéficié de différent type de couverture :

Sur la banquette d'hélophyte un aiguilleté de coco 1050 grammes/m² renforcé de jute a été posé sous le géotextile. Le géotextile utilisé sur l'ouvrage est un géofilet coco type H2M5-740 grammes/m². Il a aussi été posé sur les zones de bouturage 4 et 6. Sur le haut de la berge, de la zone 11 à la zone 8, de la pouzzolane a été épandu en surface (Figure 10). Au pied des boutures, un mulch en fibre de coco a été placé et des ramilles de coco positionnées dans les inter-rangs. Un mulch papier a été posé sur les lits de plançons, zone 8 et 9.

Certaines boutures (celles plantées dans les zones de bouturages 4 et 6, la moitié amont du lit de plants et plançon 5, les lits de plançons 8/9, les pieux vivants 10 et la moitié amont de la zone de bouturage 11) ont bénéficié d'un traitement hormonal avec un trempage de 5 à 10 secondes de leur base dans une solution contenant 1000 ppm d'Acide Indole 3 Butyrique. Ce traitement, recommandé pour favoriser les taux de survie des boutures (Hartmann et al. 1997), a montré des résultats significativement positifs lors des expérimentations *ex situ* sur les espèces ligneuses choisies. Certaines zones ont fait l'objet d'un amendement constitué d'un mélange de 20kg de fumier de cheval pour 50 kg de pouzzolane. 15j après la mise en place, toutes les boutures de Piper déjà mortes sur la zone 11 ont été remplacées.



Figure 10 Photographies de l'ouvrage lors de sa mise en place en novembre

La table 2 compile, pour chaque zone, le type de protection appliqué au sol, l'adjonction d'amendement, l'application d'un traitement hormonal, et la densité ou l'effectif de plantation pour chacune des espèces mise en place sur l'ouvrage.

Table 2 Espèce considérée, type de protection de sol mis en place, adjonction d'un amendement à la plantation, traitement hormonal et densité de plantation pour chaque technique de l'ouvrage

Technique	Espèce	Protection sol	Amendement	Hormones	Densité / N	Précisions
Banquette d'hélophyte (zone1)	<i>H. amplexicaulis</i> <i>L. octovalvis</i>	Géotextile Aiguilleté	non	non	Densité : 1 tous les 20 cm Proportion : 50% de chaque espèce	<i>H. amplexicaulis</i> planté sur le bas de la banquette, <i>L. octovalvis</i> sur le haut
Fascine vivante de pied de berge (zone 2)	<i>P. dilatatum</i> <i>H. campechianum</i> (mort)	Ramilles anti-affouillement une couche et demie de demi feuilles de coco	non	non	50% de bouture de <i>P. dilatatum</i> 50% de bois mort	
Fascine morte ensemencée (zone 3)	<i>I. ingoides</i>	Ramilles anti-affouillement	non	non	6 graines par mètre linéaire	
Plantes de couverture+ boutures (zone 4)	<i>C. diffusa</i> (moitié amont) <i>S. trilobata</i> (moitié aval) <i>F. citrifolia</i> <i>P. dilatatum</i> , <i>C. spinosum</i>	Géotextile	1kg/m ² , placé au pied des boutures	oui	Plantes de couvertures : 1 tous les 15 cm Boutures ligneuses : 5 au m ² (2 <i>P. dilatatum</i> , 2 <i>C. spinosum</i> et 1 <i>F. citrifolia</i>) 77 boutures	Plantes de couvertures plantées dans des tranchées, recouvertes par le géotextile
Lit plants et plançons (zone 5)	<i>C. spinosum</i> <i>C. icaco</i>	Géotextile	500g/m ² placé dans la tranchée	Oui, moitié amont et non moitié aval	Plants /ml: 3 <i>C. spinosum</i> 1 <i>C. icaco</i> Plançons de <i>C. spinosum</i> : 5 m.l	
Plantes de couverture+ boutures (zone 6)	<i>S. trilobata</i> <i>F. citrifolia</i> <i>P. dilatatum</i> <i>C. spinosum</i>	Géotextile	1kg/m ² placé au pied des boutures	Oui	Plantes de couvertures : 1 tous les 15 cm Boutures ligneuses : 5/m ² : 2 <i>P. dilatatum</i> , 2 <i>C. spinosum</i> 1 <i>F. citrifolia</i> 84 boutures	Plantes de couvertures piquées dans le géotextile

Technique	Sp	Protection sol	Amendement	Hormones	Densité / N	Précisions
Fascine de pente (zone 7)	<i>F. citrifolia</i> <i>P. dilatatum</i> <i>C. spinosum</i>	Entre zone 6 et 7, mulch de papier Craft, branche et feuille de coco.	non	non	En nombre de tiges ¼ de <i>F. citrifolia</i> , ¼ <i>C. spinosum</i> ¼ campeche (mort) ¼ <i>P. dilatatum</i>	
Lit plançons 1 (zone 8)	<i>F. citrifolia</i> <i>P. dilatatum</i> <i>C. spinosum</i>	Entre zone 7 et 8 pouzzolane, mulch de papier Craft, branche et feuille de coco.	500g/m ² placé dans la tranchée	Oui	Proportion /ml: 2 <i>F. citrifolia</i> , 3 <i>C. spinosum</i> , 1 <i>P. dilatatum</i>	
Lit plançon 2 (zone 9)	<i>F. citrifolia</i> <i>P. dilatatum</i> <i>C. spinosum</i>	Entre zone 8 et 9 pouzzolane, mulch de papier Craft, branche et feuille de coco.	500g/m ² placé dans la tranchée	oui	Proportions/ ml : 2 <i>P. dilatatum</i> 3 <i>C. spinosum</i> 1 <i>F. citrifolia</i>	Section de 2 m en amont sans amendement
Pieux vivants (zone 10)	<i>C. spinosum</i>	Pouzzolane, branche et feuille de coco.	Non	oui	9	Individu le plus à l'amont planté à l'envers.
Zone de bouturage (zone 11)	<i>F. citrifolia</i> <i>P. dilatatum</i> <i>C. spinosum</i>	Pouzzolane, mulch de fibre de coco et feuille de coco.	Non	Oui moitié amont, non moitié aval	Proportion/ml 2 <i>P. dilatatum</i> 2 <i>C. spinosum</i> 1 <i>F. citrifolia</i> 180 boutures plantées	Boutures de <i>P. dilatatum</i> nécrosées à la plantation, remplacées le 07/12/2023 par boutures de 0.6m de longueur bien enterrée aux 2/3. Sur les 2/3 amont du site, les boutures ont été plantées verticalement, sur le dernier tiers, elles ont été plantées à un angle de 30% sans hormones.
Plantules (zone 12)	<i>H. courbaril</i> <i>C. spinosum</i> <i>C. icaco</i>	Pouzzolane	non	non	Plantules, 10 <i>H. courbaril</i> 7 <i>C. spinosum</i> 3 <i>C. icaco</i>	

2.3 DESCRIPTION DU SUIVI

L'ouvrage a fait l'objet de deux points de suivi, en mars 2023 et un en juillet 2023, soit 4 et 7 mois après sa mise en place. Ce suivi a visé à évaluer, sur l'ensemble de l'ouvrage et pour chaque technique, la stabilité des structures mais aussi à aborder la dynamique végétale intervenant lors de l'établissement.

Les données météo sur la période de Novembre 2022 à juillet 2023 ont été fournies par l'INRAe (Delannoy et al. 2022). Les données concernant le régime hydrologique du cours d'eau ont été sollicitées auprès de la DEAL qui ne dispose malheureusement d'aucun modèle « pluie-crue » permettant d'estimer les débits de la Lézarde, ni de données de mesures directes. Des observations ponctuelles, non exhaustives, ont pu être effectuées en estimant la hauteur de crue à partir des laisses de rivière.

Concernant l'évaluation de la stabilité de l'ouvrage, des tests de traction des nattes et géotextiles, la mesure de traces de sédimentation ou d'érosion et de l'état de dégradation des différentes structures ont été directement effectuées sur le terrain.

La survie des espèces plantées a été mesurée. Leur développement a été approché à partir de mesures de traits morphométriques (hauteur maximale, nombre et longueur de tiges, longueurs cumulées de tige). Les individus ligneux vivants à 4 mois ont fait l'objet d'un marquage afin d'assurer un suivi temporel à l'échelle individuelle.

Les processus écologiques ont été considérés à travers l'évaluation de la reprise de végétation spontanée, basée sur des relevés taxonomiques, et une analyse de la composition du cortège spontané s'installant à la suite de l'installation de l'ouvrage. Les relevés ont concerné toutes espèces de toutes strates dont la détermination a été effectuée directement sur le terrain, ou ultérieurement à partir d'échantillons, de notes botaniques et de photographies, en distinguant chaque zone de l'ouvrage. Pour chaque espèce dans chaque zone, le coefficient d'abondance-dominance de Braun-Blanquet (2013) a été établi selon l'échelle suivante :

- 5 : Nombre quelconque d'individus, recouvrement > 3/4 de la surface de référence (> 75 %)
- 4 : Recouvrement entre 1/2 et 3/4 (50–75 % de la surface de référence)
- 3 : Recouvrement entre 1/4 et 1/2 (25–50 % de la surface de référence)
- 2 : Recouvrement entre 1/20 et 1/4 (5–25 % de la surface de référence)
- 1 : Recouvrement < 1/20, ou individus dispersés à couvert jusqu'à 1/20 (5 %)
- + : Peu d'individus, avec très faible recouvrement ;
- r : rare.

Les espèces relevées ont ensuite vu leur statut biogéographique précisé (indigène/exotique) à partir des informations de Fournet, 2002 et pour certains cas nécessitant des recherches plus approfondies, dans des références bibliographiques complémentaires. Le caractère envahissant des espèces exotiques présentes sur le site a été défini à partir de l'arrêté ministériel du 9 août 2019 (relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire de la Guadeloupe) et la répartition de chacune a été cartographiée à l'échelle de l'ouvrage. Chaque espèce indigène a fait l'objet d'une consultation de la liste rouge afin d'identifier d'éventuelles espèces menacées.

A 4 et 7 mois, un entretien du site, consistant à éliminer les espèces exotiques envahissantes et à dégager les individus plantés pour procéder aux mesures et observations a été effectué. Chaque technique présentant des caractéristiques propres, tant en termes de structure que de matériel végétal, elle nécessite un suivi spécifique. Les variables considérées et mesurées dans ce suivi sont compilées dans la table 3 :

Table 3 Ensemble des variables considérées, pour chaque technique, dans le suivi de l'ouvrage

Technique	Evaluation structure	Evaluation végétation
Banquette d'hélophyte (zone1)	<ul style="list-style-type: none"> • Longueur, largeur banquette • Observation et essai de traction du géotextile • Quantification des traces d'érosion ou de sédimentation (surface longueur profondeur) • Erosion au pied de la banquette entre le lit de la rivière et le géotextile. 	<p>Végétation plantée</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cartographie des patchs d'hélophytes • Evaluation du nombre de tiges par m² <p>Végétation spontanée</p> <ul style="list-style-type: none"> • Couverture végétale % • Inventaire taxonomique • Cartographie des EEE
Fascine vivante de pied de berge (zone 2)	<ul style="list-style-type: none"> • Etat des ramilles anti-affouillement • Mesure longueur largeur fascine • Présence de terre dans la fascine • Quantification des traces d'érosion ou de sédimentation (surface longueur profondeur) 	<p>Végétation plantée</p> <ul style="list-style-type: none"> • Nombre de tige par ml • Hauteur des tiges <p>Végétation spontanée</p> <ul style="list-style-type: none"> • Couverture végétale % • Inventaire taxonomique • Cartographie des EEE
Fascine morte ensemencée (zone 3)	<ul style="list-style-type: none"> • Etat des ramilles anti-affouillement • Mesure longueur largeur fascine • Présence de terre dans la fascine • Quantification des traces d'érosion ou de sédimentation (surface longueur profondeur) 	<p>Végétation plantée</p> <ul style="list-style-type: none"> • Nombre de plantules d'<i>I. ingoides</i> • Hauteur • Croissance pour chaque individu <p>Végétation spontanée</p> <ul style="list-style-type: none"> • Couverture végétale % • Inventaire taxonomique • Cartographie des EEE
Plantation directe de boutures et plantes de couverture (zone 4)	<ul style="list-style-type: none"> • Observation et essai de traction du géotextile • Quantification des traces d'érosion ou de sédimentation (surface longueur profondeur) • Sédimentation 	<p>Végétation plantée</p> <ul style="list-style-type: none"> • Taux de reprise pour chaque espèce ligneuse • Tige la plus longue par bouture • Nombre de tiges par bouture • Longueur cumulée de tiges • Cartographie des patchs de plantes de couvertures <p>Végétation spontanée</p> <ul style="list-style-type: none"> • Couverture végétale % • Inventaire taxonomique • Cartographie des EEE

Technique	Evaluation structure	Evaluation végétation
Lit de plans et plançons (zone 5)	<ul style="list-style-type: none"> Quantification des traces d'érosion ou de sédimentation (surface longueur profondeur) Sédimentation 	<p>Végétation plantée</p> <ul style="list-style-type: none"> Taux de reprises par espèces et type (plantule/boutures) Nombre de tiges par plançon Hauteur max de tige pour chaque plançon Longueur cumulée de tiges pour chaque plançon <p>Végétation spontanée</p> <ul style="list-style-type: none"> Couverture végétale % Inventaire taxonomique Cartographie des EEE
Plantation directe de boutures et plantes de couverture (zone 6)	<ul style="list-style-type: none"> Observation et essai de traction du géotextile Quantification des traces d'érosion ou de sédimentation (surface longueur profondeur) Sédimentation 	<p>Végétation plantée</p> <ul style="list-style-type: none"> Taux de reprise/m² pour chaque espèce ligneuse Tige la plus longue par bouture Nombre de tiges cumulées Longueur cumulée de tiges <p>Végétation spontanée</p> <ul style="list-style-type: none"> Couverture végétale % Inventaire taxonomique Cartographie des EEE
Fascine de pente (zone 7)	<ul style="list-style-type: none"> Etat des ramilles anti-affouillement Mesure longueur largeur fascine Présence de terre dans la fascine Quantification des traces d'érosion ou de sédimentation (surface longueur profondeur) 	<p>Végétation plantée</p> <ul style="list-style-type: none"> Nombre de tiges par ml Hauteur des tiges <p>Végétation spontanée</p> <ul style="list-style-type: none"> Couverture végétale % Inventaire taxonomique Cartographie des EEE
Lits de plançons 1&2 (zones 8/9)	<ul style="list-style-type: none"> Quantification des traces d'érosion ou de sédimentation (surface longueur profondeur) Sédimentation 	<p>Végétation plantée</p> <ul style="list-style-type: none"> Taux de reprises par espèces et type (plantule/boutures) Nombre de tiges par plançon Hauteur max pour chaque plançon par espèce Longueur cumulée de tiges pour chaque plançon <p>Végétation spontanée</p> <ul style="list-style-type: none"> Couverture végétale % Inventaire taxonomique Cartographie des EEE

Technique	Evaluation structure	Evaluation végétation
Plantation directe de boutures et pieux vivants (zones 10/11)	<ul style="list-style-type: none"> Quantification des traces d'érosion ou de sédimentation (surface longueur profondeur) Sédimentation 	<p>Végétation plantée</p> <ul style="list-style-type: none"> Taux de reprise/m² pour chaque espèce ligneuse Tige la plus longue par bouture Nombre de tiges cumulées Longueur cumulée de tiges <p>Végétation spontanée</p> <ul style="list-style-type: none"> Couverture végétale % Inventaire taxonomique Cartographie des EEE
Plantation directe de plantules d'arbres ligneux (zone 12)	<ul style="list-style-type: none"> Quantification des traces d'érosion ou de sédimentation (surface longueur profondeur) Sédimentation 	<p>Végétation plantée</p> <ul style="list-style-type: none"> Croissance de chaque individu Hauteur Diamètre <p>Végétation spontanée</p> <ul style="list-style-type: none"> Couverture végétale % Inventaire taxonomique Cartographie des EEE

2.4 ANALYSE DE DONNEES ET STATISTIQUES

Les analyses ont été conduites sous Xlstat (Addinsoft). Des tests non paramétriques de Kruskal Wallis ont été conduits afin de détecter les différences de développement (nombre moyen de tige par individus, longueur cumulée des tiges, longueur de la tige la plus longue) intervenant entre espèces, traitements, zones de l'ouvrage et type de matériel végétal planté. Les résultats obtenus *in situ*, sur l'ouvrage, ont été comparées avec ceux issus de Mira et al. 2022 et de Mira et al. 2021. En effet, les espèces sélectionnées sur l'ouvrage ont fait l'objet d'expérimentations antérieures *ex situ*, avec des mesures de survie et de traits de développement effectuées sur des boutures irriguées sous ombrière.

3. RESULTATS

3.1 CLIMAT ET HYDROLOGIE

Une période de déficit hydrique, (correspondant à une différence entre l'évapotranspiration potentielle et les précipitations négative) est intervenue en février, avril et surtout juin 2023 (Figure 11).

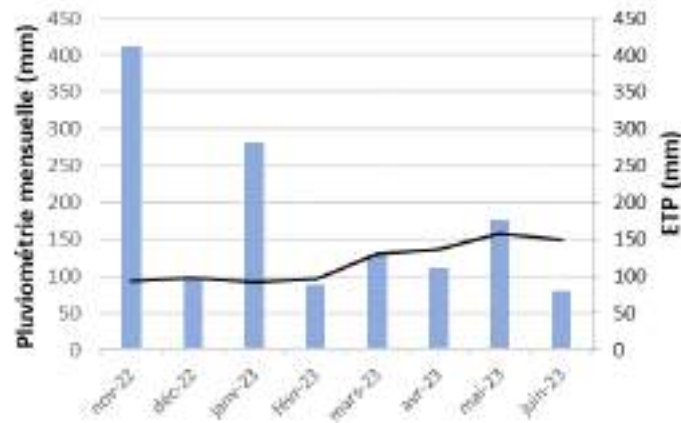


Figure 11 Moyennes mensuelles de précipitation et d'évapotranspiration potentielle relevées lors de la période de suivi (Données issues de la plateforme INRAE CLIMATIK <https://agroclim.inrae.fr/climatik/>, gérée par l'unité AgroClim d'Avignon, Delannoy et al. 2022).

Il a été observé une montée en crue du cours d'eau sur l'ouvrage, pouvant atteindre la zone 9. Le 7 et le 14 janvier 2023 des crues ont provoqué l'induction d'un point d'érosion en pied de berge. La hauteur de précipitation journalière, supérieure à 50 mm relevées à ces deux dates, peut constituer un indicateur permettant de déduire les autres éventuels épisodes de crues intervenus sur la période de suivi (Figure 12).

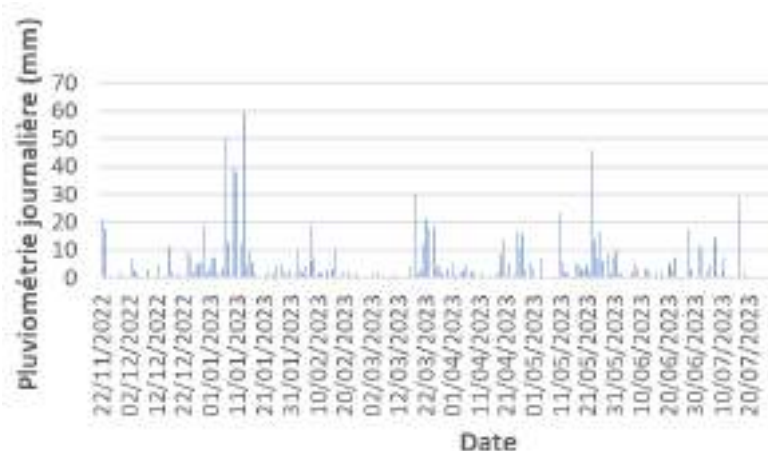


Figure 12 Précipitations journalières relevées lors de la période de suivi (Données issues de la plateforme INRAE CLIMATIK <https://agroclim.inrae.fr/climatik/>, gérée par l'unité AgroClim d'Avignon, Delannoy et al. 2022).

3.2 EVOLUTION GENERALE DE L'OUVRAGE

Un mois après la mise en place de l'ouvrage, une zone d'érosion à l'amont de la banquette d'hélophyte, représentant moins de 1% du linéaire de la berge, a nécessité la mise en place urgente d'une protection afin d'éviter l'extension de l'érosion en pied de berge. Une recharge en galets, contenue par des feuilles de coco tressées et maintenues par des fers à béton a été positionnée en pied de berge. Cette méthode de protection demeure intacte au bout de 7 mois (Figure 13). Hormis ce point de fragilité, l'ensemble de l'ouvrage est maintenu et les structures mises en place persistent à 7 mois, en présentant de nombreuses traces de sédimentation.

La reprise de la végétation plantée dépend des techniques mais aussi des espèces, elle est précisément décrite dans la section 3.3.

Pour chaque zone, l'inventaire détaillé, dont la taxonomie se réfère à Fournet 2002, mise en correspondance avec Taxref v15, ainsi que les coefficients d'abondance dominance relevés à 4 et 7 mois est disponible en annexe.

A 4 mois la végétation spontanée est essentiellement herbacée avec une dominance de poacées (dont l'indigénat reste douteux) accompagnées d'un cortège d'angiospermes rudérales et/ou arvaux¹ fréquentes dans les zones ouvertes anthropisées et ne présentant aucune particularité patrimoniale ou enjeu de conservation. On dénombre 29 espèces de 15 familles dont 7 espèces exotiques (Figure 14).



Figure 13 Point d'érosion à l'amont de la berge (A), recharge en galets et protection en tressage de feuille de coco à 3 mois (B) et à 7 mois (C).

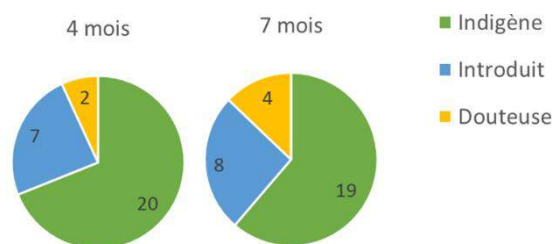


Figure 14 Effectif d'espèces indigènes, introduites et douteuses relevées sur l'ensemble de l'ouvrage à 4 et 7 mois.

¹ Rudérale : qui croît parmi les décombres.
Arvale : se développe de manière privilégiée dans les champs cultivés.

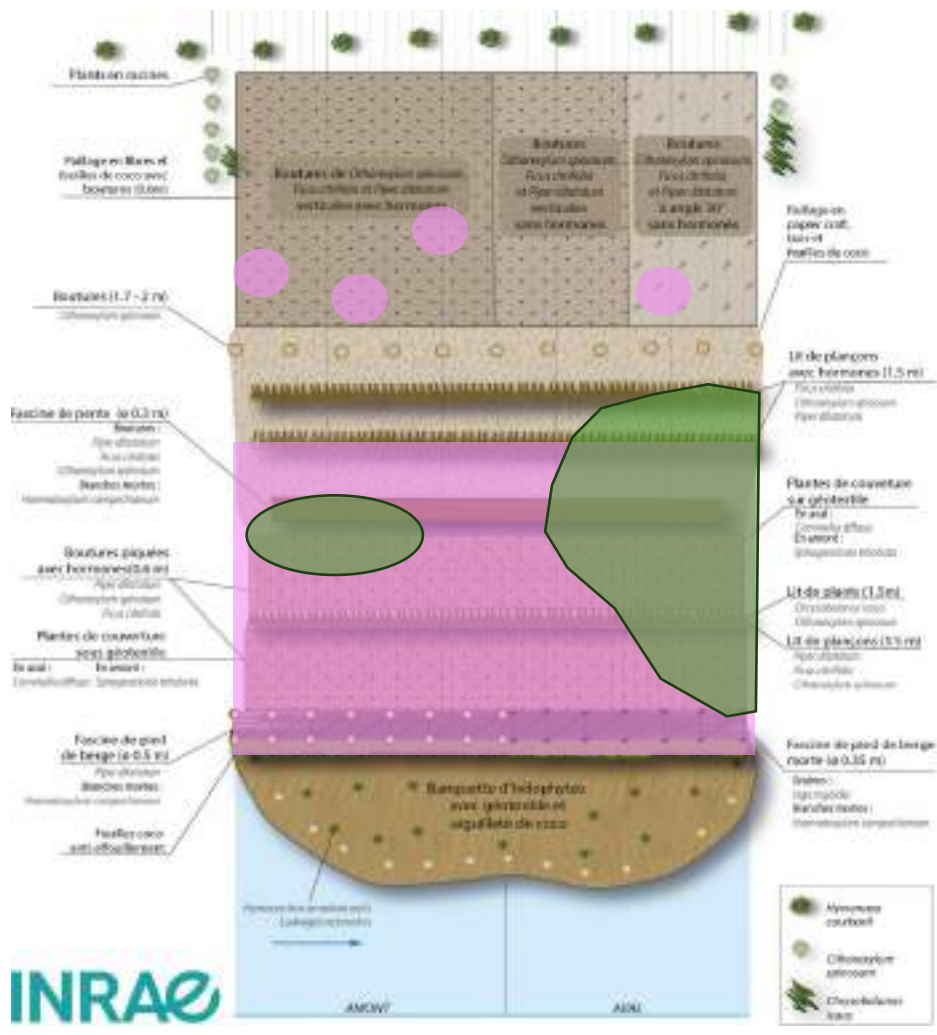
Parmi ces espèces exotiques, l'herbe éléphant *Cenchrus purpureus*, poacée de grande taille (2-3m) présentant un caractère envahissant avéré, a déjà exclusivement colonisé la zone adjacente à l'ouvrage, et commence son extension sur certaines zones de l'ouvrage. L'Amourette, *Mimosa pigra*, s'installe aussi très rapidement, dès 4 mois, sur certaines zones de l'ouvrage (bouturage amont, banquette d'hélophyte). *Senna alata*, bien que non intégrée à l'arrêté ministériel EEE, peut être considérée comme exotique envahissante (Pérez Navarro et al. 2020, CenBio), a aussi développé quelques individus en pied de berge.

A 7 mois cette communauté végétale spontanée s'est peu enrichie et 31 espèces représentant 16 familles dont 8 espèces exotiques ont pu être dénombrés. *Cenchrus purpureus* s'est étendu sur les 15% aval de l'ouvrage par extension périphérique de la population adjacente mais a aussi émis des touffes ça et là. Le reste de la surface de l'ouvrage est recouvert de *M. pigra* (Figure 15, 16).

Deux espèces ligneuses pionnières indigènes ont spontanément émergé sur le site : *Ochroma pyramidale* et *Zanthoxylum martinicense*. Ces deux plantules d'arbres ligneux observés à 4 mois se maintiennent à 7 mois.



Figure 15 Photographies de l'ouvrage à 4 mois (A) 7 mois avant (B) et après (C) dégagement des boutures



 *Mimosa pigra*

 *Cenchrus purpureus*



Figure 16 Cartographie des espèces exotiques envahissantes à 7 mois.

3.3 EVOLUTION DES DIFFERENTES TECHNIQUES

3.3.1 BANQUETTE D'HELOPHYTE (ZONE 1)

ETAT DE LA STRUCTURE

Dès 4 mois après mise en place de l'ouvrage, une couche de dépôt sédimentaire d'une épaisseur de quelques millimètres couvre toute la surface de la banquette, et hormis le point de fragilité dont l'érosion a été contrôlée à l'amont (voir section 3.2), aucune trace d'érosion n'est visible sur la banquette. Les ramilles anti-affouillement sont toujours en place et assurent leur rôle protecteur du pied de la banquette. A 7 mois, ces traces de dépôts sont observables sur toute la surface de la banquette et présentent une épaisseur hétérogène pouvant aller jusqu'à 5 cm par endroit. Dans le lit mineur du cours d'eau, au pied de la banquette, un apport de galets et de sédiments s'est déposé sur une zone de 4 x 0,5 m, recouvrant les ramilles anti-affouillement (Figure 17). L'aiguilleté coco et le géotextile ne montrent aucune trace de dégradation à 4 mois. A 7 mois, ils restent toujours résistants à la traction et peu dégradés.

REPRISE DE LA VEGETATION PLANTEE

A 4 mois, la zone de plantation d'*Hymenachne amplexicaulis* est dense, couvrante, avec en moyenne 30 tiges par m² sur 90% de sa surface. L'espèce, bien établie commence à s'étendre sur la zone d'atterrissement en cours de formation en pied de berge. Joutant la fascine de pied de berge, *Ludwigia hyssopifolia* s'est développée dans sa zone de plantation. Plusieurs individus de ces deux espèces présentent des fleurs ou des fruits. A 7 mois, ce mélange *Ludwigia hyssopifolia*/*Hymenachne amplexicaulis* se maintient. La densité d'*Hymenachne amplexicaulis* augmente avec 40 tiges par m² en moyenne (Figure 18).

REPRISE DE LA VEGETATION SPONTANEE

A 4 mois, on peut trouver çà et là des individus de l'exotique fourragère *Brachiaria purpurascens* dont l'extension semble contenue par celle de l'hélophyte indigène. Une dizaine de juvéniles de *Mimosa pigra*, ainsi qu'un individu bien développé mais non mature, ont été éliminés, de même qu'un individu de l'exotique envahissante *Senna alata*. A 7 mois, *Brachiaria purpurascens* est en régression et aucune EEE ne s'est développée sur la banquette.

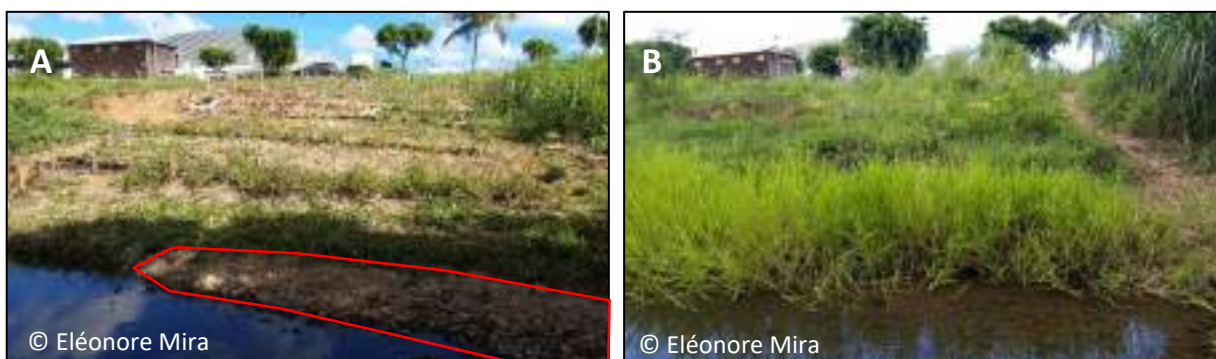


Figure 17 atterrissement crée dans le lit mineur observé à 4 mois (A) et développement de la végétation de la banquette à 7 mois (B).

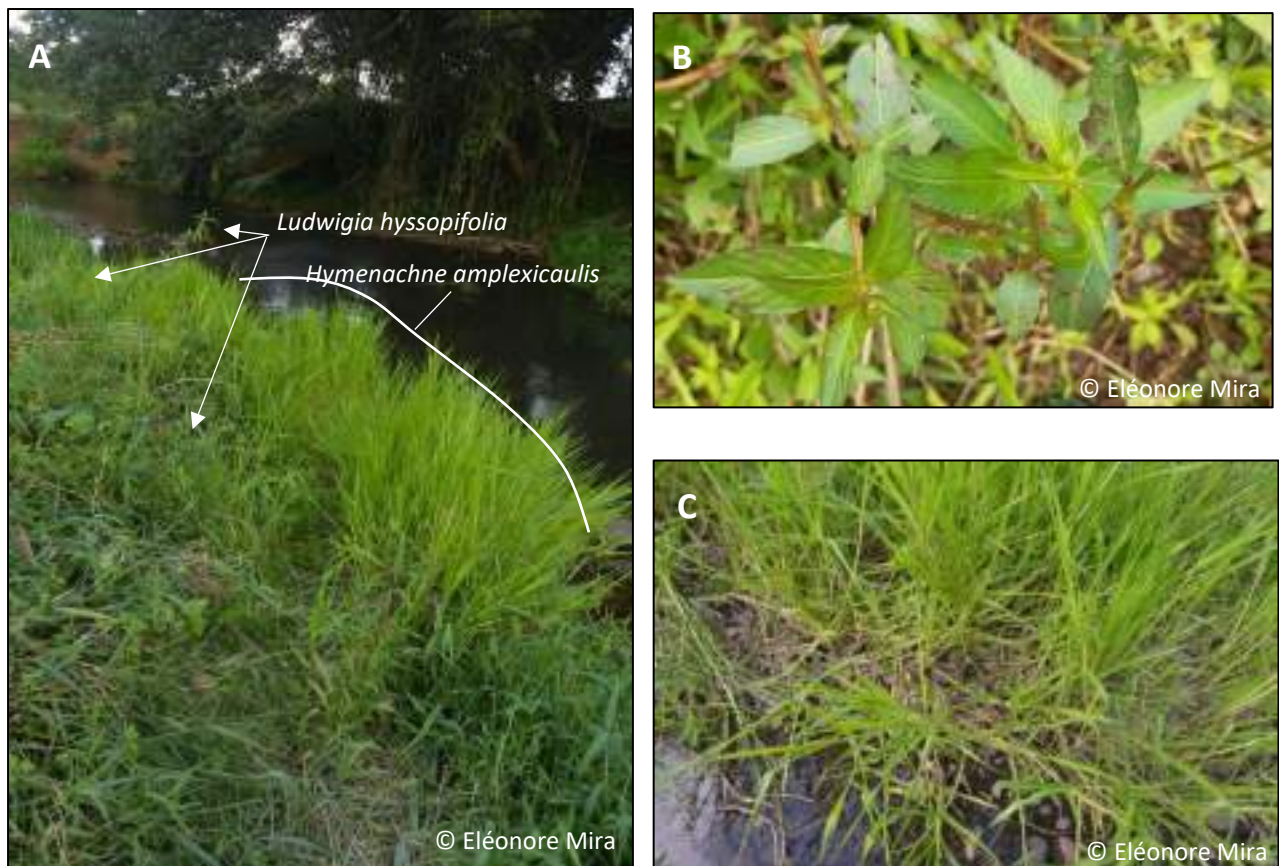


Figure 18 Banquette d'hélophyte à 7 mois, vue d'ensemble (A) et espèces constitutives : *L. hyssopifolia* (B) et *H. amplexicaulis* se développant sur l'atterrissement à 7 mois.

3.3.2 FASCINE VIVANTE DE PIED DE BERGE (ZONE 2)

ETAT DE LA STRUCTURE

A 7 mois, la structure de la fascine demeure intacte, avec une longueur et largeur identique au moment de sa mise en place. La fascine reste bien garnie et présente des dépôts de sédiments sur toute sa longueur. Les ramilles anti-affoulement, ont été rapidement emportées par les crues parce qu'incorrectement positionnées lors de leur mise en place (pas assez enfoncées sous la fascine).



Figure 19 Emission des premières feuilles de *Piper dilatatum* dans la fascine à 1 mois, qui meurent ensuite avant 4 mois.

REPRISE DE LA VEGETATION PLANTEE

A 4 mois, 2 boutures de *P. dilatatum*, les plus au contact du sol, ont émis des tiges feuillées (figure 19), qui meurent avant 4 mois.

REPRISE DE LA VEGETATION SPONTANEE

A 7 mois, la fascine est à 50% recouverte par *Sphagneticola trilobata*, l'une des espèces de plantes de couvertures plantée dans la zone adjacente, mélangée avec la poacée *Panicum laxum* ; on y trouve aussi *Ludwigia hyssopifolia*, *Solanum torvum*, *Alocasia macrorrhiza*.

3.3.3 FASCINE MORTE ENSEMENCEE (ZONE 3)

ETAT DE LA STRUCTURE

7 mois après sa mise en place, la longueur et la largeur de la fascine demeurent identiques. Des traces de dépôts sédimentaire sont visibles sur 100% de la fascine, dont le cœur reste bien rempli de substrat. Les ramilles anti-affouillement ont été emportées par les crues car incorrectement positionnées lors de leur mise en place.

REPRISE DE LA VEGETATION PLANTEE

A 4 mois, quatre plantules d'*Inga ingoides* se sont développées à partir des trente graines plantées soit une survie de 13% avec des individus qui présentent une hauteur moyenne de 15 cm. A 7 mois, ces 4 plantules d'*Inga ingoides* survivent et atteignent une hauteur moyenne de 40 cm (Figure 20). Elles montrent quelques traces d'herbivorie (Figure 21). Entre 1 et 4 mois, les plantules voient leur hauteur augmenter en moyenne de 0,9 cm ($\pm 0,1$ cm) par semaine. Cette croissance augmente entre 4 et 7 mois, avec une moyenne de 1,5 cm par semaine ($\pm 0,4$ cm). Aucune différence significative ($p > 0,05$) n'apparaît entre les données obtenues *ex situ* et celles *in situ*.

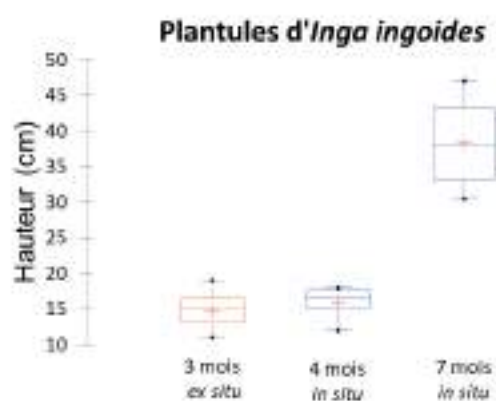


Figure 20 Hauteur de tige des plantules d'*Inga ingoides* dans la fascine morte, en bleu, à 4 et 7 mois (n=4). En orange, les données comparatives issues de Mira et al. 2022 concernant des plantules d'*Inga ingoides* de 3 mois élevées sous ombrière et irriguées (n=15).



Figure 21 Plantules d'*Inga ingoides* dans la fascine morte à 7 mois

REPRISE DE LA VEGETATION SPONTANEE

Les plantules d'*Inga ingoides* se développent sous un couvert de poacées, s'installant dans les 4 mois et persistant à 7 mois.

3.3.4 PLANTATION DIRECTE DE BOUTURES ET PLANTES DE COUVERTURES (ZONE 4)

ETAT DE LA STRUCTURE

A 4 mois, le géotextile ne présente pas de trace de dégradation, à 7 mois, il est fragilisé et se détruit aisément à la traction. Des traces de sédimentation sont observables mais difficilement quantifiables du fait du développement de la végétation.

REPRISE DE LA VEGETATION PLANTEE

A 7 mois, aucune des 77 bouture de *F. citrifolia*, *P. dilatatum* et *C. spinosum* plantée n'a survécu.

REPRISE DE LA VEGETATION SPONTANEE :

A 7 mois, la zone est intégralement couverte de *Mimosa pigra* (Figure 22). Les plantes de couvertures, si leur développement était satisfaisant à trois mois (50% de la surface), se sont fait exclure à 7 mois par *Panicum laxum* et autres poacées. Aucune plantule d'espèce ligneuse indigène spontanée n'a pu s'installer.



Figure 22 Localisation de la zone de bouturage (polygone rouge) et de *Cenchrus purpureus* (EEE)

3.3.5 LIT DE PLANTS ET PLANÇONS (ZONE 5)

ETAT DE LA STRUCTURE

A 7 mois, des traces de sédimentation sont visibles tout le long du lit de plans et plaçons. Le géotextile, à 4 mois, ne présente pas de trace de dégradation. A 7 mois, il est fragilisé et se détruit à la traction.

REPRISE DE LA VEGETATION PLANTEE

A 7 mois, 29% des plants plantés et 22% des boutures de *C. spinosum* plantées survivent sur le lit de plants et plançons. Les plants présentent des taux de survie de 40% pour *C. icaco* et de 24,5% pour *C. spinosum* (Table 4).

Table 4 Effectif de plançons et plants plantés dans le lit de plants et plançons et survie à 7 mois

	N planté	Survie (%)
Plantules		
<i>C. icaco</i>	10	40
<i>C. spinosum</i>	28	24,5
Boutures		
<i>C. spinosum</i>	50	22

Chez les plantules, le développement et la croissance des parties aériennes est similaire entre *C. spinosum* et *C. icaco* avec un nombre moyen de tiges émises par individu, une moyenne de longueur de tiges cumulées par individus, une longueur moyenne de la tige la plus longue par individu ne présentant pas de différences significatives. Les plantules de *C. spinosum* présentent un taux de survie proche de celui mesuré chez les plançons, en revanche, le développement de leurs parties aériennes, qui émettent moins de tiges d'une longueur moins importante, est moins rapide (Figure 23). Les plançons présentent un nombre de tiges, une longueur cumulée et une longueur maximale significativement moins élevées que celles des boutures élevées *ex situ*.

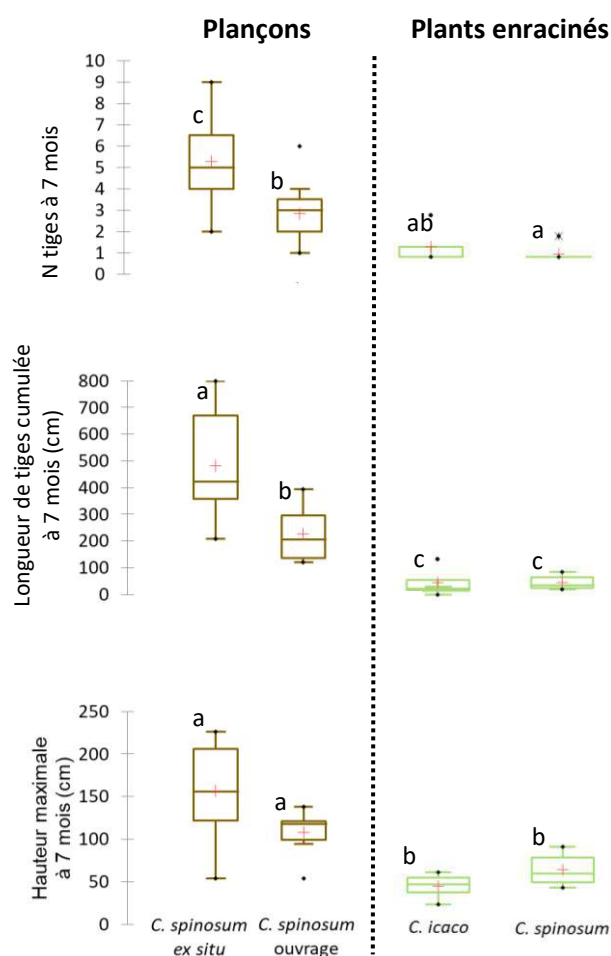


Figure 23 Traits morphométriques des plançons de *C. spinosum* et des plants enracinés de *C. icaco* et *C. spinosum* installés dans le lit de plants et plançons (zone 5), 7 mois post-plantation. Pour *C. spinosum* sont reportées la survie et les valeurs de traits mesurés sur des boutures de 6 mois plantées *ex situ* (Mira et al. 2022). Les lignes centrales des boxplots représentent les médianes, les croix représentent les moyennes, les boîtes représentent les valeurs des premier et troisième quartiles, les moustaches représentent 1,5 x l'intervalle interquartile et les points représentent les valeurs aberrantes. Pour chaque trait, des désignations alphabétiques différentes indiquent des différences significatives entre les espèces et type de matériel végétal selon le test de Kruskal-Wallis ($P < 0,05$) et la procédure de comparaison pair à pair de Conover-Iman.

Des marques d'herbivorie, avec une attaque de chenilles sur *C. spinosum*, comparable à celle observée *ex situ* a pu être notée (Figure 24).



Figure 24 Phytophagie sur des feuilles de *C. spinosum*.

Sur le lit de plants et plançons, la moitié des boutures plantées ont reçu un traitement hormonal à la plantation. Ce traitement ne semble pas améliorer la survie ou le développement des plançons qui ne présentent pas de différences significatives de traits morphométriques (Table).

Table 5 Comparaison de la survie et des traits morphométriques des plançons de *C. spinosum* plantées à 7 mois dans le lit de plants et plançons avec et sans traitement hormonal à l'IBA. Entre parenthèse sont indiqués les écart types. Les résultats des tests de Wilcoxon (ns= non significatif, $p > 0.05$) sont mentionnés.

Traitement	<i>C. spinosum</i> plançons		
	Sans traitement	Avec traitement	
N planté	25	25	
Taux de survie (%)	28	16	
Moyenne de nombre de tige par individu	2,7 ($\pm 1,6$)	3 ($\pm 1,4$)	ns
Moyenne de longueur de tige cumulé par individu (cm)	206 (± 96)	263 (± 95)	ns
Longueur moyenne de la tige la plus longue (cm)	108 (± 26)	108 (± 14)	ns

REPRISE DE LA VEGETATION SPONTANEE

A 7 mois, le retour de la végétation spontanée sur ces zones est marqué par une extension, de *Cenchrus purpureus*, dominant l'abondance aval de l'ouvrage, qui a colonisé 1,5 m du lit de plant et plançons. A sa lisière se développent quelques individus de l'exotique *Orthosiphon aristatus*. Le reste du linéaire est totalement couvert de *Mimosa pigra* sous lequel sont disséminés diverses poacées mais aussi quelques individus d'*Hymenachne amplexicaulis* et *Ludwigia hyssopifolia* (Figure 25).



Figure 25 Lit de plants et plançons à 4 mois, avant (A) et après (B) dégagement

3.3.6 PLANTATION DIRECTE DE BOUTURES ET PLANTES DE COUVERTURES (ZONE 6)

ETAT DE LA STRUCTURE

A 4 mois, le géotextile ne présente pas de trace de dégradation, à 7 mois, il est fragilisé et se détruit aisément à la traction. Des traces de sédimentation sont observables mais difficilement quantifiables du fait du développement de la végétation.

REPRISE DE LA VEGETATION PLANTEE

A 7 mois, aucune des 84 boutures de *F. citrifolia*, *C. spinosum* et *P. dilatatum* plantées n'a survécu.

REPRISE DE LA VEGETATION SPONTANEE

A 7 mois, la moitié aval de la surface de la zone est exclusivement couverte de *Cenchrus purpureus*. L'amont est recouvert par *Mimosa pigra* sous lesquels se développent plusieurs individus de *Solanum torvum* ainsi qu'une strate herbacée qui se constitue de 30% de *Sphagneticola trilobata* (qui parvient à se maintenir ici mais adopte un port érigé), et d'un mélange d'herbacées indigènes (*Spermacoce confusa*, *Urena lobata*, *Sida confusa*, *Centrosema virginatum*) et exotiques (*Colocasia macrorhiza*).

3.3.7 FASCINE DE PENTE (ZONE 7)

ETAT DE LA STRUCTURE

A 7 mois, les boutures demeurent en bon état, sans trace de dégradation, la structure de la fascine est intacte, avec une longueur et largeur identiques à celles relevée au moment de sa mise en place. La fascine reste bien garnie de matériaux gravo-terreux et aucune trace d'érosion n'est observable. Des traces de dépôt sédimentaire, non observées à 4 mois, deviennent visibles à 7 mois.

REPRISE DE LA VEGETATION PLANTEE

A 4 mois, *C. spinosum* et *F. citrifolia* montrent deux zones de reprises sur la fascine tandis que *P. dilatatum* n'a pu émettre aucune tige (Figure 26). *C. spinosum* a produit 4 tiges d'une hauteur maximale de 89 cm sur 30 cm de longueur de fascine et *F. citrifolia* a émis 3 tiges d'une hauteur maximale de 88 cm qui se développent sur 10 cm. Ces tiges se maintiennent à 7 mois, avec une croissance comparable entre les deux espèces, et atteignent une hauteur maximale de 1,2m.

Table 6 Nombre de tiges produites par les espèces utilisées dans la fascine de pente et hauteur maximale à 4 mois et 7 mois.

	<i>C. spinosum</i>	<i>F. citrifolia</i>	<i>P. dilatatum</i>
N tiges produites	4	3	0
Hauteur maximale à 4 mois (cm)	89	88	
Hauteur maximale à 7 mois (cm)	1.2	1.2	

REPRISE DE LA VEGETATION SPONTANEE

La reprise de la végétation spontanée est marquée à 7 mois, sur les 50% aval de la fascine, par une invasion exclusive de l'exotique *Cenchrus purpureus* qui développe aussi à l'amont quelques individus. Le reste de la surface de la fascine est recouvert par *Mimosa pigra* ponctué de quelques individus de *Solanum torvum*. Sous ce couvert arbustif, *Sphagneticola trilobata* couvre 30% de la surface de la fascine, le reste étant occupé par un cortège d'herbacée rudérales, exotiques ou indigènes.



Figure 26 Fascine de pente matérialisée par la ligne en pontillé et point de reprise à 7 mois après dégageement.

3.3.8 LITS DE PLANÇONS (ZONES 8 ET 9)

ETAT DE LA STRUCTURE

Dès 4 mois, le mulch papier est totalement dégradé. Aucune trace d'érosion n'est cependant visible et une sédimentation avec accumulation de matière organique sur la moitié aval des deux lits de plançon est intervenue à 7 mois. La présence de végétation rend cette sédimentation difficile à mesurer.

REPRISE DE LA VEGETATION PLANTEE

4 mois après la mise en place de l'ouvrage, sur les 120 plançons initialement plantés, 30% survivent. En juillet 2023, à 7 mois ce taux chute à 7,5% (Table 7). L'espèce semi ligneuse *Piper dilatatum* a montré 100% de mortalité dès 4 mois tandis que la survie moyenne de *C. spinosum* était de 50% et celle de *F. citrifolia* de 15%. A 7 mois, la survie des plançons de *C. spinosum* chute à 8% tandis que celle de *F. citrifolia* se maintient à 15%. *C. spinosum* persiste mieux dans le lit de plançon 8 avec 4 individus vivants tandis qu'un seul se maintient dans le lit de plançon 9. *F. citrifolia* se maintient sur le lit de plançon 9 avec 3 individus survivants, ne parvenant à en maintenir qu'un seul sur le lit de plançon 8.

À 7 mois, les plançons des lits de plançons ne montrent pas de différence de développement entre les deux espèces plantées avec un nombre moyen de tige émises par individu, une longueur maximale et une longueur de tige cumulé comparables entre *C. spinosum* et *F. citrifolia*. En revanche, les plançons de *C. spinosum* se développent plus lentement que sur le lit de plants et plançons de la zone 5 (Figure 27).

Table 7 Survie à 4 et 7 mois des plançons plantés dans les deux lits de plançons (zone 8 et 9). Est reporté le taux de survie relevé *ex situ* (Mira et al. 2022)

	Zone	N planté	N vivant à 4 mois	N vivants à 7 mois	Survie à 4 mois (%)	Survie à 7 mois (%)	Survie <i>ex situ</i> (%)
<i>C. spinosum</i>	8	30	12	4	40	13	70
	9	30	18	1	60	3	
<i>F. citrifolia</i>	8	20	3	1	15	5	50
	9	20	3	3	15	15	
<i>P. dilatatum</i>	8	10	0	0	0	0	77
	9	10	0	0	0	0	
Total		120	36	6	30	7,5	

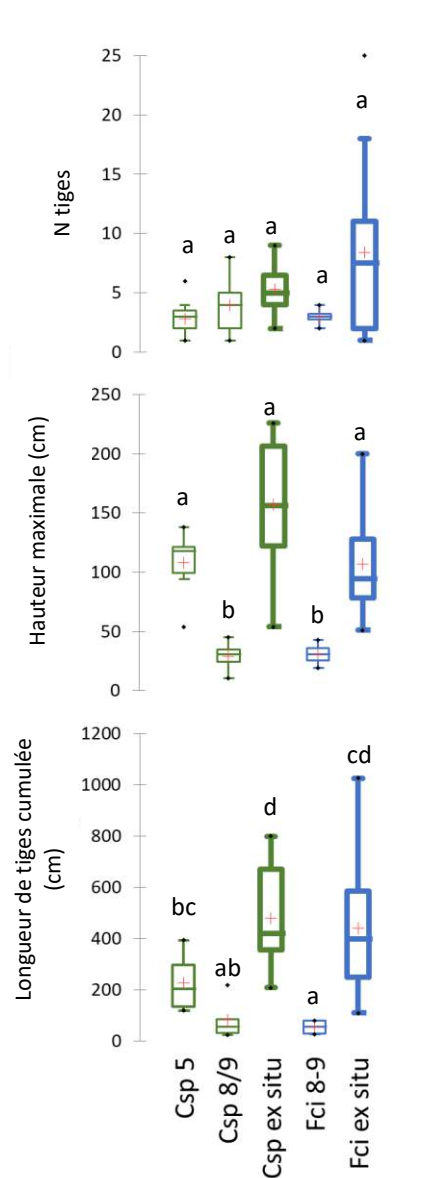


Figure 27 Boxplots du nombre de tige émises par plançon, de la longueur maximale des tiges et de la longueur de tiges cumulée par plançon, 7 mois post plantation. Pour *Citharexylum spinosum*, ces traits sont comparés entre les plançons du lit de plants et plançons zone 5 (Csp5), celles sur les lits de plançons zone 8 et 9 (Csp 8/9) et avec les données antérieurement obtenues *ex situ* (Csp ex situ, Mira et al. 2022). Pour *Ficus citrifolia*, ces traits sont comparés entre les plançons des lits de plançons zone 8 et 9 (Fci 8/9) et les données antérieurement obtenues *ex situ* (Fci ex situ, Mira et al. 2022). Les lignes centrales des boxplots représentent les médianes, les croix représentent les moyennes, les boîtes représentent les valeurs des premier et troisième quartile, les moustaches représentent 1,5 x l'intervalle interquartile et les points représentent les valeurs aberrantes. Pour chaque trait, des désignations alphabétiques différentes indiquent des différences significatives entre les espèces et les zones selon le test de Kruskal-Wallis ($P < 0,05$) et la procédure de comparaison pair à pair de Conover-Iman.

REPRISE DE LA VEGETATION SPONTANEE

A 4 mois, les lits de plants et plançons sont les zones de l'ouvrage montrant le plus faible degré de colonisation par la végétation. Le substrat nu, argileux, ponctué de fentes de dessiccations, reste bien visible par endroit. A 7 mois 80 % de de la zone de lits de plançons est couverte de *Mimosa pigra* sous lequel s'est installé une strate herbacée principalement composée de poacées (*Panicum laxum*, *Brachiaria purpurascens*) et, ça et là, de quelques individus de *Bidens pilosa*, *Spermacoce confusa*, *Micania mikrantha*, *Centrosema pubescens*. La présence d'une plantule d'*Ochroma pyramidalis*, un ligneux indigène a été relevée. La pression importante exercée par les EEE s'observe ici aussi, particulièrement sur les deux mètres aval de ces deux lits de plançons, exclusivement couvert par *Cenchrus purpureus* dont une touffe commence aussi son extension au milieu du lit de plançon 8. Aucun signe de reprise des plançons plantés, ni aucune présence d'autre espèce a pu être relevé dans cette zone envahie.



Figure 28 Lits de plançons zones 8 et 9, matérialisés par les lignes rouges 7 mois post plantation après dégagement.

3.3.9 PLANTATION DE PIEUX VIVANTS (ZONE 10)

ETAT DE LA STRUCTURE

Aucune trace d'érosion notable à 7 mois.

REPRISE DE LA VEGETATION PLANTEE

Si une feuille a été observée sur l'un des pieux à 4 mois, à 7 mois, aucun des pieux plantés n'a survécu.

REPRISE DE LA VEGETATION SPONTANEE

Une végétation herbacée s'est installée et est décrite dans la section 3.3.10.

3.3.10 PLANTATION DIRECTE DE BOUTURES (ZONE 11)

ETAT DE LA STRUCTURE

A 7 mois, aucune trace d'érosion ni de sédimentation n'est visible, l'intégralité de la zone supporte un couvert herbacé dense.

REPRISE DE VEGETATION PLANTEE

Dès 4 mois, les taux de survie des boutures ligneuses plantées avoisinent 0%, à 7 mois, toutes les boutures de cette zone sont mortes, excepté une unique survivante de *Citharexylum spinosum*. Comparativement aux autres zones de plantations de boutures de l'ouvrage (zones 4 et 6), les boutures émettent des feuilles qui meurent très rapidement, dans les 4 mois suivant leur plantation.

Table 8 Survie des boutures de la zone 11

	N	N vivantes à 4 mois	Survie à 4 mois (%)	N vivantes à 7 mois	Survie à 7 mois
<i>Citharexylum spinosum</i>	49	7	14	1	2
<i>Ficus citrifolia</i>	43	3	7	0	0
<i>Piper dilatatum</i>	39	1	3	0	0

REPRISE DE LA VEGETATION SPONTANEE

La colonisation spontanée s'est traduite par l'installation d'un couvert dense de poacées (*Brachiaria purpurascens*, *Panicum laxum*, *Paspalum conjugatum*, *Chloris radiata*, *Cynodon dactylon*) parsemé de *Mimosa pigra*, d'*Orthosiphon aristatus* et d'un ensemble d'herbacées rudérales, indigènes ou exotiques sans caractère envahissant avéré. Deux plantules de ligneux indigènes *Zanthoxylum martinicense* et *Ochroma pyramidalis* ont été observées.

3.3.11 PLANTATION DIRECTE DE PLANTULES D'ARBRES LIGNEUX (ZONE 12)

En bordure de la zone de plantation directe des boutures, les plantules se maintiennent à 4 mois, mais une mortalité intervient entre 4 et 7 mois, probablement liée au piétinement de bovins en divagation ou à un entretien de la zone adjacente ayant une fonction récréative.

Table 9 Survie des plantules de la zone 12 à 4 mois et 7 mois post plantation

	N plantée	Survie à 4 mois (%)	Survie à 7 mois (%)
<i>Chrysobalanus icaco</i>	3	100	0
<i>Citharexylon spinosum</i>	7	100	57
<i>Hymanea courbaril</i>	10	100	70

Si les plantules présentent un bon taux de survie, le développement de leur parties aériennes est très lent. Entre 4 et 7 mois post plantation, *C. spinosum* gagne en moyenne 7 cm par mois en hauteur tandis que *H. courbaril* n'en gagne que 2 (Figure 29).

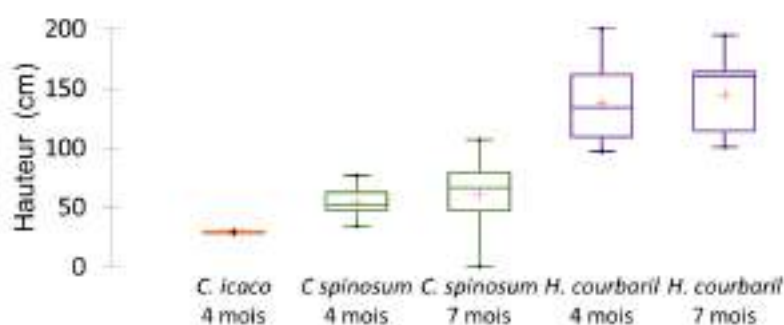


Figure 29 Boxplots de la hauteur des plantules de *C. icaco*, *C. spinosum* et *H. courbaril* à 4 mois et 7 mois post plantation. Les lignes centrales des boxplots représentent les médianes, les croix représentent les moyennes, les boîtes représentent les valeurs des premier et troisième quartile, les moustaches représentent 1,5 x l'intervalle interquartile.

SYNTHESE DES RESULTATS

Tableau de synthèse des taux de reprise des espèces plantées et de l'état de la structure à 7 mois

Technique	Zone	Survie à 4 mois	Survie à 7 mois	Etat structure à 7 mois
Banquette d'hélophyte	1	<i>H. amplexicaulis</i> 100% <i>L. hyssopifolia</i> 50 %	<i>H. amplexicaulis</i> 100% <i>L. hyssopifolia</i> 30%	Géotextile et aiguilleté intacts
Fascines				
Fascine vivante	2	2 ramilles	<i>P. dilatatum</i> : 0 %	Intacte, sédimentation
Fascine morte ensemencée	3	Graine <i>I. ingoides</i> 13%	13%	Intacte, sédimentation
Fascine de pente	7	Tiges : <i>C. spinosum</i> 0.4/ml <i>F. citrifolia</i> : 0.4/ml <i>P. dilatatum</i> : 0/ml	Tiges : <i>C. spinosum</i> 0.4/ml <i>F. citrifolia</i> : 0.4/ml <i>P. dilatatum</i> 0/ml	Intacte, sédimentation
Lit de plants et plançons				
Lit de plans et plançons	5	-	Boutures <i>C. spinosum</i> 22% (3.1 ramif/ml) plants <i>C. icaco</i> 40%, <i>C. spinosum</i> 24,5%	Géotextile dégradé Sédimentation
Lit de plançons	8 & 9	<i>C. spinosum</i> 50% <i>F. citrifolia</i> : 15% <i>P. dilatatum</i> : 0 %	<i>C. spinosum</i> 20% <i>F. citrifolia</i> : 15% <i>P. dilatatum</i> : 0 %	Sédimentation
Plantation directe de boutures				
Plantation directe de boutures et plantes de couvertures	4		<i>C. spinosum</i> 0% <i>F. citrifolia</i> : 0% <i>P. dilatatum</i> : 0 %	Géotextile dégradé
Plantation directe de boutures et plantes de couvertures	6		<i>C. spinosum</i> 0% <i>F. citrifolia</i> : 0% <i>P. dilatatum</i> : 0 %	Géotextile dégradé
Plantation de pieux vivants	10	<i>C. spinosum</i> 0%	<i>C. spinosum</i> 0%	Sédimentation
Plantation directe de boutures	11	<i>C. spinosum</i> 0% <i>F. citrifolia</i> : 0% <i>P. dilatatum</i> : 0 %	<i>C. spinosum</i> 0% <i>F. citrifolia</i> : 0% <i>P. dilatatum</i> : 0 %	Sédimentation
Plantation directe de plantules	12	100% <i>H. courbaril</i> 100% <i>C. spinosum</i> 100% <i>C. icaco</i>	70% <i>H. courbaril</i> 57% <i>C. spinosum</i> 0% <i>C. icaco</i>	Sédimentation

4. DISCUSSION

4.1 TENUE DE L'OUVRAGE ET STABILISATION DE LA BERGE

Dans les sept premiers mois qui ont suivi sa mise en place, les traces de sédimentation sont nombreuses et en pied de berge, une extension du piégeage des sédiments a été observée, malgré la courte longueur de la berge restaurée (10 m). Hormis un point d'érosion observé et traité à l'amont de la banquette d'hélophyte suite aux premières crues, toutes les structures mises en place persistent en dépit de deux évènements hydrologiques majeurs. Le géotextile commence à se dégrader à 7 mois sur l'ouvrage excepté en pied de berge, sur la banquette, ou il semble protégé par l'aiguilleté coco. L'utilisation des feuilles de coco, tant en ramilles anti-affouillement qu'en protection tressée de pied de berge constituent une technique innovante prometteuse pour le génie végétal en zone tropicale (disponibilité importante, coût réduit).

4.2 SUCCES ET ECHECS DES DIFFERENTES TECHNIQUES

Certaines techniques montrent un établissement prometteur tandis que d'autres ont été moins fructueuses. La banquette d'hélophytes, la plantation directe de plantules de ligneux et le lit de plants et plançons sont les techniques dans lesquelles la reprise et la survie de la végétation plantée est la plus importante. Les lits de plants, la fascine de pente, et la fascine ensemencée, bien que présentant de faibles taux de reprises, se maintiennent à 7 mois avec une végétation plantée en développement. La plantation directe de boutures et la fascine vivante de pied de berge sont, en revanche, des échecs.

Sur la banquette d'hélophytes, les boutures d'*Hymenachne amplexicaulis* et *Ludwigia hyssopifolia* ont rapidement formé un couvert dense, exclusif, formant une protection efficace du bas de berge.

Les plants de ligneux de *C. spinosum* et *H. courbaril*, plantées en haut de berge, ont présenté de bons taux de survie (57-70% respectivement), meilleurs pour *C. spinosum* que ceux des plants intégrés dans le lit de plants et plançons. La plantation directe de plants enracinés sur les ouvrages, bien que montrant une croissance moins rapide que celle des boutures et malgré leur fourniture plus contraignante, est donc largement recommandable. Si les programmes de plantation de végétal indigène sont en cours de développement (projet « Planté Lokal »), il reste nécessaire d'acquérir des connaissances concernant la germination et le développement d'espèces ligneuses de ripisylve afin de pouvoir développer d'autres itinéraires techniques de culture. Cette acquisition de connaissances devant être abordée dans la continuité du projet PROTEGER voit sa pertinence encore appuyée par ces résultats.

Dans le lit de plants et plançons (zone 5), les plançons de *C. spinosum* présentent une survie de 22% à 7 mois. Dans les lits de plançons, *C. spinosum*, planté en mélange avec *F. citrifolia* et *P. dilatatum*, présente une survie moins élevée (13% et 3% sur l'ensemble de la zone 8 et 9) et *F. citrifolia* parvient à survivre avec 5% et 15% de reprise dans les zones 8 et 9. *P. dilatatum* accuse une mortalité de 100%. Ces taux de reprise restent très faibles comparés aux taux obtenus *ex situ* sur des boutures de ces espèces âgées de 6 mois (Mira et al. 2022) mais aussi à ceux reportés dans la littérature concernant des résultats obtenus *in situ* (Maxwald et al. 2020, Mafian 2009).

Le développement des parties aériennes des plançons de *F. citrifolia* et *C. spinosum*, comparable entre ces deux espèces, est moins rapide que ceux relevés sur le lit de plants et plançons dont les plançons présentent une longueur maximale et une longueur cumulée de tige proche de ceux mesurés *ex situ* (Mira et al. 2022). Le lit de plants et plançons, positionné plus bas sur la berge bénéficie probablement d'un accès accru à la ressource hydrique ayant favorisé la survie et le développement de ses plançons, comparativement aux lits de plançons. Les tiges émises par les plançons, moins longues sur l'ouvrage mais émises en même nombre que les boutures *ex situ*, témoignent de contraintes biotiques (compétition, herbivorie) et/ou abiotiques (sécheresse éclaircissement) contraignant leur croissance *in situ*.

Le succès relatif de la reprise des plançons utilisés dans les lits de plançons et dans le lit de plants et plançons, comparativement aux boutures directement plantées, peut s'expliquer par leur longueur plus importante qui leur confère plus de réserves pour assurer leur survie. De plus, leur plantation étant plus profonde, leur accès aux ressources des couches plus profonde du sol (notamment la ressource hydrique) est plus rapide que celles des boutures.

L'utilisation d'hormone n'a aucun impact significatif sur la survie ou le développement des plançons du lit de plants et plançons. Cependant, ce résultat reste à considérer avec précaution : le manque de réplicat et la présence d'autres facteurs non négligeables pouvant influencer la survie des boutures ne permettent pas de conclure rigoureusement sur l'inefficacité de ce traitement, dont des résultats antérieurs obtenus *ex situ* et reportés dans la littérature (Holanda et al. 2012) indiquent les bénéfices.

La fascine morte ensemencée est une technique innovante très prometteuse. Bien que *I. ingoides* ait présenté un taux de germination de 13%, une faible valeur comparée aux 97% obtenus *ex situ* (Mira et al. 2022), la croissance des plantules est comparable à celle relevée *ex situ*, chez des plants élevés sous ombrage en situation de confort hydrique. L'ombrage fourni par le couvert herbacé spontané peut être, dans un premier temps, favorable au développement des plantules *in situ*. Les plantules ayant émergé à 4 mois se maintiennent à 7 mois, la mortalité semble alors intervenir avant 4 mois et peut s'expliquer par une prédation des graines (tégument non induré rendant la graine facilement consommable) et/ou des jeunes plantules, riches en azote, plus importante *in situ*. Parmi les légumineuses ripicoles, les plantules de *Inga ingoides* apparaissent en effet particulièrement sensibles à l'herbivorie (Mira et al. 2022).

La fascine de pente (zone 7) présente un faible nombre de tige émises chez ses deux espèces (0,4 et 0,3/ml.), ces tiges se maintiennent dans le temps et démontrent la possibilité de reprise des boutures de *C. spinosum* et *F. citrifolia* positionnées horizontalement et donc leur compatibilité avec une utilisation dans des fascines. La hauteur maximale des tiges présente des valeurs intermédiaires (120 cm) entre celles relevées sur les lits de plants et plançons (90 cm en moyenne) et sur les lits de plants (40 cm en moyenne) de l'ouvrage et ceux relevés *ex situ* pour ces deux espèces (157 cm, Mira et al. 2022).

La plantation directe de boutures et de pieux vivants s'est soldée par 100% de mortalité sur les zones 4, 6, 10 et 11. Ce résultat est surprenant au regard des taux de survie de boutures élevées *ex situ* situés entre 50% et 77%

(Mira et al. 2022). Cet échec peut avoir des causes multiples et probablement cumulatives. La mise en place de l'ouvrage n'a pu intervenir qu'en novembre, à la fin de la saison des pluies or, il est préconisé, en zone tropicale, de mettre en place les ouvrages de génie végétal au début de la saison des pluies afin que la végétation plantée puisse bénéficier de conditions hydriques édaphiques non limitantes et développer un système racinaire lui permettant d'accéder à des ressources dans les couches plus profondes du sol lors de la saison sèche suivante (Diaz 2001). Si un arrosage ponctuel a pu être mis en place sur l'ouvrage, il a été insuffisant et s'est arrêté subitement au moment le plus sec par manque de ressources humaines. Il a été observé que certaines boutures ont pu émettre des tiges (et probablement des racines adventives) à 4 mois après leur plantation, une contrainte hydrique intervenant en saison sèche a pu ensuite induire leur mortalité. Sur de futurs ouvrages, la mise en place devra intervenir au début de la saison humide. Si des contraintes administratives incontournables imposent une installation des ouvrages dans des périodes non optimales, la mise en place d'un système d'irrigation adéquat afin de maintenir le sol à capacité au champ sur la période initiale de développement racinaire serait à envisager pour augmenter la survie des boutures. Elle pourrait être couplée à la mise en place d'un ombrage pour limiter la demande évaporative et le stress radiatif. Par ailleurs, on peut aussi favoriser l'utilisation de plants enracinés ou de boutures enracinées en saison sèche.

Au-delà des conditions environnementales intervenant sur le site, la période de récolte du matériel végétal peut aussi influencer la survie des boutures (Bellefontaine 2018) et cet aspect reste à étudier sur les espèces indigènes caribéennes. De plus, sur certaines zones (zone 10/11 et 8/9) le résidu de pouzzolane épandu lors la mise en place de l'ouvrage a induit une augmentation de la température observée au niveau du sol provoquant une contrainte thermique venant s'ajouter et augmenter la contrainte hydrique dommageable pour les boutures. L'amendement de pouzzolane doit obligatoirement être mélangé en amont au sol pour limiter le dessèchement. Par ailleurs, une mauvaise procédure de plantation peut expliquer une part non négligeable de cette mortalité. Une vérification de la profondeur et de l'orientation de plantation des boutures, effectuée sur la zone 11, a révélé que 50% des boutures ont vu une longueur inférieure aux 2/3 préconisés enfoncés dans le substrat et plus d'une dizaine plantée dans une mauvaise orientation (partie apicale dans le substrat). Les plantes de couvertures sur les zones de boutures (4 et 6) se font rapidement exclure par des herbacées plus compétitifs (poacées) et ne semblent ni ralentir ni limiter l'installation des EEE. Leur utilisation reste donc à ajuster, elles pourraient être plantées en plus grande densité.

L'utilisation directe de boutures de *Piper dilatatum* apparaît peu compatible avec le déploiement de techniques *in situ*, malgré les bons résultats obtenus *ex situ* tant sur sa survie que sur sa croissance (Mira et al. 2022) aucune bouture n'a survécu, indépendamment de la technique. Le faible diamètre des boutures limite probablement le stock en réserves nécessaires à l'édification de tiges et de racines en condition de chantier. Il est aussi fort probable que cette espèce semi ligneuse nécessite des conditions particulières à son utilisation sur les ouvrages (besoin d'une irrigation continue pouvoir développer ses racines adventives et d'un ombrage pour limiter l'évapotranspiration) et qu'elle puisse mieux survivre si elle est plantée en période favorable, en début de saison humide. Cette espèce, qui présente un intérêt quant à la grande disponibilité de matériel végétal pourrait être à

nouveau testée dans des conditions de forte humidité, en fascine de pied de berge partiellement immergée par exemple.

4.3 REPRISE DE LA VEGETATION SPONTANEE

La reprise de la végétation spontanée sur l'ouvrage est fortement marquée par le développement des espèces exotiques envahissantes. En 7 mois, l'herbe éléphant *Cenchrus purpureus* parvient à coloniser exclusivement 15 % de la surface de l'ouvrage malgré un arrachage effectué à 4 mois, interdisant, sur sa zone d'extension, le développement de la végétation plantée et soustrayant un espace d'installation potentiel aux espèces indigènes spontanées. *Cenchrus purpureus* est une grande graminée pérenne originaire d'Afrique de l'Est, introduite intentionnellement dans les régions tropicales et subtropicales comme culture fourragère et d'ensilage ou à potentiel bioénergétique (Orodho, 2006, Negawo et al., 2017). Elle s'est échappée des cultures vers les zones naturelles, où elle colonise rapidement de nouvelles zones en formant des peuplements denses difficiles à contrôler (Langeland et al., 2008 ; Queensland Department of Primary Industries and Fisheries, 2011). *Cenchrus purpureus* se reproduit sexuellement par les graines et végétativement par des fragments de tiges et de rhizomes. Les graines sont dispersées par le vent ou les animaux (Francis, 1992 ; Langeland et al., 2008 ; Queensland Department of Primary Industries and Fisheries, 2011 ; FAO, 2013). Leur production est variable (Tropical Forages, 2013) et leur viabilité est souvent faible (Francis, 1992). En Guadeloupe, la floraison intervient presque toute l'année (Fournet 2002). Dans les bandes ripicoles où la végétation ligneuse a été dégradée, les herbes exotiques présentent généralement un avantage compétitif (Galindo, et al. 2017) qui s'observe ici. Cet avantage persiste en l'absence d'un couvert, en effet, *Cenchrus purpureus* a la capacité de se développer dans des zones complètement ouvertes à partiellement ombragées, mais ne persiste pas sous une canopée close de ligneux (Francis, 1992; FAO, 2013). Néanmoins, en l'absence d'ombre qui limite leur capacité de photosynthèse, les herbes exotiques parviennent à interrompre la succession naturelle et à prospérer (Richardson et al. 2007).

Mimosa pigra couvre 2/3 de la surface de l'ouvrage à 7 mois. Cette espèce originaire d'Amérique centrale et d'Amérique du Sud est reconnue comme envahissante en Asie, Afrique et Australie (Kato-Noguchi 2023). Aux Antilles, son indigénat ne fait pas consensus et si certains auteurs la considère indigène (Acevedo et Strong 2012), d'autres l'estiment naturalisée et elle est parfois ciblée dans des programmes de lutttes contre les exotiques envahissantes (Krauss 2013 ; Andrew et John 2010). En Guadeloupe, elle est considérée comme exotique et soumise à réglementation par l'Arrêté ministériel du 9 août 2019 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes. *Mimosa pigra* est une espèce opportuniste des milieux humides ouverts, héliophile s'installant dans des milieux perturbés pouvant rapidement former un couvert arbustif ligneux dense et monospécifique quasiment impénétrable. Cette espèce arbustive, à croissance rapide, atteint sa maturité dès 6 mois. Ses graines, sont produites en très grande quantités (9000–12,000 par m² par an), et peuvent persister dans le sol jusqu'à 23 ans (Kato-Noguchi 2023). La capacité d'extension spatiale et de persistance temporelle de cette espèce est donc remarquable. Un pic de floraison intervient d'avril à juin en Guadeloupe (Fournet 2002). L'installation de *Mimosa pigra* sur les lits de plants et plançons, sur la fascine de pente et sur les lits de plants ne semble pas empêcher le développement des ramifications sous-jacentes. Cette espèce pourrait constituer une plante nurse. Les arbustes nurses,

pionniers, peuvent améliorer les conditions des microsites et favoriser l'établissement des arbres qui, à leur tour, améliorent encore les conditions du microsite (Perkins et al. & Walker 1997 ; Perkins et al. 2014). L'utilisation de plantes nurse est courante dans les environnements fortement dégradés, présentant une faible fertilité (Callaway 1992 ; Castro et al. 2002) et dans les zones couvertes d'herbes exotiques denses (Holl 2002 ; Medeiros et al. 2014). Les plantes nurses peuvent inhiber la croissance des herbes exotiques et, dans certains cas, faciliter le rétablissement des espèces ligneuses indigènes en améliorant les conditions microclimatiques. *Mimosa pigra* développe des symbioses bactériennes et est capable de fixer l'azote, pouvant favoriser le recrutement d'espèces ligneuses indigènes (Cusak and McCleery 2014, Abelleira et al. 2015). Ses petites feuilles n'interceptent pas la totalité du rayonnement, et fournissent un ombrage modéré pouvant limiter le stress radiatif sous son couvert. Elle contribue rapidement à la stabilisation de la berge et peut agir lors des crues en augmentant la rugosité de la berge et en formant une barrière protectrice recouvrant les tiges émises par les boutures plantées. Cette espèce à croissance rapide peut donc être utile dans la restauration des propriétés écosystémiques du site ou les natives, à croissance plus lente, sont incapable d'une colonisation immédiate. Cependant, les arbustes nurses peuvent aussi supplanter les espèces indigènes, contrecarrant ainsi l'effet de facilitation (Maestre et al. 2005) et il a été reporté que les feuilles et tiges de *M. pigra* contiennent des substances allélochimiques présentant une activité allélopathique pouvant influencer la germination et la croissance de certaines espèces. Certains de ces produits seraient libérés dans le sol au cours des processus de décomposition des résidus (Koodkaew et Wannathong 2018 ; Wang et al. 2020). Des difficultés à rétablir des espèces indigènes dans des habitats antérieurement dominés par *M. pigra* ont été reportées dans certaines zones envahies (Schultz and Barrow 1995, Miller and Lonsdale 1992). La gestion de cette espèce sur l'ouvrage requiert donc une grande précaution.

L'établissement spontané de la végétation est aussi marqué par l'installation d'un cortège d'espèces herbacées, arvaies ou rudérales typiques des milieux humides fortement simplifiés de basse altitude. Deux plantules d'espèces ligneuses pionnières *Ochroma pyramidale* et *Zanthoxylum martinicense* sont observées dès 4 mois, et se maintiennent à 7 mois. Cette étude ne présente qu'un suivi à court terme qui nécessite d'être poursuivi afin d'appréhender les processus de dispersion et de colonisation spontanée intervenant sur des périodes plus longues. Il est à noter la présence de semenciers d'espèces d'intérêt pour le génie végétal (Mira et al. 2020) à proximité (*Zanthoxylum sp.*, *Inga ingoides*, *Ficus citrifolia*, *Calophyllum calaba*, *Piper dilatatum* ...) et il a été observé que les pieux de la zone 10 jouent le rôle de perchoirs artificiels qui peuvent favoriser le dépôt des graines par les oiseaux, cette technique est d'ailleurs utilisée dans des programmes de restauration écologique (Scott 2000).

GESTION DES EEE

Sur l'ouvrage, la compétition avec les EEE est la principale pression s'exerçant. Les alternatives de gestion visant à réduire la composante exotique de la communauté nouvellement installée doivent être examinées avec soin. Les espèces exotiques sont généralement considérées comme indésirables parce qu'elles sont supposées exclure les espèces indigènes (Coblentz, 1990) ou modifier les propriétés de l'écosystème de manière à réduire le succès des espèces indigènes (Macdonald et al., 1989). Bien qu'elles dominent les premiers habitats secondaires ou fortement perturbés, la croissance rapide de ces espèces peut parfois servir à réhabiliter les propriétés de l'écosystème sur des sites que les indigènes ne sont peut-être pas en mesure de coloniser immédiatement. En outre, étant donné que la majorité des espèces exotiques ne tolèrent pas l'ombre, leur dominance diminuera inévitablement au fur et à mesure que des espèces indigènes plus tolérantes à l'ombre coloniseront ces sites refermant le couvert. La gestion de l'ouvrage doit donc intégrer des mesures de réduction et d'éradication adaptées en fonction des espèces ainsi qu'une facilitation du développement de la flore indigène ligneuse, plantée et spontanée.

Nombre de techniques installées ont montré une bonne réussite mais le matériel végétal planté présente une croissance plus faible que celles de *Cenchrus purpureus*, plus compétitive, qui prolifère sur la zone aval, étouffe la végétation plantée, interdit l'installation de plantules indigène et s'étend sur l'ouvrage. Il est donc recommandé de surveiller et d'extraire cette espèce sur l'ouvrage et d'étendre la zone de contrôle de l'espèce sur une zone tampon en aval où *Cenchrus purpureus* maintient une pression directe continue sur certaines techniques (d'une fréquence de 3-4 mois). Ces opérations sont nécessaires jusqu'au surcimage de *Cenchrus purpureus*. *Mimosa pigra* pourrait présenter des atouts (protection des ramifications sous-jacente, enrichissement du sol, contrôle de l'érosion immédiat, contrôle de l'extension de *Cenchrus purpureus*) cependant, son potentiel effet allélopathique et la compétition qu'elle peut exercer peut limiter l'installation d'espèces indigènes. Les opérations de gestion de ces espèces recommandées consistent à éviter l'enrichissement de la banque de graine du sol en effectuant des tailles avant la fructification, tous les 6 mois, en évacuant les coupes de tiges et feuilles.

Tous les 6 mois lors du dégagement, le passage d'un botaniste signalant les plantules d'espèces ligneuses indigènes est recommandé.

ENRICHISSEMENT DE L'OUVRAGE

Au vu des échecs sur les zones de bouturage et si l'émergence de plantules de ligneux indigènes spontanés tarde, la restauration rapide du couvert pourrait être favorisée par un enrichissement de l'ouvrage avec des plantations complémentaires à effectuer à la fin de la saison sèche. Plusieurs options peuvent être proposées en fonction des moyens disponibles. Parmi les moins coûteux, les fascines peuvent faire l'objet d'un ensemencement de légumineuses ligneuses ripicoles. Les structures des fascines, intactes, paraissent propices à la survie des plantules et lors de la période de plantation préconisée, des semences de plusieurs espèces écologiquement compatibles (*Lonchocarpus roseus*, *Inga ingoides*, *Inga laurina*) seront disponibles (Mira et al. 2021).

Sur la zone de bouturage 11, une plantation de boutures et/ou de plants enracinés pourrait être pertinente. Leur signalisation permettrait d'éviter les coupes accidentelles lors des entretiens nécessaires au cours des premiers mois tel que suspecté comme cause de mortalité chez les plants de la zone 12. Plusieurs espèces d'intérêt pour le génie végétal et dont l'écologie est compatible avec les conditions du site peuvent être proposées :

- *Calophyllum antillanum*
- *Chimarrhis cymosa*
- *Cedrela odorata*
- *Ceiba pentandra*
- *Citharexylum spinosum*
- *Chrysobalanus icaco*
- *Chrysophyllum argenteum*
- *Cordia colococca*
- *Cordia sulcata*
- *Ficus citrifolia*
- *Garcinia humilis*
- *Hymenaea courbaril*
- *Inga ingoides*
- *Inga laurina*
- *Lonchocarpus heptaphyllus*
- *Lonchocarpus punctatus*
- *Lonchocarpus roseus*
- *Margaritaria nobilis*
- *Phyllanthus mimosoides*
- *Sterculia caribaea*
- *Tabebuia heterophylla*

Tableau de synthèse des propositions d'actions de gestion et d'enrichissement

Technique	Zone	Préconisations de gestion	Proposition d'enrichissement	Coût
Banquette d'hélophyte	1		Aucune	
Fascines				
Fascine vivante	2		Ensemencement avec des légumineuses ligneuses (<i>L. roseus</i> , <i>L. heptaphyllus</i> , <i>I. ingoides</i> , <i>I. laurina</i> , voir Mira 2021)	Faible
Fascine morte ensemencée	3	Dégagement des plants en croissance tous les 6 mois	Ensemencement avec des légumineuses ligneuses (<i>L. roseus</i> , <i>L. heptaphyllus</i> , <i>I. ingoides</i> , <i>I. laurina</i> , voir Mira 2021)	Faible
Fascine de pente	7	Dégagement des ramifications tous les 6 mois	Ensemencement avec des légumineuses ligneuses (<i>L. roseus</i> , <i>L. heptaphyllus</i> , <i>I. ingoides</i> , <i>I. laurina</i> , voir Mira 2021)	Faible
Lit de plants et plançons				
Lit de plans et plançons	5	Dégagement des ramifications tous les 6 mois	Aucune	
Lit de plançons	8&9	Dégagement des tiges tous les 6 mois	Aucune	
Plantation directe de boutures				
Plantation directe de boutures et plantes de couvertures	4		Replantation de boutures à la fin de la saison sèche Plantation de plants enracinés à la fin de la saison sèche	Moyen Elevé
Plantation directe de boutures et plantes de couvertures	6		Replantation de boutures à la fin de la saison sèche Plantation de plants enracinés à la fin de la saison sèche	Moyen Elevé
Plantation de pieux vivants	10		Replantation de pieux à la fin de la saison sèche	Moyen
Plantation directe de boutures	11		Replantation de boutures à la fin de la saison sèche Plantation de plants enracinés à la fin de la saison sèche	Moyen Elevé
Plantation directe de plantules	12	Dégagement des plants en croissance tous les 4 mois	Aucune	

5. CONCLUSIONS PERSPECTIVES

Cet ouvrage mis en place en Guadeloupe, est le premier faisant l'objet d'une évaluation de la tenue structurelle des techniques et de l'étude des dynamiques de recolonisation par la végétation spontanée. Les informations relevées à la phase d'établissement et de colonisation de la végétation mettent en évidence une forte pression exercée par les EEE dont la gestion est incontournable. L'ouvrage intègre des techniques installées avec succès, d'autres prometteuses mais aussi des échecs.

Sur l'ouvrage, l'utilisation de bouture, base de nombre de techniques de génie végétal, a été privilégiée et de faibles taux de reprises ont été observés. L'utilisation de graines et de plants enracinés peut constituer une sécurité et maximiser la diversité sur les ouvrages, augmentant leurs chances de réussite, cependant, elle induira des coûts de maintenance de l'ouvrage supplémentaire. La production de ligneux indigène par les pépiniéristes locaux se développe actuellement (projet « Planté Lokal »), néanmoins, les itinéraires de culture des espèces ripicoles ne sont pas maîtrisés et des recherches complémentaires sur leur germination et leur établissement, prévues dans la phase 3 du projet protéger, paraissent d'autant plus pertinentes.

Ces premiers points de suivi devront être complétés par un suivi à plus long terme. En effet, le point de suivi prévu à 1 an fournira des informations concernant la tenue des structures aux crues fréquemment intervenues au cours de la saison humide 2023 (passage des tempêtes Philippe et Tammy avec d'autres épisodes de précipitations intenses sur cette période). Des points de mesures annuels renseigneront sur le développement et la dynamique de la végétation.

Ce premier retour d'expérience affine nos connaissances concernant la compatibilité des espèces indigènes caribéennes avec le génie végétal et permet de recommander des opérations de gestion adaptée. Les enseignements tirés participeront à l'orientation de la sélection de techniques et d'espèces pertinentes, à quantifier le matériel végétal nécessaire et à considérer la saison adéquate pour la mise en œuvre de ces ouvrages.

REFERENCES

- Acevedo-Rodríguez, P., & Strong, M. T. 2012. Catalogue of seed plants of the West Indies.
- Abelleira, O.J, E.J. Meléndez-Ackerman, D. García-Montiel and J.A. Parrotta. 2015. Seed dispersal turns an experimental plantation on degraded land into a novel forest in urban northern Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 357:68–75.
- Andrew, G. M., & John, L. (2010). *Mitigating the Threats of Invasive Alien Species in the Insular Caribbean*.
- Braun-Blanquet, J. (2013). *Pflanzensoziologie: grundzüge der vegetationskunde*. Springer-Verlag.
- Callaway RM, Walker LR (1997) Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78:1958–1965
- Castro J, Zamora R, Hódar JA, Gómez J (2002) Use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* 10:297–305
- Capon, S.J., Pettit, N.E., 2018. Turquoise is the new green: restoring and enhancing riparian function in the Anthropocene. *Ecol. Manag. Restor.* 19, 44–53. <https://doi.org/10.1111/emr.12326>
- Cavaillé, P., Dommanget, F., Daumergue, N., Loucougaray, G., Spiegelberger, T., Tabacchi, E., Evette, A., 2013. Biodiversity assessment following a naturality gradient of riverbank protection structures in French prealps rivers. *Ecol. Eng.* 53, 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.105>
- Cavaillé, P., Ducasse, L., Breton, V., Dommanget, F., Tabacchi, E., Evette, A., 2015. Functional and taxonomic plant diversity for riverbank protection works: bioengineering techniques close to natural banks and beyond hard engineering. *J. Environ. Manag.* 151, 65–75. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.028>
- Chaperon, P., L'Hote, Y., & Vuillaume, G. (1985). *Les ressources en eau de surface de la Guadeloupe (Vol. 1)*. Institut français de recherche scientifique pour le développement en coopération.
- China, J. D. (2002). Tropical forest succession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 167(1-3), 195-207.
- Clark, J., Hellin, J., 1996. *Bioengineering for Effective Road Maintenance in the Caribbean*. Natural Resources Institute, Chatham, UK.
- Coblentz, B. E., 1990. Exotic organisms: a dilemma for conservation biology. *Cons. Biol.* 4: 261- 265.
- Cusak, D.F. and T.L. McCleery. 2014. Patterns in understory woody diversity and soil nitrogen across native- and non-native urban tropical forests. *Forest Ecology and Management* 318:24–43.
- Delannoy, David ; Maury, Olivier ; Décome, Jérémie, 2022, « CLIMATIK : système d'information pour les données du réseau agroclimatique INRAE », <https://doi.org/10.57745/AJNXEN>, Recherche Data Gouv, V1
- Díaz, J., 2001. *Control de la Erosion en Zonas Tropicales*. Universidad Industrial de Santander, Librería UIS, Bucaramanga, Colombia.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., L'êve, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L., Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81 (2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>

Evette, A., Labonne, S., Rey, F., Liebault, F., Jancke, O., Girel, J., 2009. History of bioengineering techniques for erosion control in rivers in Western Europe. *Environ. Manag.* 43 (6), 972–984. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9275-y>.

FAO, 2013. Grassland species profiles: *Pennisetum purpureum*. Rome, Italy: FAO. <http://www.fao.org/ag/AGP/AGPC/doc/Gbase/data/pf000301.htm>

Feld, C.K., Birk, S., Bradley, D.C., Hering, D., Kail, J., Marzin, A., Melcher, A., Nemitz, D., Pedersen, M.L., Pletterbauer, F., Pont, D., 2011. From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. In: *Advances in Ecological Research*, Vol. 44. Academic Press, pp. 119–209. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374794-5.00003-1>

Fournet, J., 2002. Flore illustrée des phanérogames de Guadeloupe et de Martinique, nouvelle édition revue et augmentée. Cirad, Montpellier, Gondwana Martinique.

Francis JK, 1992. *Pennisetum purpureum* Schumacher. [U.S. Forest Service Factsheet.] <http://www.fs.fed.us/global/iitf/pdf/shrubs/Pennisetum%20purpureum.pdf>

Fremier, A. K., Kiparsky, M., Gmur, S., Aycrigg, J., Craig, R. K., Svancara, L. K., ... & Scott, J. M. (2015). A riparian conservation network for ecological resilience. *Biological Conservation*, 191, 29-37.

Galindo, V., Calle, Z., Chará, J., & Armbrecht, I. (2017). Facilitation by pioneer shrubs for the ecological restoration of riparian forests in the Central Andes of Colombia. *Restoration Ecology*, 25(5), 731-737.

Gargominy, O., Terceire, S., Régnier, C., Dupont, P., Daszkiewicz, P., Antonetti, P., Léotard, G., Ramage, T., Idczak, L., Vandell, E., Petiteville, M., Leblond, S., Boulet, V., Denys, G., De Massary, J.C., Dusoulier, F., Lévêque, A., Jourdan, H., Touroult, J., Rome, Q., Le Divelec, R., Simian, G., Savouré-Soubelet, A., Page, N., Barbut, J., Canard, A., Haffner, P., Meyer, C., Van Es, J., Poncet, R., Demerges, D., Mehran, B., Horellou, A., Ah-Peng, C., Bernard, J.-F., Bounias-Delacour, A., Caesar, M., Comolet-Tirman, J., Courtecuisse, R., Delfosse, E., Dewynter, M., Hugonnot, V., Lavocat Bernard, E., Lebouvier, M., Lebreton, E., Malécot, V., Moreau, P.A., Moulin, N., Muller, S., Noblecourt, T., Pellens, R., Thouvenot, L., Tison, J.M., Robbert Gradstein, S., Rodrigues, C., Rouhan, G. & Véron, S. 2021. TAXREF v15.0, référentiel taxonomique pour la France. UMS PatriNat, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. Archive de téléchargement contenant 8 fichiers. <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/referentielEspece/taxref/15.0/menu>

Gayot, M., Procopio, L., Conjard, S., Boulange, E., Bernus, J., 2018. Etude de la Typologie des Ripisylves de Guadeloupe et Proposition D'espèces Utilisables en Génie Végétal sur les Berges. ONF PNG Guadeloupe.

Giupponi, L., Borgonovo, G., Giorgi, A., & Bischetti, G. B. (2019). How to renew soil bioengineering for slope stabilization: some proposals. *Landscape and Ecological Engineering*, 15, 37-50.

González, E., Sher, A. A., Tabacchi, E., Masip, A., & Poulin, M. (2015). Restoration of riparian vegetation: a global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. *Journal of Environmental Management*, 158, 85-94.

Gray, D.H., Sotir, R.B., 1996. *Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization: A Practical Guide for erosion Control*. John Wiley & Sons.

Hartmann, H.T., D.E Kester, F.T. Davis, R.L. Geneve 2002. *Plant propagation : Principles and practices*. 7th Edn, Prentice Hall, USA, pp : 199-236.

Hoag, C., & Fripp, J. (2002). *Streambank soil bioengineering field guide for low precipitation areas*. US Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Plant Materials Center & National Design, Construction and Soil Mechanics Center.

Holanda, F. S. R., Vieira, T. R. S., Araújo Filho, R. N. D., Santos, T. D. O., Andrade, K. V. S. D., & Conceição, F. G. D. (2012). Propagation through cutting technique of species occurring in the Lower São Francisco River in Sergipe State with different concentrations of indolbutiric acid. *Revista Árvore*, 36, 75-82.

Holl KD (2002) Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology* 90:179–187

Hörbinger, S. (2021). Decision-Making Framework to Support Green-Blue Infrastructure Multifunctionality. *University of Natural Resources and Life Sciences*.

IGN, 2015. Diagnostic des Forêts de la Guadeloupe. CD971-; IGN-ONF Deal Guadeloupe: Basse-Terre, Guadeloupe

Janssen, P., Cavaillé, P., Bray, F., Evette, A., 2019. Soil bioengineering techniques enhance riparian habitat quality and multi-taxonomic diversity in the foothills of the Alps and Jura Mountains. *Ecol. Eng.* 133, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.017>.

Kato-Noguchi, H. (2023). Invasive Mechanisms of One of the World's Worst Alien Plant Species *Mimosa pigra* and Its Management. *Plants*, 12(10), 1960.

Kettenhuber, P. L. W., dos Santos Sousa, R., Dewes, J. J., Rauch, H. P., Sutili, F. J., & Hörbinger, S. (2023). Performance assessment of a soil and water bioengineering work on the basis of the flora development and its associated ecosystem processes. *Ecological Engineering*, 186, 106840.

Koodkaew, I.; Wannathong, R. Effects of *Mimosa pigra* L. leaf extract on growth behavior of *Ruellia tuberosa* L. and *Echinochloa crusgalli* (L.) p. Beauv. *Asia-Pac. J. Sci. Technol.* 2018, 23, 1–7. Available online: <https://www.tci-thaijo.org/index.php/APST/index> (accessed on 1 August 2022).

KRAUSS U 2013 Caribbean, I. Invasive Alien Species Management in St. Lucia and Caribbean Partner Countries.

Langeland KA, Cherry HM, McCormick CM, Craddock Burks KA, 2008. Identification and Biology of Non-native Plants in Florida's Natural Areas. Gainesville, Florida, USA: University of Florida IFAS Extension.

MacDonald, I. A. W., L. L. Loope, M. B. Usher, and O. Hamann. 1989. Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective. Pages 215–255 in J. A. Drake, H. A. Mooney, F. di Castri, I. L. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmánek, and M. Williamson, editors. *Biological invasions: a global perspective*. Wiley, Chichester, England.

Maestre FT, Valladares F, Reynolds JF (2005) Is the change of plant-plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. *Journal of Ecology* 93:748–757

Maxwald, M., Crocetti, C., Ferrari, R., Petrone, A., Rauch, H.P., Preti, F., 2020. Soil and water bioengineering applications in Central and South America: a transferability analysis. *Sustainability* 12 (24), 10505. <https://doi.org/10.3390/su122410505>.

Medeiros AC, Allmen EV, Chimera CG (2014) Dry forest restoration and unassisted native tree seedling recruitment at Auwahi, Maui. *Pacific Science* 68:33–45

Mira, E., Evette, A., Labbouz, L., Robert, M., Rousteau, A., Tournebize, R., 2021a. Quelles espèces utiliser pour le génie végétal aux Antilles? *Sci. Eau Territoir.* 75 <https://doi.org/10.14758/set-revue.2021.HS.04>.

Mira, E., Evette, A., Labbouz, L., Robert, M., Rousteau, A., Tournebize, R., 2021b. Investigation of the asexual reproductive characteristics of native species for soil bioengineering in the West Indies. *J. Trop. For. Sci.* 33 (3), 333–342. <https://www.jstor.org/stable/27039921>.

Mira E., Dulorme M., Evette A., 2023. Etude bibliographique : techniques de génie végétal applicables en milieu tropical. Rapport PTMC Ingétec.

Mira, E., Rousteau, A., Tournebize, R., Labbouz, L., Robert, M., Evette, A., 2022. The conservation and restoration of riparian forests along Caribbean riverbanks using legume trees. *Sustainability* 14 (7), 3709.

Miller, I. L. and Lonsdale, W. M. (1992) Ecological management of *Mimosa pigra*: use of fire and competitive pastures. In; A guide to the management of *Mimosa pigra*. K. L. S. Harley (ed.) CSIRO, Canberra. Pp. 104-106.

Moraes, A. B., Wilhelm, A. E., Boelter, T., Stenert, C., Schulz, U. H., & Maltchik, L. (2014). Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 7063-7074.

Negawo, A. T., Teshome, A., Kumar, A., Hanson, J., & Jones, C. S. (2017). Opportunities for napier grass (*Pennisetum purpureum*) improvement using molecular genetics. *Agronomy*, 7(2), 1–21. <https://doi.org/10.3390/agronomy7020028>

Orodho, A. B. (2006). The role and importance of Napier grass in the smallholder dairy industry. Food and Agriculture, Organization.

Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., Revenga, C., 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308 (5720), 405–408. <https://doi.org/10.1126/science.1107887>.

Pérez Navarro, J. J., & Rodríguez-Estrella, R. 2020). The exotic invasive candle bush *Senna alata* (L.) Roxb. Baja California Peninsula, México, a new threat for relictual oasis. *BiolInvasions Records*, 9(1), 29-36.;

Popoff, N., Jaunatre, R., Le Bouteiller, C., Paillet, Y., Favier, G., Buisson, M., Meyer, C., Dedonder, E., Evette, A., 2021. Optimization of restoration techniques: In-situ transplantation experiment of an endangered clonal plant species (*Typha minima* Hoppe). *Ecol. Eng.* 160, 106130

Preti, F., Capobianco, V., Sangalli, P., 2022. Soil and water bioengineering (SWB) is and has always been a nature-based solution (NBS): a reasoned comparison of terms and definitions. *Ecol. Eng.* 181, 106687 <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106687>.

Queensland Department of Primary Industries and Fisheries, 2011. Special edition of Environmental Weeds of Australia for Biosecurity Queensland., Australia: The University of Queensland and Department of Primary Industries and Fisheries. <http://keyserver.lucidcentral.org/weeds/data/03030800-0b07-490a-8d04-0605030c0f01/media/Html/Index.htm>

Rey, F., Bifulco, C., Bischetti, G.B., Bourrier, F., De Cesare, G., Florineth, F., Graf, F., Marden, M., Mickovski, S.B., Phillips, C., Peklo, K., 2019. Soil and water bioengineering: practice and research needs for reconciling natural hazard control and ecological restoration. *Sci. Total Environ.* 648, 1210–1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.217>.

Richardson DM, Holmes PM, Esler KJ, Galatowitsch SM, Stromberg JC, Kirkman SP, Pysek P, Hobbs R (2007) Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13:126–139

Rieger, I., Lang, F., Kowarik, I., & Cierjacks, A. (2014). The interplay of sedimentation and carbon accretion in riparian forests. *Geomorphology*, 214, 157-167.

Rousteau, A., Portecop, J., Rollet, B., 1996. Carte Ecologique ´ de la Guadeloupe. ONF, UAG, PNG, CGG, Jarry, Guadeloupe

Schultz, G. C., and Barrow, P. H. 1995. The control of *Mimosa pigra* on the Oenpelli floodplains. In; Wetland research in the wet-dry tropics of Australia. C. M. Finlayson, (ed.) Supervising Scientist, Darwin, NT. Pp. 196-199.

Scott, R., Pattanakaew, P., Maxwell, J. F., Elliott, S., & Gale, G. (2000). The effect of artificial perches and local vegetation on bird-dispersed seed deposition into regenerating sites. *Forest Restoration for Wildlife Conservation. International Tropical Timber Organisation and The Forest Restoration Research Unit, Chiang Mai University, Thailand*, 326-337.

Sierra et Desfontaines Les sols de la Guadeloupe Genèse, distribution & propriétés Unité Agrosystèmes Tropicaux (ASTRO), INRA Antilles-Guyane Domaine Duclos (Prise d'eau), Guadeloupe, France Juin 2018

Tisserant, M., Janssen, P., Evette, A., Gonzalez, E., Cavaille, P., Poulin, M., 2020. Diversity and succession of riparian plant communities along riverbanks bioengineered for erosion control: a case study in the foothills of the Alps and the Jura Mountains. *Ecol. Eng.* 152, 105880 <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2020.105880>.

Tisserant, M., Bourgeois, B., Gonzalez, E., Evette, A., Poulin, M., 2021. Controlling erosion while fostering plant biodiversity: a comparison of riverbank stabilization techniques. *Ecol. Eng.* 172, 106387 <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2021.106387>

Tropical Forages, 2013. Tropical forages: an interactive selection tool. <http://www.tropicalforages.info/index.htm>

Viegas, G., Stenert, C., Schulz, U. H., & Maltchik, L. (2014). Dung beetle communities as biological indicators of riparian forest widths in southern Brazil. *Ecological Indicators*, 36, 703-710.

Vogel, H. F., McCarron, V. E. A., & Zocche, J. J. (2018). Use of artificial perches by birds in ecological restoration areas of the Cerrado and Atlantic Forest biomes in Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 13(1), 24.

von der Thannen, M., Hoerbinger, S., Paratscha, R., Smutny, R., Lampalzer, T., Strauss, A., & Rauch, H. P. (2020). Development of an environmental life cycle assessment model for soil bioengineering constructions. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 24(2), 141-155.

WANG, J. H., SHI, S. J., CHEN, W., LI, Y., & CUI, X. L. (2020). Allelopathy and invasiveness of *Bidens pilosa* and *Mimosa pudica*. *Acta Prataculturae Sinica*, 29(4), 81.

Zhang, Z., Cao, L., Zhu, Z., He, C., Xiang, H., Xu, L., ... & Li, K. (2019). Evaluation on soil bioengineering measures in agricultural areas: poorer durability of wooden structures and better aboveground habitat improvements. *Ecological Engineering*, 129, 1-10.