



Génie végétal contre l'érosion des berges de cours d'eau dans un contexte de changement climatique : quelles nouvelles espèces utiliser ?

C. Lavaine, A. Evette, H. Piégay, P. Brahic

► To cite this version:

C. Lavaine, A. Evette, H. Piégay, P. Brahic. Génie végétal contre l'érosion des berges de cours d'eau dans un contexte de changement climatique : quelles nouvelles espèces utiliser ?. 1ères Rencontres Interdisciplinaires Doctorales de l'Aménagement Durable (RIDAD 2011), Mar 2011, Lyon, France. 16 p., 2011. <hal-00653446>

HAL Id: hal-00653446

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00653446>

Submitted on 19 Dec 2011

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

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

**Génie végétal contre l'érosion des berges de cours d'eau dans un contexte de changement climatique :
utiliser ?** **quelles nouvelles espèces**

Lavaine, C. ^{1,2} ; Evette, A. ¹ ; Piégay, H. ² ; Brahic, P. ³

1 Cemagref, Centre de Grenoble 2 rue de la Papeterie BP 76 38402 St-Martin-d'Hères Cedex

2 UMR 5600 EVS / Site ENS – Lyon, 15 Parvis René Descartes, 69342 Lyon cedex 07

3 DDTM – Pépinière Forestière de l'Etat, 90, Chemin de la Pioline, 13546 Aix-en-Provence Cedex 04

Correspondance : catherine.lavaine@cemagref.fr, Tel : 0476762735, Fax : 04 76 51 38 03

Mots-clés : érosion / génie végétal / Myricaria / sécheresse / Tamarix

Nombre de mots hors bibliographie: **3898**

Equivalent-mot pour les figures (les figures sont comptées avec leurs légendes) : 6*250=1500

Nombre de mots : 5398

Le génie végétal, une science pluridisciplinaire

L'érosion de berge est un processus naturel qui participe à la diversité des habitats et à l'équilibre hydromorphologique en milieu alluvial [1]. Les protections de berges doivent donc être réservées aux seuls milieux riverains accueillant des infrastructures non-déplaçables. Le génie végétal est aujourd'hui de plus en plus employé, en substitution ou en association avec le génie civil. Il propose des solutions techniques durables et intégrées [2] en permettant le développement d'une couverture végétale dense et pérenne sur la zone érodée en vue de sa fixation par les racines [3]. De plus, ces techniques procurent des bénéfices écologiques et sociétaux, permettant de préserver une biodiversité spécifique et fonctionnelle par le maintien du corridor écologique, tout en s'intégrant au mieux dans le paysage.

Les techniques de génie végétal font largement appel à l'utilisation de ligneux capables de multiplication végétative. Les saules sont traditionnellement utilisés du fait de leur capacité à coloniser des milieux pauvres, de leur fort ancrage, de leur excellente reprise au bouturage, de leur résistance à l'anoxie et aux inondations ou encore de leur structure racinaire et aérienne [6-12]. Cependant deux problèmes se posent aujourd'hui quant à l'utilisation de ces techniques en France :

- Ces ouvrages manquent souvent de diversité végétale. Les saules y occupent en effet une place prépondérante, notamment dans la partie basse de la berge.
- L'application des techniques est délicate dans des secteurs où les contraintes de xéricité sont fortes, notamment dans la zone méditerranéenne. Par ailleurs, dans d'autres régions où le génie végétal est largement appliqué, le changement climatique pourrait entraîner des sécheresses plus marquées susceptibles d'affecter le matériel végétal, notamment les jeunes boutures.

La sécheresse qui peut se manifester dans les mois qui suivent la réalisation d'un ouvrage est considérée comme l'un des principaux facteurs freinant l'usage des techniques de génie végétal. La sécheresse est bien présente notamment sur la partie supérieure de la berge et en période estivale. Les conditions de sécheresse vont dépendre des précipitations, de la position de la nappe phréatique ainsi que de la granulométrie. Dans ce contexte, la réussite de l'ouvrage dépend de la capacité des boutures à résister à la sécheresse. Celles-ci doivent donc, soit résister au stress hydrique, soit atteindre rapidement la nappe phréatique.

L'utilisation de saules, espèces plutôt inféodées aux milieux humides, présente ainsi certaines limites qui se font jour durant la première sécheresse estivale ; cette situation dommageable peut sans doute encore s'aggraver avec le changement climatique.

L'objectif est donc de tester les potentialités d'espèces ripicoles encore peu exploitées que sont les *Tamaricaceae*. Ceux-ci disposent d'une faculté de résistance à la sécheresse tout en ayant des capacités de stabilisation des berges et de reprise au bouturage proches de celles des saules. Cette étude propose de passer en revue les caractéristiques communes de ces espèces, mais également d'aborder leur résistance à la sécheresse.

Dans le présent article nous décrivons les caractéristiques écologiques et biologiques de ces espèces et leur intérêt pour le génie végétal. Ensuite, des résultats d'expérimentations en dispositifs *ex situ* et *in situ* sont présentés. Puis nous donnons quelques modalités pratiques d'utilisation en génie végétal. Enfin nous concluons sur l'intérêt plus général que l'on peut porter aux *Tamaricaceae*.

Du potentiel d'utilisation des *Tamaricaceae* en génie végétal

Actuellement, l'usage des *Tamaricaceae* en génie végétal concerne essentiellement la lutte contre l'érosion éolienne. En effet, *Tamarix sp.* est utilisé comme brise-vent et fixateurs de dunes au Maghreb et en Chine [13].

Malgré leur mention dans des guides techniques tels que ceux de Schiechl [14] et Sauli [15], leur utilisation sur les bords des cours d'eau reste anecdotique avec quelques rares cas d'ouvrages en Italie et en Espagne. Sur le continent américain et en Australie, l'introduction d'espèces allochtones du genre *Tamarix* pour la lutte contre l'érosion a conduit à une modification des écosystèmes ripariens. Cependant, on ne rencontre pas de problème d'invasibilité pour *Tamarix gallica* et *Myricaria germanica* car ce sont des espèces endémiques françaises. De plus, *M. germanica*, autrefois plus répandu, est en régression à l'échelle alpine, du fait de la chenalisement de nombreux cours d'eau [17].

Pourquoi de telles espèces?

T. gallica et *M. germanica* ont un comportement pionnier, leur permettant de s'adapter à la plupart des perturbations touchant leur écosystème (inondations, sécheresse, incendies...) Ils se régénèrent très facilement et rapidement par bouturage de tiges [15-16, 18-19].

De plus, ils résistent remarquablement bien aux contraintes mécaniques. En effet, les *Tamaricaceae* sont extrêmement résistants au cisaillement [20] et à l'arrachage par les flots grâce à leurs racines principales très profondes [19].

Leur architecture aérienne constituée de nombreuses branches souples et ramifiées leur permet de séquestrer les sédiments fins et de réduire le courant. De plus, cette souplesse permet aux plantes de se coucher en cas de crue, induisant un effet tapis (protections des sols) et un effet peigne (ralentissement du courant et capture de sédiments) tout en minimisant les possibilités d'arrachage par le courant.

Les *Tamaricaceae* survivent aisément au recouvrement sédimentaire lors des crues en émettant des racines adventives à partir de tiges ensevelies ou en développant des tiges à partir du collet [18, 22]. Enfin, une résistance à l'anoxie et à l'inondation est également essentielle pour les espèces ripicoles. Ils se développent bien dans les sols saturés en eau [23] et ils supportent une submersion totale prolongée. Ils nécessitent même des inondations périodiques pour se reproduire par voie sexuée [24].

Ce sont pour la plupart des phréatophytes facultatifs, ce qui leur confère une meilleure efficacité d'extraction d'eau dans les sols que leurs espèces compagnes. Les *Tamaricaceae* s'alimentent ainsi dans la nappe mais également dans le compartiment non saturé et peuvent passer d'une alimentation à une autre sans dommages importants [25]. Cette faculté à utiliser de multiples sources d'alimentation en eau permet de minimiser le stress hydrique.

L'architecture racinaire en elle-même est également particulièrement tournée vers l'acquisition de ressources. En effet, les racines des *Tamarix* sont extrêmement abondantes et étalées, leur extension latérale dépassant de quatre à sept mètres le diamètre de la couronne de l'arbre au voisinage de la nappe phréatique. Ceci leur permet de palier aux fréquents dessèchements des couches supérieures. En cas d'abaissement de nappe phréatique, les *Tamarix* émettent rapidement un grand nombre de racines en direction de la nappe afin de contrer le manque d'eau [26] tout en prospectant dans la zone non saturée. La croissance racinaire leur permet ainsi de retrouver la nappe avant la fin de la période de sécheresse. De la

même manière, les *Myricaria*, bien que leurs caractéristiques soient moins renseignés, s'approvisionnent indifféremment dans la nappe ou dans la zone vadose [27].

Etude de la production de biomasses et des stratégies d'acclimatation à la sécheresse chez les *Tamaricaceae*

Trois expérimentations visant à analyser les croissances aériennes et racinaires de boutures de *T. gallica* (Tg) et *M. germanica* (Mg) sous différentes conditions de sécheresse ont été menées. Pour chaque expérimentation, des boutures de *Salix purpurea* (Sp), espèce communément utilisée en génie végétal servent de témoin. Il s'agissait de déterminer si ces espèces présentent un intérêt comparable aux saules en termes d'utilisation potentielle.

Cette comparaison porte sur le taux de reprise au bouturage et de survie, la production, l'allocation et le comportement racinaire de ces espèces en condition hydrique limitante.

Trois méthodes expérimentales sont ainsi retenues :

- une expérimentation en containers avec contrôle du paramètre « intensité » de la sécheresse, permettant de travailler sur les parties aériennes et racinaires. L'intensité correspond à deux modalités de sécheresse : une limitante et l'autre non limitante.
- une expérimentation en rhizotron permettant une étude non destructive du système racinaire en fonction du temps, la sécheresse étant matérialisée par un gradient vertical d'humidité lié à un abaissement du niveau de nappe phréatique.
- une expérimentation *in situ* sur le paramètre « durée » de la sécheresse à partir de boutures plantées en berge à différentes distances du niveau de l'eau. La durée correspond au temps nécessaire au front racinaire pour atteindre la nappe.

Les caractéristiques végétales étudiées ici sont des indicateurs biologiques classiquement utilisées pour étudier la réponse à la sécheresse. En effet, chez tous les ligneux, les réponses physiologiques au stress hydrique sont couramment accompagnées par des manifestations morphologiques [36]. Les effets de la sécheresse sur des individus sensibles se remarquent par exemple par une baisse du diamètre du tronc, du diamètre cumulé des rejets ou des racines, une production de biomasse moindre [36-39], un ratio de biomasses aérienne sur souterraine abaissé [40-47] et une profondeur racinaire plus élevée [42-43, 48]. Seuls quelques résultats de chacune des expérimentations seront présentés dans cet article.

Résultats & discussion

Expérimentation en containers

Cette expérimentation avait pour objectif d'évaluer les taux de reprise au bouturage en l'absence de sécheresse, puis les taux de survie après deux cycles de sécheresse, ainsi que les réponses biologiques de *Mg* et *Tg* en fonction de deux intensités de sécheresse.

Sont présentés successivement : les taux de reprise et survie, les biomasses aériennes et souterraines, le ratio de biomasses et la quantité de racines à diamètre supérieur à 5 mm.

- Taux de reprise et taux de survie

Après trois mois de culture, les boutures présentent un taux de reprise avec enracinement effectif de 96% pour *Tg*, 84% pour *Mg* contre 100% pour *Sp*. La sécheresse n'a généré aucune mortalité, le taux de survie est donc de 100% pour toutes les espèces.

- Production de biomasses

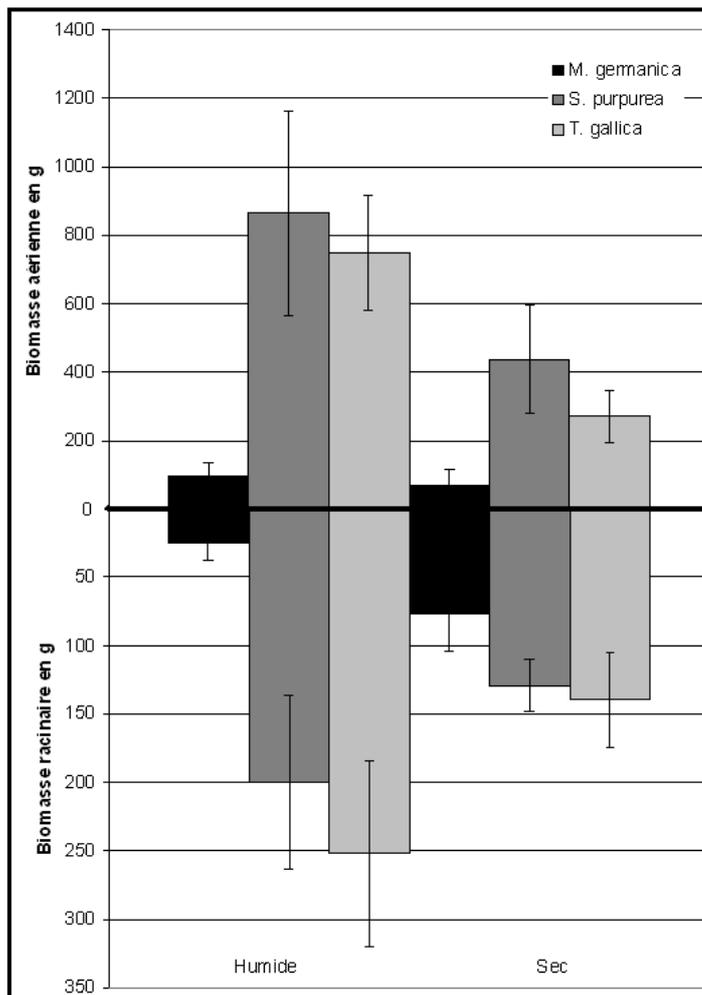


Fig. 1 : Biomasses aérienne et souterraine moyenne d'un saule et de deux *Tamaricaceae* à 16 mois de culture en fonction de deux modalités de sécheresse ($NMg_{hum/sec} = 11/10$, $NTg_{hum/sec} = 11/12$, $NSp_{hum/sec} = 12/12$), les barres verticales représentent les écarts-types, Anova des biomasses aériennes : $p(\text{modalité})=0.00$, $p(\text{espèce})=0.00$, $p(\text{modalité*espèce})=0.00$, Anova des biomasses souterraines : $p(\text{modalité})=0.00$, $p(\text{espèce})=0.00$, $p(\text{modalité*espèce})=0.00$

En condition non-limitante, les quantités de biomasse aérienne de *Tg* sont proches de celles de *Sp* (Fig. 1). Leur vitesse de croissance est donc comparable, même si le saule produit un peu plus. A l'inverse, *Mg* pousse significativement plus lentement.

Tg produit plus de biomasse racinaire que *Sp*, sans que cela soit significatif. *Mg* se retrouve, comme dans le cas de la biomasse aérienne, avec une biomasse souterraine significativement plus faible que les deux autres espèces.

En condition limitante, les observations précédentes se vérifient également. Cependant, les espèces produisent moins de biomasse racinaire et aérienne, hormis *Mg* dont la production de biomasse racinaire apparaît supérieure en condition sèche.

Mg produit globalement beaucoup moins de biomasse aérienne et souterraine que *Sp* et *Tg*. Ce constat peut être du au diamètre de la bouture à l'implantation, plus faible pour *Mg* comparativement à *Sp* et *Tg*). La corrélation entre le diamètre des boutures et la production de biomasse aérienne a en effet déjà été démontrée par Schiechl chez les saules [14].

Cette caractéristique biologique démontre une cinétique de croissance plus faible de *Mg* par rapport à l'espèce-témoin, ce qui peut constituer un frein à son utilisation en génie végétal du fait de la recherche d'espèces capables de couvrir rapidement l'ouvrage, malgré une résistance à la sécheresse bien supérieure à celle de l'espèce-témoin.

Le diamètre de la bouture et la production de biomasse racinaire semblent également corrélés, ce qui signifie que le faible diamètre de *Mg* la conduit à produire normalement moins de biomasse que *Sp*. Le faible écart, cependant significatif, entre les deux espèces en modalité sèche suggère une plus forte production de biomasse racinaire à diamètre de bouture égal pour *Mg*. Cette caractéristique biologique montre que *Mg* remplit une des qualités demandées aux espèces de génie végétal : produire des racines -certes en quantité moindre par rapport au saule témoin- mais en quantité accrue en cas de sécheresse.

- Allocation racinaire et stratégies face à la sécheresse

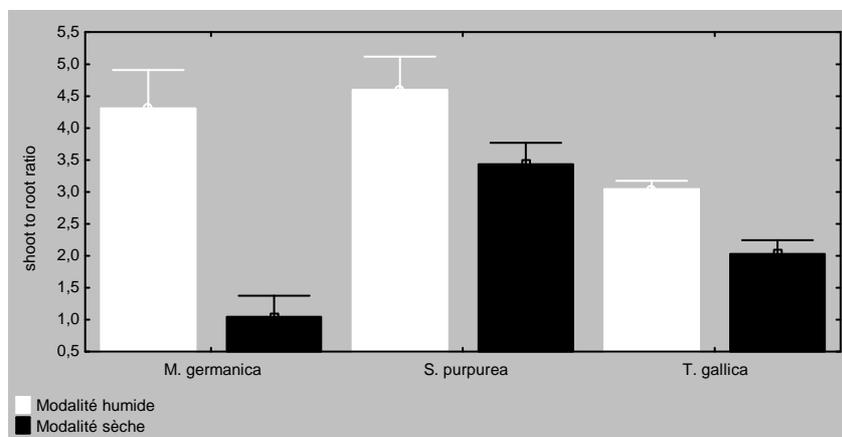


Fig. 2 : Rapport des biomasses aériennes sur souterraines moyennes pour trois espèces en fonction de deux modalités de sécheresse (NMg hum/sec= 11/12, NTg hum/sec = 11/12, NSp hum/sec =12/12), les barres verticales représentent les écarts-types, $p(\text{modalité})=0.00$, $p(\text{espèce})=0.00$, $p(\text{modalité*espèce})=0.00$.

La résistance à la sécheresse est essentiellement due à l'appareil racinaire. En cas de stress hydrique, une allocation préférentielle des ressources aux racines constitue un avantage. La biomasse aérienne se trouve ainsi réduite par rapport à la biomasse racinaire. Cette allocation racinaire dominante témoigne d'un plus fort investissement dans les systèmes propres à l'acquisition de l'eau et à l'ancrage. Cette caractéristique représente un avantage en génie végétal car l'espèce présentera moins de résistance à l'écoulement et résistera mieux à l'arrachement.

La figure 2 montre une allocation racinaire forte en cas de stress hydrique chez les *Tamaricaceae* (réduction significative du ratio de biomasses). Les ressources captées sont ainsi essentiellement allouées à l'agrandissement de la rhizosphère, et à la réduction de la surface évaporative.

De plus, malgré sa moindre production racinaire et aérienne, *Mg* enregistre une forte diminution de son ratio, ce qui est caractéristique des espèces vivant sur des sols bien drainés [19, 49]. Par contre *Sp* ne présente pas de différence significative entre les deux modalités. Cependant, les productions de biomasse montrent que sa croissance est moindre en modalité sèche. On peut donc en déduire que cette espèce est affectée par la sécheresse, mais que contrairement aux *Tamaricaceae*, elle ne montre pas d'acclimatation liée à une augmentation d'allocation à la biomasse racinaire.

- Racines à diamètre supérieur à 5 mm

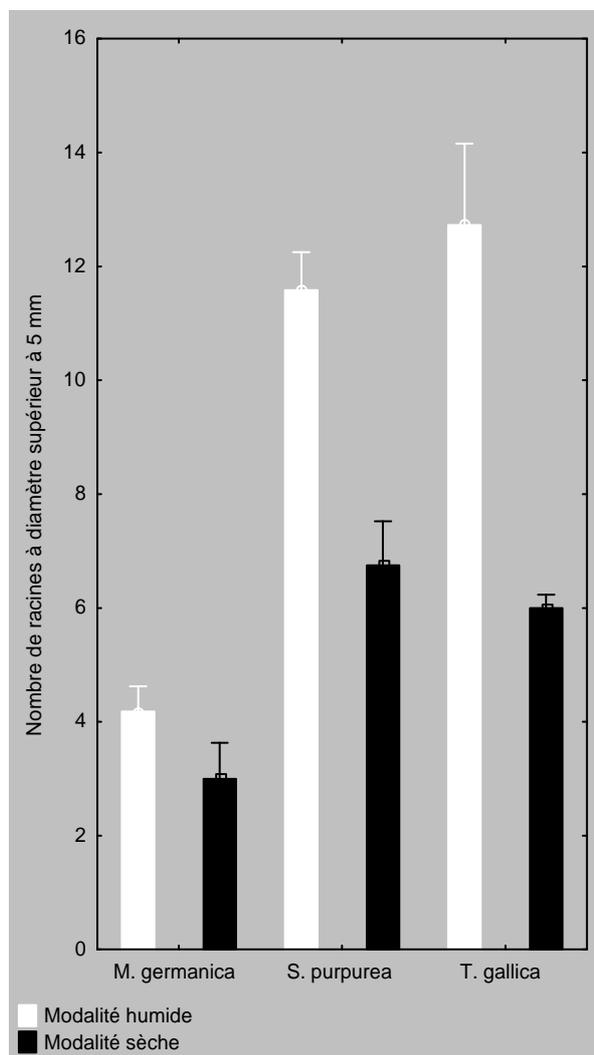


Fig. 3 : Nombre moyen de racines issues de boutures ayant enregistré deux cycles de sécheresse dont le diamètre est supérieur à 5 mm, les barres verticales représentent les erreurs-types, $NMg_{hum/sec} = 11/10$, $NTg_{hum/sec} = 11/12$, $NSp_{hum/sec} = 12/12$, $p(\text{modalité})=0.00$, $p(\text{espèce})=0.00$, $p(\text{modalité*espèce})=0.00$.

Nous remarquons un abaissement général et significatif du nombre de racines charpentières (diamètre supérieur à 5 mm) chez les plants subissant la modalité sèche. La diminution du nombre de ces racines en condition sèche peut s'expliquer par l'allocation des ressources à la croissance des racines fines, plus aptes à l'acquisition de l'eau et donc par une certaine acclimatation à la sécheresse, très visible chez *Tg* [50]. L'absence de variation importante pour *Mg* peut souligner une absence de besoin d'acclimatation à la sécheresse subie, ce qui confirme que cette espèce présente un intérêt en génie végétal de milieu sec.

Expérimentation en rhizotron

Les premières phases de l'enracinement des boutures et la stratégie d'acquisition de l'eau sont actuellement méconnues dans le cas de *Mg* et *Tg*, contrairement aux espèces de saules, pour lesquelles ces mécanismes ont déjà été largement étudiés [6, 9, 12, 46, 51]. Cette

lacune pose le problème de l'usage même de ces espèces dans les ouvrages de génie végétal. Une caractérisation fine du développement du chevelu racinaire des boutures est ainsi nécessaire pour y répondre.

L'expérimentation est conduite en rhizotron, dispositif utilisé pour l'étude non destructive du système racinaire. Les rhizotrons sont remplis de substrat et immergés dans des cuves afin de saturer le dispositif et de créer une nappe phréatique dont le niveau initial est alors à 0.

A la reprise effective des boutures (15 jours après le début de l'expérience), la nappe phréatique est brusquement abaissée à -40 cm, ce qui provoque un stress hydrique, induit par le gradient de sécheresse croissant entre la nappe et la surface.

L'expérimentation s'achève par l'extraction des systèmes racinaires à j80. Trois tranchées de carottage de 10*10 cm ont été effectuées sur toute l'épaisseur du rhizotron pour estimer le comportement racinaire à différents horizons, soit à -10 cm (système racinaire très superficiel), à -35 cm (de part de d'autre de la nappe) et à -50 cm (dans la nappe).

Plusieurs traits, reflétant la cinétique de croissance et du comportement racinaire, ont été mesurés. Il s'agit des biomasses racinaires en fonction de trois horizons de carottage, de l'abondance racinaire et de la profondeur maximale atteinte par le front racinaire.

- Biomasses racinaires

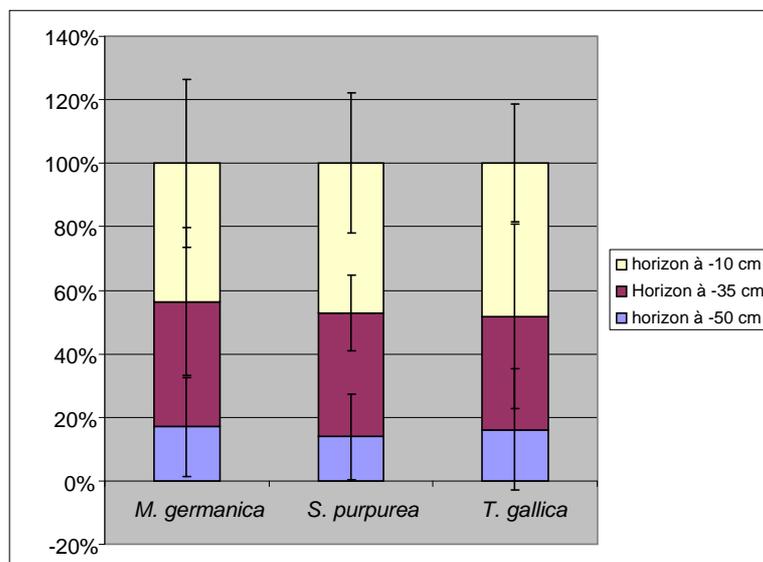


Fig. 4 : Biomasses racinaires moyennes relatives produites en fin d'expérience en fonction de l'horizon de carottage, les barres verticales représentent les écarts-types, $NMg = 14$, $NSp = 13$, $NTg = 14$

Les écarts types ne permettent pas de différencier significativement les trois espèces quel que soit l'horizon de carottage. *Sp* et *Tg* produisent un peu plus de biomasse racinaire dans l'horizon superficiel et légèrement moins au-delà de la nappe pour *Sp* (horizon à -50 cm, la nappe étant matérialisée à -40 cm) par rapport à *Mg*. D'une manière générale, les trois espèces se comportent de façon similaire pour la répartition des biomasses racinaires en fonction des différents horizons. Cette variable renseigne sur l'allocation racinaire des espèces en fonction de la profondeur. Etant donné que celle-ci ne varie pas significativement, nous pouvons conclure que ces trois espèces ont le même comportement racinaire même si *Sp* semble adopter un comportement de phréatophyte obligatoire en produisant moins de biomasse dans la nappe. En effet, une fois la nappe atteinte, les phréatophytes obligatoires ne prospectent plus au même rythme car la ressource recherchée est acquise, ce qui les rend sensible aux abaissements de nappe, au contraire des phréatophytes facultatifs qui continuent de prospecter dans les deux compartiments [52].

- Abondance racinaire

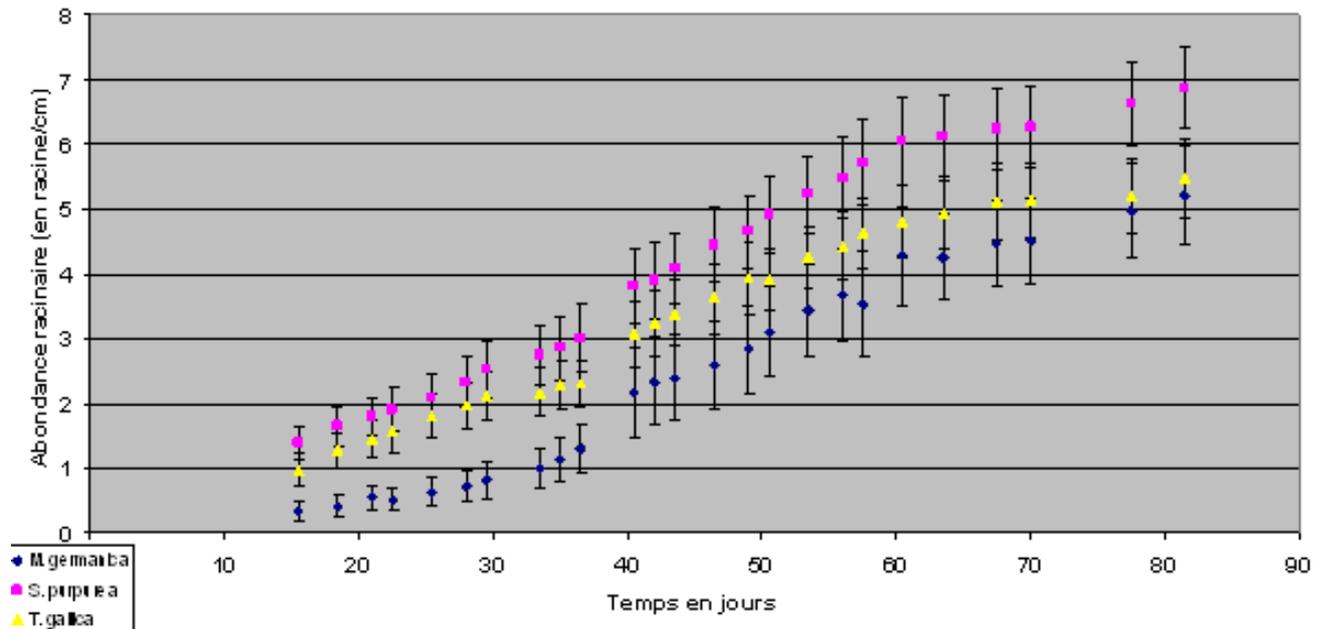


Fig. 5 : Abondance racinaire moyenne en fonction du temps après l'abaissement de nappe au 15^{ème} jour, les barres verticales représentent les erreurs-types, $NMg = 14$, $NSp = 13$, $NTg = 14$

Anova à mesures répétées en fonction du temps à partir de 15.5 jours (date de l'abaissement phréatique): $p(\text{espèce}) = 0.14$. Après décomposition de l'Anova en incluant le paramètre « temps », les mesures sont comparées entre espèces à chaque temps, $p(\text{temps}) = 0.00$, $p(\text{temps} * \text{espèce}) = 0.997978$ (pas de différence significative entre espèces qu'elle que soit la date)

Les trois espèces montrent une augmentation de l'abondance racinaire similaire au cours du temps. L'abondance racinaire est cependant différente selon les espèces, en raison peut être d'une augmentation de la ramification racinaire au cours du temps qui est elle-même différente selon les espèces.

L'abondance racinaire étant liée au nombre d'intersections lignes horizontales/racines, cela signifie que *Sp* se ramifie via une émission radiculaire plus verticale et plus intense que celles des *Tamaricaceae*. Ceci est typique des phréatophytes obligatoires qui émettent rapidement des racines en direction de la nappe sans qu'une véritable prospection horizontale soit observée dans le compartiment vadose. Cette variable est à corrélérer avec les biomasses en fonction des différents horizons, ce qui laisse supposer une ramification et une production racinaire supérieures à celles de *Sp* pour les *Tamaricaceae*, étant donné que dans les deux horizons de carottage inférieurs (bien que les différences ne soient pas significatives), la biomasse des *Tamaricaceae* est plus importante et que la différence est minimale dans l'horizon supérieur.

Mg et *Tg* semblent donc produire plus de racines que *Sp* en cas d'abaissement phréatique, ce qui est une forme d'acclimatation à la sécheresse. Ces espèces pourraient donc être implantées dans des milieux soumis à des variations importantes de niveau phréatique pendant la période végétative.

- Profondeur atteinte

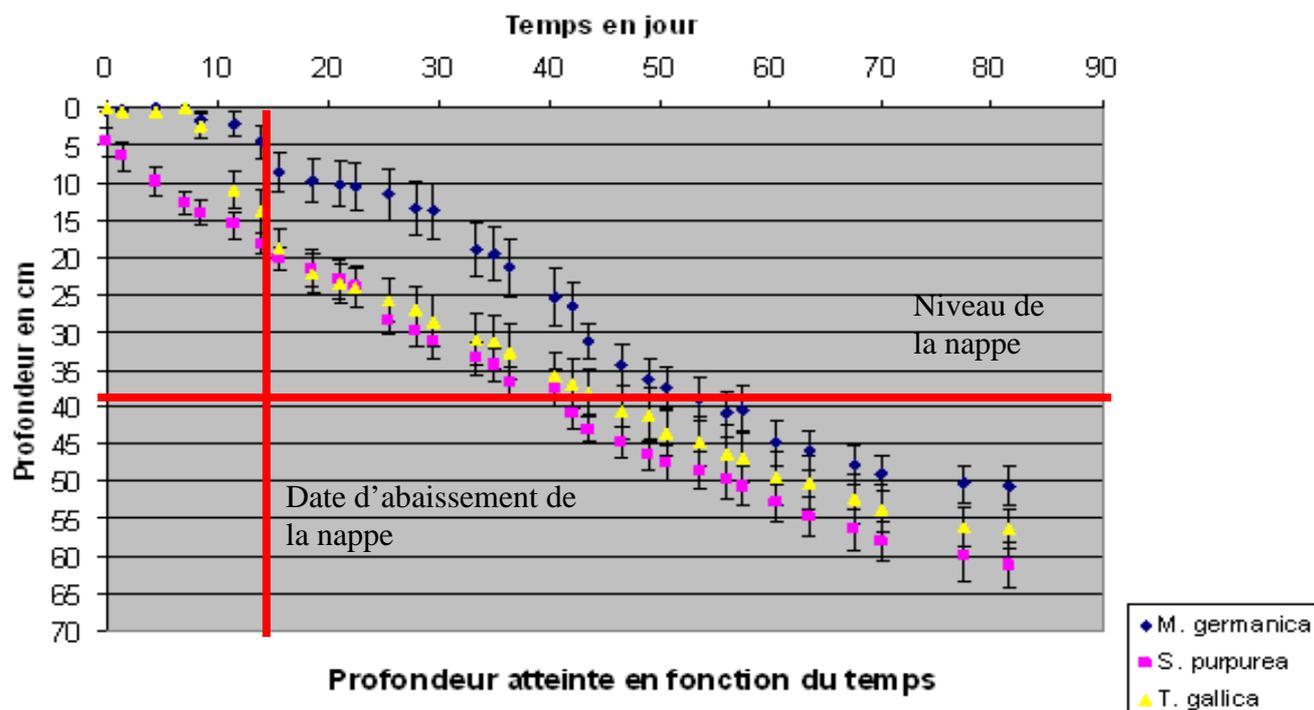


Fig. 6 : Profondeur atteinte au cours du temps, les barres verticales représentent les erreurs-types, $NMg = 14$, $NSp = 13$, $NTg = 14$

Anova à mesures répétées en fonction du temps : $p(\text{espèce}) = 0.24$. Après décomposition de l'Anova en incluant le paramètre « temps », les mesures sont comparées entre espèces à chaque temps, $p(\text{temps}) = 0.00$, $p(\text{temps} * \text{espèce}) = 0.00$

A la suite de l'abaissement phréatique, *Mg* et *Tg* amorcent une prospection racinaire linéaire en direction de la nappe, même si elle n'est pas aussi rapide que celle de l'espèce témoin. La cinétique de prospection linéaire de *Sp* ne semble pas influencée par l'abaissement de nappe.

Les résultats précédents (biomasses et abondance racinaires) permettent de nuancer les résultats. En effet, les biomasses racinaires très proches dans l'horizon supérieur laissent supposer que *Mg* et *Tg* descendent lentement les quinze premiers jours en l'absence de gradient de sécheresse, les plantes prospectant en effet à l'horizontale. Ceci explique la quantité de biomasse proche de *Sp* mais aussi l'abondance racinaire des *Tamaricaceae* plus faible par rapport à *Sp*, celle-ci étant dépendante du nombre d'intersections entre racines et lignes horizontales).

Mg et *Tg* s'avèrent donc moins sensibles à la sécheresse en prospectant dans les deux compartiments, tout en produisant autant de biomasse racinaire que *Sp*. Ces propriétés confirment ainsi que ces espèces pourraient être employées avec un certain succès dans des ouvrages soumis à des sécheresses phréatiques.

Expérimentation en berge

Afin de vérifier en conditions réelles les potentialités des *Tamaricaceae* pour le génie végétal, un ouvrage de protection de berge a été réalisé sur l'Arc, un cours d'eau méditerranéen. Le site est localisé dans la Pépinière Forestière de l'Etat à Aix-les-Milles.

C'est cette fois la durée de la sécheresse qui est étudié, celle-ci correspondant au temps nécessaire au front racinaire pour atteindre la nappe. La durée est abordée synchroniquement, plusieurs épaisseurs de substrat (de 0 à 4 m) étant testées, chacune correspondant à une certaine hauteur de berge. Plus la distance entre la nappe phréatique et le front racinaire est importante, plus la bouture sera en situation de stress prolongé. Des boutures de *Mg* et *Tg* ont été implantées à différentes hauteurs de berge afin de voir si la plante supporte l'ensemble du gradient de xéricité présent naturellement sur une berge ou si elle affectionne les stations les plus basses, en comparaison avec *Sp*.

Les premiers résultats indiquent un taux de reprise proche de 100% pour *Tg* et *Sp* quelle que soit la profondeur de la nappe, tandis que *Mg* préfère la moitié inférieure de la berge (50% de reprise). Le faible taux de reprise de *Mg* s'explique par une sécheresse trop précoce, qui n'a pas permis aux boutures de se développer suffisamment pour y résister. Cela conditionne *Mg* au bas de berge, alors que *Tg* peut être utilisée sur l'ensemble du gradient.

Conclusion commune aux trois expérimentations

Mg et *Tg* montrent un taux de reprise au bouturage élevé et proche de *Sp* ainsi qu'une production de biomasses aériennes et souterraines en condition non limitante comparable entre *Tg* et *Sp*, mais bien plus faible pour *Mg*. Cette différence est cependant certainement liée au faible diamètre des boutures utilisées pour cette espèce. Lors de sécheresses, les *Tamaricaceae* s'acclimatent essentiellement via leurs systèmes racinaires : ils y investissent davantage de ressources et développent leurs racines fines afin d'agrandir l'aire de prospection. De plus, le comportement classique des *Tamaricaceae* les pousse à prospecter l'ensemble des compartiments hydrauliques au contraire des espèces ripicoles traditionnelles, ce qui leur confère un avantage certain en cas d'abaissement de la nappe phréatique.

Peut-on proposer des *Tamaricaceae* pour une utilisation en génie végétal ?

Malgré le fait qu'il existe peu d'informations sur les modalités d'utilisation des *Tamaricaceae* en génie végétal, quelques prescriptions techniques existent cependant. Certains auteurs préconisent de planter les boutures de *Tamarix* à 45 cm les unes des autres [53] et de les irriguer les cinq premiers jours [14]. Etant donné que les diamètres et longueurs des branches de *Tamarix* sont proches de celles des saules, ils peuvent être utilisés dans les mêmes types d'ouvrages que ceux-ci, à savoir fascine vivante, boutures, couches de branches à rejets. Ils ne peuvent toutefois pas être utilisés au-delà de 400 m d'altitude [53].

Concernant *M. germanica*, Staffler préconise une longueur minimale des boutures de 25 cm [27]. Ses tiges grêles ne permettent pas de l'utiliser autrement que sous forme de boutures, voire de petits fagots. De plus, les difficultés d'approvisionnement rendent son usage encore peu fréquent. De plus, sa croissance plus lente impose une densité plus forte sur les ouvrages et sa faible compétition pour la lumière la destine plutôt à des zones très perturbées, telles que les bas de berge de rivières dynamiques.

Les capacités de résistance à la sécheresse et aux inondations de *T. gallica* permettent de le préconiser sur l'ensemble de la berge tandis que *M. germanica* est plutôt à privilégier sur les parties basses, en raison notamment de ses faibles taux de reprise en cas de sécheresse précoce.

Conclusion et perspectives

L'association de *Tamaricaceae* et de saules pourrait certainement contribuer à améliorer la résistance des ouvrages à la sécheresse et en accroître l'efficacité technique. En effet, la mixité racinaire apportée par un grand nombre d'espèces augmente la cohésion du sol par le biais d'une combinaison de réseaux racinaires peu profonds mais denses et de racines grossières pénétrant profondément le sol [54]. De plus, une combinaison de diverses formes de végétation est plus efficace pour le maintien de pentes qu'une formation uniforme avec peu d'espèces [55]. On peut raisonnablement supposer qu'il en est de même sur les ouvrages de génie végétal.

D'autre part, la biodiversité observée sur certains ouvrages est parfois réduite. Aussi, l'utilisation de *Tamaricaceae* permettrait de diversifier certains d'entre eux, notamment sur les bas de berges. De plus, les *Tamaricaceae* sont également connus pour constituer des sites de nidification prisés par l'avifaune et de nourrissage pour certains insectes, ils permettraient ainsi d'augmenter les capacités d'accueil de ces milieux.

Les *Tamaricaceae*, du fait de leur adaptabilité à la sécheresse, de leur développement rapide et de leurs capacités de stabilisation, présentent un fort potentiel quant à leur utilisation en génie végétal. Ils présentent en outre de bonnes facultés d'installation dans des milieux variés, un intérêt en termes de biodiversité, une capacité de bouturage et des propriétés leur permettant d'être intégrés dans différents contextes techniques.

Au-delà de ces aptitudes, il est probable que ces espèces aient d'autres atouts permettant de les préconiser dans une logique multifonctionnelle. Elles sont ainsi utilisées pour rendre cultivables des terres salines ou réhabiliter des terres polluées par des métaux lourds [56, 57]. Les *Tamaricaceae* pourraient ainsi stabiliser les berges tout en contribuant à améliorer la qualité des sols et de l'eau.

Bibliographie

1. Piégay, H., et al., *A review of techniques available for delimiting the erodible corridor: a sustainable approach to managing bank erosion*. River Research and Applications, 2005. **21**: p. 773–789.
2. Frossard, P.A. and A. Evette, *Le génie végétal pour la lutte contre l'érosion en rivière : une tradition millénaire en constante évolution*. Ingénieries - Eau Agriculture Territoires, 2009. **Numéro Spécial : Ecologie de la restauration et ingénierie écologique**: p. 99-109.
3. Lachat, B., et al., *Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales*, ed. D. Rhône-Alpes. 1994, Paris: Ministère de l'Environnement. 143 p.
4. Handel, S.N., et al., *Restoration of Woody Plants to Capped Landfills: Root Dynamics in an Engineered Soil*. Restoration Ecology, 1997. **5**(1): p. 178–186.
5. Schiechtl, H.M., *Sicherungsarbeiten im Landschaftsbau*. Verlag G.D.W. Callwey, Munich. 1973:
6. Crow, P. and T.J. Houston, *The influence of soil and coppice cycle on the rooting habit of short rotation poplar and willow coppice*. Biomass and Bioenergy, 2004. **26**: p. 497-505.

7. Graf, C., A. Böll, and F. Graf, *Pflanzen im Einsatz gegen Erosion und oberflächennahe Rutschungen*. Merkblatt für die Praxis, 2003. **37**: p. 1-8.
8. Gray, D. and R. Sotir, *Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization - A Practical Guide for Erosion Control*. 1996, New York: John Wiley and Sons, Inc.
9. Karrenberg, S., et al., *Root anchorage of saplings and cuttings of woody pioneer species in a riparian environment*. Functional Ecology, 2003. **17**: p. 170-177.
10. Kuzovkina, Y.A. and T.A. Volk, *The characterization of willow (Salix L.) varieties for use in ecological engineering applications: Co-ordination of structure, function and autecology*. Ecological Engineering, 2009. **35**(8): p. 1178-1189.
11. Kuzovkina-Eischen, Y., *Stress tolerance and horticultural evaluation of the genus Salix*, in *The Ohio State University*. 2003, The Ohio State University. p. 215.
12. Rytter, R.M. and A.C. Hansson, *Seasonal amount, growth and depth distribution of fine roots in an irrigated and fertilizes Salix viminalis L. plantation*. Biomass and Bioenergy, 1993. **11**(2/3): p. 129-137.
13. Liu, G., et al., *Adaptive growth of Tamarix taklamakanensis root systems in response to wind action*. Chinese Science Bulletin, 2008. **53**(SUPPL. 2): p. 164-168.
14. Schiechl, H.M., *Bioengineering for Land Reclamation and Conservation*. 1980, Edmonton, Canada: University of Alberta Press. 404.
15. Sauli, G., P. Cornelini, and F. Preti, *Manuale di Ingegneria Naturalistica Sistemazione dei versanti*, R. Lazio, Editor. 2006: Roma.
16. Stromberg, J., *Dynamics of Fremont cottonwood (Populus fremontii) and saltcedar (Tamarix chinensis) populations along the San Pedro River, Arizona*. Journal of Arid Environments, 1998. **40**(2): p. 133-155.
17. Girel, J., *Histoire de l'endiguement de l'Isère en Savoie : conséquences sur l'organisation du paysage et la biodiversité actuelle*. Géocarrefour, 2010. **85**(1).
18. Bill, H.C., et al., *The distribution and patch dynamics of the German tamarisk Myricaria germanica (L) Desv, in the upper River Isar, Bavaria*. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 1997. **6**(3): p. 137-150.
19. Kudrnovsky, H., *Die Deutsche Tamariske an der Isel. Im Auftrag des Österreichischen Alpenvereins*. 2002: Innsbruck. p. 25pp.
20. Sandercock, P.J. and J.M. Hooke, *Assessment of vegetation effects on hydraulics and of feedbacks on plant survival and zonation in ephemeral channels*. Hydrological Processes, 2010. **24**(6): p. 695-713.
21. Everitt, B.L., *Ecology of saltcedar - a plea for research (Tamarix chinensis)*. Environmental Geology, 1980. **3**(2): p. 77-84.
22. Muller, N., *River dynamics and floodplain vegetation and their alterations due to human impact*. Archiv für Hydrobiologie - Supplement, 1995. **101**(Large Rivers 9): p. 477-512.
23. Tallent-Halsell, N.G. and L.R. Walker, *Responses of Salix gooddingii and Tamarix ramosissima to flooding*. Wetlands, 2002. **22**(4): p. 776-785.
24. Chen, F.Q. and Z.Q. Xie, *Survival and growth responses of Myricaria laxiflora seedlings to summer flooding*. Aquatic Botany, 2009. **90**(4): p. 333-338.
25. Smith, S.D., et al., *Water relations of riparian plants from warm desert regions*. Wetlands, 1998. **18**(4): p. 687-696.
26. Horton, J.L. and J.L. Clark, *Water table decline alters growth and survival of Salix gooddingii and Tamarix chinensis seedlings*. Forest Ecology and Management, 2001. **140**(2-3): p. 239-247.
27. Staffler, H., *Die deutsche Tamariske (Myricaria germanica (L.) DESV.). Bepflanzung und Pflege von verbauten Bachböschungen in Südtirol*. Mitteilungen der Gesellschaft für Ingenieurbiologie 1999. **14**: p. 2-6.

28. De Baets, S., et al., *Root characteristics of representative Mediterranean plant species and their erosion-reducing potential during concentrated runoff*. Plant and Soil, 2007. **294**(1-2): p. 169-183.
29. De Baets, S., et al., *Root tensile strength and root distribution of typical Mediterranean plant species and their contribution to soil shear strength*. Plant and Soil, 2008. **305**(1-2): p. 207-226.
30. Waisel, Y., *Biology of halophytes*. 1972: Academic Press.
31. Thevs, N., *Tugay vegetation in the middle reaches of the Tarim River - Vegetation types and their ecology*. Archives of Nature Conservation and Landscape Research, 2005. **44**(1): p. 63-84.
32. Waisel, Y., A. Eshel, and U. Kafkafi, *Plant Roots: the hidden half*. 1996, New York: Marcel Dekker, Inc.
33. Glenn, E., et al., *Growth rates, salt tolerance and water use characteristics of native and invasive riparian plants from the delta of the Colorado River, Mexico*. Journal of Arid Environments, 1998. **40**(3): p. 281-294.
34. Vandersande, M.W., E.P. Glenn, and J.L. Walworth, *Tolerance of five riparian plants from the lower Colorado River to salinity drought and inundation*. Journal of Arid Environments, 2001. **49**(1): p. 147-159.
35. Bean, W.J., *Trees and Shrubs Hardy in Great Britain*. Vol. Vol 1 - 4 and Supplement. 1981, London: Murray.
36. Rood, S.B., J.H. Braatne, and F.M.R. Hughes, *Ecophysiology of riparian cottonwoods: stream flow dependency, water relations and restoration*. Tree Physiology, 2003. **23**: p. 1113-1124.
37. Coopman, R.E., et al., *Changes in morpho-physiological attributes of Eucalyptus globulus plants in response to different drought hardening treatments*. Electronic Journal of Biotechnology, 2008. **11**(2): p. 1-10.
38. Llorens, L., et al., *Contrasting Growth Changes in Two Dominant Species of a Mediterranean Shrubland Submitted to Experimental Drought and Warming*. Annals of Botany, 2004. **94**: p. 843-853.
39. Ohashi, Y., et al., *Effects of drought stress on photosynthetic gas exchange, chlorophyll fluorescence and stem diameter of soybean plants*. Biologia Plantarum, 2006. **50**(1): p. 138-141.
40. Fang-Lan, L.I., B. Wei-Kai, and W.U. Ning, *Morphological and physiological responses of current sophora davidii seedlings to drought stress*. Shengtai Xuebao/ Acta Ecologica Sinica, 2009. **29**(10): p. 5406-5416.
41. Matthews, R.B., et al., *Response of four sorghum lines to mid-season drought. I. Growth, water use and yield*. Field Crops Research, 1990. **25**(3-4): p. 279-296.
42. Passioura, J.B., *Drought and drought tolerance*. Plant Growth Regulation, 1996. **20**(2): p. 79-83.
43. Hund, A., N. Ruta, and M. Liedgens, *Rooting depth and water use efficiency of tropical maize inbred lines, differing in drought tolerance*. Plant and Soil, 2009. **318**(1-2): p. 311-325.
44. Chapin, D.M., *Physiological and morphological attributes of two colonizing plant species on Mount St. Helens*. American Midland Naturalist, 1995. **133**(1): p. 76-87.
45. Pace, P.F., et al., *Drought-induced changes in shoot and root growth of young cotton plants*. Journal of Cotton Science, 1999. **3**(4): p. 183-187.
46. Van Splunder, I., et al., *Morphological responses of seedlings of four species of Salicaceae to drought*. Canadian Journal of Botany, 1996. **74**: p. 1988-1995.
47. Chapin III, F.S., E.D. Schulze, and H.A. Mooney, *The ecology and economics of storage in plants*. Annual Review of Ecology & Systematics, 1990. **21**: p. 423-447.

48. Pradhan, S.K., K.R. Mahata, and G. Ramakrishnayya, *Response of upland rice cultivars under varying soil moisture regimes*. Indian Journal of Plant Physiology 2003. **8**(3): p. 292-296.
49. Kammerer, H., *Artenschutzprojekt Deutsche Tamarisk - Möglichkeiten und Aussichten Einerwiederansiedlung von Myricaria germanica im Gesäuse* 2003, Nationalpark Gesäuse GmbH. p. 31.
50. Passioura, J.B., *Roots and drought resistance*. Agricultural Water Management, 1983. **7**: p. 265-280.
51. Yang, J., H. Zhao, and T. Zhang, *Heat and drought tolerance of two willow species, Salix gordejewii and Salix babylonica: A comparative study*. Israel Journal of Plant Sciences 2004. **52**(4): p. 301 - 306
52. Nippert, J.B., et al., *Patterns of Tamarix water use during a record drought*. Oecologia, 2009: p. 1-10.
53. Arizpe, D., A. Mendes, and J. Rabaça, eds. *Sustainable riparian zones, a management guide*. 2009.
54. Reubens, B., et al., *The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: A review*. Trees - Structure and Function, 2007. **21**(4): p. 385-402.
55. Körner, C. and E.M. Spehn, *Mountain biodiversity, a global assesement*. 2002: Parthenon Publishing. 332.
56. Dagar, J.C., G. Singh, and N.T. Singh, *Evaluation of forest and fruit trees used for rehabilitation of semiarid alkali-sodic soils in India*. Arid Soil Research and Rehabilitation, 2001. **15**(2): p. 115-133.
57. Li, Z., et al., *Responses of Tamarix ramosissima ABA accumulation to changes in groundwater levels and soil salinity in the lower reaches of Tarim River, China*. Acta Ecologica Sinica, 2007. **27**(10): p. 4247-4251.