

Restauración de bosque nativo en un área invadida por tamariscos *Tamarix ramossissima* en el sur de la provincia de Córdoba, Argentina

E. Natale^{1*}, Antonia Oggero¹, D. Marini¹, H. Reinoso¹

(1) Universidad Nacional de Río Cuarto – Ruta Nacional 36 km 601(5800) Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

* Autor de correspondencia: E. Natale [enatale@exa.unrc.edu.ar]

> Recibido el 19 de noviembre de 2013, aceptado el 30 de marzo de 2014.

Natale, E., Oggero, A., Marini, D., Reinoso, H. 2014. Restauración de bosque nativo en un área invadida por tamariscos *Tamarix ramossissima* en el sur de la provincia de Córdoba, Argentina. *Ecosistemas* 23(2): 130-136. Doi.: 10.7818/ECOS.2014.23-2.17

El hombre produce impactos acumulativos sobre los ecosistemas, siendo las especies exóticas invasoras uno de los más relevantes. Uno de los fines de la restauración ecológica es reparar los ecosistemas para que sean capaces de persistir en ambientes futuros. Este trabajo tiene como objetivo diseñar e implementar técnicas de manejo para la recuperación de ambientes invadidos por tamariscos *Tamarix ramossissima* en el sur de Córdoba (Argentina). Se realizó un ensayo de restauración consistente en el control de tamariscos (tala y aplicación de herbicida), selección y plantación de especies nativas y evaluación del banco de semillas germinable del bosque de tamarisco y del bosque nativo de referencia. Se delimitaron doce parcelas donde se aplicaron cuatro tratamientos: 1) testigo; 2) control de tamariscos; 3) control y plantación de especies nativas; y 4) control, plantación de especies nativas y trasplante de banco de semillas. Se monitoreó durante 20 meses las variables rebrote de tamarisco, riqueza de la comunidad, cobertura de las especies nativas, emergencia y supervivencia de las plántulas del banco de semillas. El 89 % de los individuos de tamarisco no rebrotaron. Las especies seleccionadas y plantadas fueron *Lycium boerhaviifolium*, *Vachellia caven*, *Schinus fasciculatus*, *Celtis ehrenbergiana* y *Atriplex undulata*. El banco de semillas no aportó nuevos individuos de especies nativas. Se destaca la importancia de la revegetación con especies leñosas nativas luego del control de tamariscos como estrategia para incrementar la biodiversidad.

Palabras clave: banco de semillas; especies nativas; invasiones biológicas; revegetación.

Natale, E., Oggero, A., Marini, D., Reinoso, H. 2014. Native forest restoration in an area invaded by tamarisk *Tamarix ramossissima* in Southern Córdoba, Argentina. *Ecosistemas* 23(2): 130-136. Doi.: 10.7818/ECOS.2014.23-2.17

Humans produce impacts on ecosystems, where invasive alien species are considered one of the most relevant. In this sense, the restoration ecology, allows repairing ecosystems to be able to persist in future environments. The objective of this work was to design and implement management techniques for recovery environments invaded by saltcedar in the southern of Córdoba. We conducted an experimental restoration trial through saltcedar control (cut-stump method), selection of native species for reforestation and analyze the seed bank of saltcedar and native forest patches. Twelve plots were delimited in a saltcedar's forest, where four treatments were applied: 1) control, 2) cut down of saltcedar, 3) cut down and native species introduction and 4) cut down, native species introduction and transplantation of the seed bank. The variables saltcedar's resprout, species richness, species coverage, plant survival and seedlings emergence from the seed bank were monitored during 20 months. The saltcedar control method was 89 % effective. We selected the following species to be used in the restoration trials: *Lycium boerhaviifolium*, *Vachellia caven*, *Schinus fasciculatus*, *Celtis ehrenbergiana* y *Atriplex undulata*. The implanted seed bank didn't provide new individuals to the system. We highlight the importance of re-planting the areas with patches of native woody species after saltcedar control in order to increase the biodiversity and resilience of the system.

Keywords: biological invasions; native species; revegetation; seeds bank.

Introducción

La restauración ecológica es una herramienta de creciente importancia en el intento por manejar, conservar y reparar los ecosistemas del mundo (Hobbs 2004; Choi 2007) que tiene como meta restablecer la estructura, función, diversidad y dinámica del ecosistema en cuestión (SER 2004).

El enfoque tradicional de dicha disciplina ha sido devolver a los ecosistemas a la trayectoria previa al disturbio utilizando un ecosistema de referencia pasado como modelo para su recuperación. Este enfoque es, en la actualidad, severamente criticado debido a la falta de conocimiento de los ecosistemas pasados y a la incertidumbre para definir cuan atrás en el tiempo se debe

llevar a los ecosistemas para considerarlos restaurados (Vitousek et al. 1997; Choi 2007).

Una nueva perspectiva en la ecología de la restauración indica que los esfuerzos no deben ser limitados por una "fidelidad histórica" (Higgs 2003; Halvorson 2004; Throop 2004), y numerosos autores destacan la necesidad de restaurar ecosistemas para que sean capaces de persistir en ambientes futuros, con un clima en cambio y una población mundial en crecimiento (Cairns 2002; Davis y Slobodkin 2004; Choi 2004). Esta perspectiva se relaciona con el concepto de ecosistemas híbridos (Hobbs et al. 2009), definido como aquellos que aún conservan características del sistema histórico pero que en la actualidad su composición y función no se corresponden con el rango histórico de variabilidad.

En el pasado, para muchos intentos de "restauración" se eligió, con un criterio simplemente pragmático, utilizar especies que pudieran sobrevivir en un área dada; esto no basta ni es lo adecuado pues, frecuentemente, el problema no es que una planta, animal u hongo exótico no se adapten sino, por el contrario, que lo hagan tan bien que inhiban, desplacen o eliminen especies nativas que son las que estamos obligados a conservar (Sanchez et al. 2005). Una perspectiva de restauración razonada debe considerar la biodiversidad nativa de cada área constituye un recurso fundamental para la restauración de los ecosistemas terrestres (Renison et al. 2005).

Las especies del género *Tamarix*, originarias de África y Eurasia e introducidas por sus propiedades ornamentales y su capacidad de controlar procesos de erosión en ambientes xéricos, afectan a grandes superficies de los ecosistemas ribereños del sudoeste de Estados Unidos, México y Australia, entre otros lugares (DeLoach et al. 2000; Chambers y Hawkins 2004; Hart et al. 2005; Whitcraft et al. 2007).

Numerosas investigaciones indican que las invasiones de *Tamarix* pueden producir impactos negativos tanto sobre la biodiversidad como sobre el régimen de disturbios de los ambientes que invade (Cleverly et al. 1997; DeLoach et al. 2000; Zavaleta 2000; Shafroth et al. 2005), llevando a la reducción del valor recreativo (DeLoach et al. 2000) y productivo de la tierra (Brock 1994; Zavaleta 2000; Stevens et al. 2001).

En Argentina, este género está representado por cuatro especies: *T. ramosissima* Ledeb., *T. chinensis* Lour., *T. gallica* L. y *T. parviflora* DC. y se encuentra ampliamente distribuido entre los 49° 07' y 22° 91' S y los 70° 03' y 57° 10' O. En este extenso territorio existen gran cantidad de áreas de alto valor de conservación que se encuentran en riesgo por la presencia de poblaciones invasoras del género (Natale et al. 2008).

Las técnicas de control de *Tamarix* han sido ampliamente estudiadas y estandarizadas; sin embargo, existen muy pocos estudios sobre la recuperación de los sitios invadidos y la respuesta de los ecosistemas a largo plazo luego de su control (Kennedy et al. 2005; Gieck et al. 2005; Harms y Hiebert 2006; Bay y Sher 2008). Para lograr la restauración de los ecosistemas afectados por tamariscos, algunas investigaciones indican que no es suficiente con su control, y sugieren acciones posteriores de revegetación con especies tolerantes a los niveles de conductividad eléctrica (CE) y disponibilidad hídrica comunes en los suelos invadidos (Ladenburger et al. 2006), para evitar futuras reinvasiones o el avance de otras especies exóticas (Taylor y McDaniel 2004; Shafroth et al. 2005; Harms y Hiebert 2006). A partir de lo anteriormente expuesto se plantea como hipótesis que la revegetación con especies nativas y con banco de semilla de bosque nativo, en áreas donde se ha eliminado tamarisco, aumenta la diversidad de especies nativas y disminuye la probabilidad de re-invasión.

El objetivo general de este trabajo fue diseñar e implementar técnicas de manejo para la recuperación de ambientes invadidos por este género en el sur de la provincia de Córdoba, un área susceptible de ser invadida por *Tamarix*. Los objetivos específicos son: 1) seleccionar especies nativas para ser utilizadas en las pruebas de restauración y evaluar su crecimiento y supervivencia en condiciones de campo; 2) analizar el estado del banco germinable del bosque de *Tamarix* y de bosques nativos de referencia; y 3) diseñar e implementar un ensayo de restauración en un sitio invadido por *Tamarix* (control de tamariscos y revegetación con especies nativas). Esto permitirá generar información científica para la recuperación de áreas invadidas con características similares.

Materiales y Métodos

La metodología utilizada en el ensayo de revegetación se basó en lo expuesto por Shafroth et al. (2008), quienes afirman que la revegetación de los sitios invadidos luego del control del tamarisco puede realizarse mediante la siembra de semillas escarificadas o germinadas y la introducción de plantines o de estacas enraizadas. También se trabajó con el traslado de banco de semillas procedente

de bosques nativos de acuerdo a lo descrito por Putwain y Gillham (1990) y por Pywell et al. (1995).

Área de estudio

El área de estudio se sitúa en el centro-sur de la Provincia de Córdoba (Argentina) sobre las márgenes del Arroyo Tegua (32°36'47"S, 63°39'18"O). Es un área característica de descarga hidrológica de los sistemas superficiales y subterráneos, con nivel freático somero (Blarasin et al. 2005). Esta zona pertenece a la ecorregión del Espinal, ubicada en la Provincia Biogeográfica de la Pampa, Subregión Chaqueña (Morrone 2000). Ocupa el centro-oeste de Argentina, entre los 30° y 39° latitud sur, Uruguay y sur del estado brasileño de Río Grande do Sul (Morrone 2001). En los remanentes de bosque nativo aledaños al área de estudio predomina la vegetación halófila adaptada al estrés salino e hídrico.

El clima es templado y seco, con una temperatura media anual de 19.9°C, una máxima de 39°C y una mínima de -6°C. Las precipitaciones se concentran en verano (diciembre-marzo) y oscilan entre los 500 y 600 mm anuales. Los valores de conductividad eléctrica (CE) del suelo en los bosques de tamarisco del área estudiada son muy bajos, de 0.5 a 1 dSm⁻¹, mientras que el suelo de los bosques ubicados fuera de la llanura de inundación es medianamente salino. El suelo de los parches de bosque nativo que no han sido afectados por las inundaciones presenta una CE de hasta 13 dSm⁻¹.

El bosque seleccionado para realizar el ensayo se ubica en un área que no estuvo sujeta a inundaciones en los cinco últimos años y presenta una densidad de 50 tamariscos por 100 m², de un diámetro a la altura del pecho (DAP) promedio de 10 cm, altura promedio de 6 m y con un suelo de salinidad de 0.69 dSm⁻¹.

Identificación y selección de especies

Para la identificación de las especies nativas a utilizar en la prueba de restauración se realizaron inventarios de plantas en parches de bosque nativo del área de estudio abarcando una superficie de 130 ha. Como paso previo, se calculó el tamaño de la unidad de muestreo por el método de parcelas anidadas con la corrección propuesta por Cain (1938), que resultó de 5.39 m². Se trabajó en dos parches contiguos de bosque nativo donde se relevaron 20 parcelas. En cada una se registró la presencia y abundancia-cobertura de cada especie, utilizando la escala de Braun Blanquet (1979).

La selección de las especies para ser utilizadas en revegetación se basó en los siguientes criterios: importancia fisonómica dentro del bosque nativo, hábito de crecimiento, capacidad de invasión, facilidad de propagación, antecedentes de uso para la restauración de ambientes degradados y utilidades adicionales (Vázquez Yanes et al. 1999). Se recolectaron ejemplares que fueron identificados posteriormente en el laboratorio siguiendo la nomenclatura de Zuloaga y Morrone (1999). La importancia fisonómica de las especies fue determinada considerando su cobertura en cada estrato, y se realizó una búsqueda bibliográfica para determinar la capacidad de invasión, sus utilidades y antecedentes de uso en restauración (Vita et al. 1997; Moreno et al. 200; Ruiz et al. 2003).

Recolección y tratamiento de las semillas

Una vez seleccionadas las especies se recolectaron semillas de ejemplares presentes en el sitio de estudio durante el verano de 2007. Las mismas fueron secadas en estufa y sometidas a estratificación térmica en heladera a 5°C durante 30 días. Según las características de las semillas se aplicó un tratamiento pregerminativo químico, mecánico o térmico. Para el tratamiento químico las semillas fueron colocadas en ácido sulfúrico al 95 % durante 45 minutos y luego fueron lavadas con agua abundante (D'Aubeterre et al. 2002). Para el tratamiento térmico las semillas fueron sumergidas en agua caliente a una temperatura de 80°- 90° C durante una hora; mientras que para el tratamiento mecánico se raspó la cubierta seminal con lija de grano fino hasta que esta se aclaró (Ruiz y Parera 2005).

Banco de semillas

Para evaluar el estado del banco de semillas en el suelo, se aplicó la técnica del banco germinable en un parche de tamarisco y en otro de bosque nativo. La recolección de las muestras se realizó durante el mes de abril, con posterioridad a la lluvia de semillas, con el fin de capturar la mayor diversidad de especies en el banco de semillas, tanto permanente como transitorio. Para la extracción de las muestras se utilizó un sacabocados de 30 mm de diámetro. Se tomaron cinco muestras de suelo en cuadrados de 5.39 m² (2.20 m x 2.45 m), superficie correspondiente al área mínima de bosque nativo definida anteriormente, a dos profundidades (0-5 cm y 5-10 cm). Las cinco muestras obtenidas de cada profundidad se secaron a temperatura de ambiente y tamizaron con mallas de tres medidas (10 mm, 2.5 mm y 0.25 mm), con el propósito de separar pedregullo, restos vegetales y material extrafino (Bakker 1989; Ter Heerd et al. 1996). Posteriormente, tras un período de cuatro semanas en heladera a 5°C, fueron colocadas en bandejas de plástico de 15 cm x 20 cm, sobre un soporte de arena esterilizada de 2 cm de espesor. Dichos recipientes fueron llevados a un invernáculo, con luz natural y temperatura ambiente, colocándose además cuatro bandejas testigo que contenían solamente el soporte de arena esterilizada, con el objetivo de detectar la posible invasión de semillas ajenas a las muestras de suelo. Todas las bandejas fueron regadas periódicamente para mantener la capacidad de campo.

Durante cinco meses se registró el número de plántulas de especies monocotiledóneas y de dicotiledóneas que emergieron en cada bandeja; las plantas permanecieron en el invernáculo hasta completar su desarrollo y lograr su correcta identificación taxonómica.

Control de *Tamarix*

Para el control de *Tamarix*, se utilizó la técnica del corte y aplicación de herbicida (topicado), la cual consistió en cortar las plantas con motosierra a la menor distancia posible del suelo y se untaron con pincel los tocones, inmediatamente posterior al corte, con Togar disuelto al 25 % en gasoil (Shafroth et al. 2005; Lair 2007). Dicho control se realizó a fines de julio tratando un total de 70 individuos. Antes de aplicar el tratamiento, se identificó cada tamarisco y se registró el DAP, la altura y la presencia de agallas en los troncos con la finalidad de determinar de algún tipo de correlación de éstas variables con el método de control utilizado. Finalmente, para evaluar la efectividad de dicho método se registró mensualmente la variable rebrote. Para el caso de presencia de parte aéreas, en la primera medición, se realizó una segunda aplicación de herbicida.

Ensayo de restauración y seguimiento

Para el ensayo se delimitaron tres parcelas de 49 m² cada una dentro de un bosque de tamariscos de 1 ha superficie las cuales fueron alambradas para evitar el ingreso del ganado. Estas parcelas fueron subdivididas en cuatro parcelas de 12.25 m² cada una donde se aplicaron aleatoriamente los siguientes tratamientos: 1) testigo (bosque de tamariscos); 2) control de tamariscos (corte); 3) control y plantación de especies nativas (plantines); y 4) control, plantación de especies nativas y trasplante de banco de semillas (banco).

Previamente a la aplicación de los tratamientos se registró la cobertura de todas las especies presentes en cada parcela siguiendo la metodología propuesta por Braun-Blanquet (1979). Se introdujeron un total de 102 individuos de tres a cuatro meses de edad, 17 en cada parcela de los tratamientos Plantines y Banco. En cada parcela del tratamiento Banco se introdujeron cuatro panes de suelo de 20 x 30 cm y 10 cm de profundidad procedentes de un bosque nativo aledaño. El seguimiento de las parcelas consistió en el registro de la riqueza de especies de plantas, el porcentaje de cobertura por estrato en cada parcela y la emergencia de plántulas a partir del banco introducido durante 20 meses. El registro se realizó en forma mensual durante el primer año y luego cada 6 meses hasta terminar la experiencia. Para los plantines se

evaluó la supervivencia, la altura del eje principal, el número de ramificaciones y el estado fitosanitario de los individuos plantados. Para evaluar el estado fitosanitario se estimó visualmente la salud de los plantines, considerando el porcentaje de hojas y ramas secas y/o amarillentas y el estado del ápice. Las plantas fueron asignadas a una de las siguientes cuatro categorías de estado: 1: muy bueno; 2: bueno, 3: regular y 4: malo (Barchuk y Díaz 2000).

Análisis de los datos

Primero se verificó la normalidad y la homocedasticidad de todos los datos. Aquellos que no los cumplieron fueron analizados utilizando el test no paramétrico de Kruskal-Wallis y comparaciones entre tratamientos a través de las diferencias entre las medias de los rangos (Conover 1999). El resto fue analizado con ANOVA y el test a posteriori de Bonferroni.

Para el estudio del proceso de supervivencia de las especies se realizó un análisis de supervivencia utilizando el método de Kaplan-Meier y el test Mantel Cox (Long-rank) para la comparación de la supervivencia entre especies.

Además, se realizó una regresión lineal para evaluar la existencia de correlación entre la eficacia del método de control del tamarisco con las variables DAP, altura y presencia de agallas.

Los análisis estadísticos y gráficos fueron realizados con Graph-Pad Prism versión 5.0 (Inc. <http://www.graphpad.com>).

Resultados

Inventario y selección de especies

En el área de estudio se registraron 74 especies, y de acuerdo con los criterios mencionados en la metodología, se seleccionaron para su propagación aquellas especies que se consideraron como dominantes estructurales y responsables de la fisonomía del bosque. Así se seleccionaron dos especies arbustivas, *Atriplex undulata* (Moq.) D. Dietr. "zampa" y *Lycium boerhaviifolium* L. f. "tala de burro" con un 40 % de cobertura respectivamente, y tres especies arbóreas, *Schinus fasciculatus* (Griseb) I.M. Johnst. "moradillo" con un 30 % de cobertura, *Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm. "tala" con un 60 % y *Vachellia caven* (Molina) Seigler y Ebinger "espinillo" con un 25 %.

También se tuvo en cuenta que la capacidad de colonización de estas especies en el área de estudio se categorizó como baja, mientras que su facilidad de propagación, estimada a partir de datos de laboratorio de porcentaje de germinación y tiempo hasta su emergencia (Tabla 1), varió de medio a alto según la especie.

Por otro lado, *A. undulata* y *V. caven* han sido previamente utilizadas en restauración de ambientes degradados, y excepto, *L. boerhaviifolium*, todas las especies presentaron utilidades adicionales como especies maderables, combustibles, melíferas, medicinales, ornamentales, tintóreas y/o forrajeras (Correa Castellanos et al. 1986, Vischi y Arana 2000; Carrillo et al. 2011)

Tabla 1. Porcentaje de germinación y tiempo de emergencia de las especies nativas seleccionadas para los ensayos de restauración.

Table 1. Percent germination and emergence time of the selected native species for restoration trials

Especies	% de Germinación	Tiempo de emergencia (días)	Tratamiento pre-germinativo
<i>Vachellia caven</i>	60	7	Mecánico
<i>Celtis ehrenbergiana</i>	57	10	Químico
<i>Schinus fasciculatus</i>	80	15	Térmico
<i>Atriplex undulata</i>	47	15	Térmico
<i>Lycium boerhaviifolium</i>	67	12	Térmico

Banco de semillas germinable

En el banco de semillas del bosque de tamariscos se identificaron las especies exóticas *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Hordeum vulgare* L. y *Chenopodium alba* L. y la especie nativa *Bromus catharticus* Vahl. En el banco de semillas del bosque nativo se registraron *A. undulata*, *Talinum paniculatum* (Jacq.) Gaertn.c, *Oxalis conhorrisa* Jacq., *B. catharticus* y *Sida rhombifolia* L., todas ellas especies nativas, y la única especie exótica registrada en este banco fue *C. dactylon*. En ambos bancos germinaron otras especies que no pudieron ser identificadas dado que no llegaron a la floración durante el tiempo evaluado. El test no paramétrico de Kruskal-Wallis no arrojó diferencias significativas entre el número de plántulas emergidas en las bandejas del banco de semillas del bosque de tamarisco y del bosque nativo ($p \geq 0.16$). Tampoco se encontraron diferencias entre el número de monocotiledóneas ($p \geq 0.84$) y dicotiledóneas ($p \geq 0.37$) entre ambos bancos. Cabe destacar que en ninguno de los bancos analizados se registraron especies leñosas ni germinaron semillas de tamarisco.

El monitoreo del banco de semillas introducido en las parcelas de restauración resultó dificultoso debido a que la vegetación herbácea circundante interfirió en el desarrollo de las plántulas emergentes y por ende en su cuantificación e identidad taxonómica. Sólo se pudieron registrar un total de 12 especies, dos de las cuales, *Melica macra* Nees. y *Lycium infaustum* Miers., no habían sido documentadas en los inventarios de la vegetación establecida en las parcelas de restauración.

Control de tamariscos

Luego de dos meses de realizado el control de tamariscos se registró un 22.8 % de individuos con presencia de partes aéreas. La efectividad del método, luego de la segunda aplicación de herbicida, fue del 89 %. Las variables DAP, altura y presencia de agallas en los tamariscos no se correlacionaron con el porcentaje de rebrote ($R^2 < 0.02$).

Ensayo de restauración

El análisis de supervivencias arrojó diferencias significativas ($p < 0.0001$) entre las especies estudiadas. En la **Figura 1** se puede observar que la especie que presentó el porcentaje de supervivencia más alto fue *L. boerhaviifolium* con el 91.6 % de los individuos vivos que, además, tuvieron un muy buen estado fitosanitario. *Vachelia caven* tuvo una supervivencia del 77.7 % y un estado fitosanitario que varió entre muy bueno y regular. En tercer lugar se ubicó *S. fasciculatus* con el 66.6 % de los individuos vivos y estado fitosanitario muy bueno y, seguida por *C. ehrebergiana* con una supervivencia del 50 % y estado fitosanitario muy bueno. La especie que presentó el porcentaje de supervivencia más bajo fue *A. undulata* con un 4.1 %, pero con un estado fitosanitario muy bueno.

L. boerhaviifolium a partir de los dos meses de tratamiento y hasta el primer año mostró el mayor crecimiento promedio en altura del tallo principal, alcanzando una altura promedio de 48.3 cm. *S. fasciculatus* y *V. caven* presentaron un crecimiento constante, aunque menor que la especie anterior, llegando a una altura promedio de 34 cm aproximadamente.

En el caso de *C. ehrebergiana* hubo un menor incremento en altura durante el primer año, presentando un valor promedio de casi 22 cm. Finalmente *A. undulata* tuvo un crecimiento muy desparejo mostrando un incremento en los tres primeros meses de evaluación que luego decayó por debajo de los 20 cm (**Fig. 2**), debido a que los individuos con mayores alturas sobrevivieron/ debido a la gran mortalidad de los individuos con mayor crecimiento.

A fines del mes de julio de 2008, cuando se realizó el control del tamarisco, todas las parcelas presentaron una riqueza inicial de ocho a nueve especies y una composición florística dominada por un grupo de especies que persistió durante los veinte meses monitoreados. Estas especies fueron *Bacharis salicifolia* (Ruiz y Pav.) Pers., *Clematis montevidensis* Spreng., *B. catharticus*, *C. dactylon*, *Dichondra microcalyx* (Hallier F.) Fabris, *Carduus acanthoides* L., *Carduus thoermeri* Weinm., *Senecio pampeanus* Cabrera y *H. vulgare*.

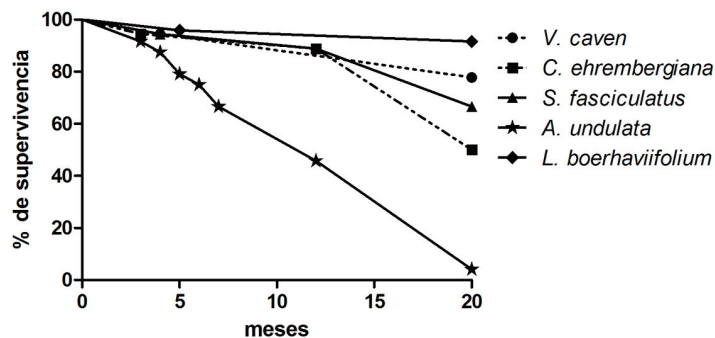


Figura 1. Análisis de supervivencia de las especies nativas seleccionadas a lo largo de los 20 meses de estudio.

Figure 1. Survival analysis of selected native species along the 20-month study.

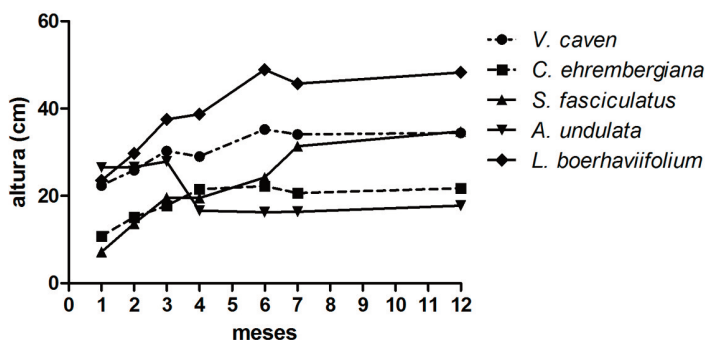


Figura 2. Datos de altura de las especies nativas utilizadas en los ensayos de restauración durante el primer año de estudio.

Figure 2. Height data of native species used in restoration trials during the first year of study.

El análisis de la varianza (ANOVA) realizado con los datos obtenidos al final del ensayo arrojó diferencias significativas entre los tratamientos respecto de la variable riqueza total de especies ($p < 0.0001$). Lo mismo sucedió, con la riqueza de especies leñosas ($p < 0.05$) obteniendo diferencias entre los tratamientos Testigo y corte con los tratamientos plantines y banco.

Finalmente no se encontró diferencias significativas en la riqueza de herbáceas (**Fig. 3**).

Antes de aplicar el método de control la cobertura inicial de las especies leñosas fue del 100 % en todas las parcelas. A los 20 meses de aplicados los tratamientos, el ANOVA encontró diferencias significativas ($p < 0.0001$) entre las parcelas Testigo con respecto al resto de los tratamientos y a su vez entre el tratamiento corte con respecto a los tratamientos plantines y banco (**Fig. 4**). La cobertura de especies herbáceas final fue del 100 % en todos los tratamientos.

Discusión y Conclusión

Tanto *L. boerhaviifolium* y *S. fasciculata*, lograron establecerse y crecer satisfactoriamente reafirmando su potencialidad para su uso en restauración de áreas degradadas como lo propuso Moreno (2000). Si bien *V. caven* y *C. ehrebergiana* presentaron una alta supervivencia, aunque su crecimiento en las parcelas experimentales fue menor comparado con los reportados en otros trabajos (Vita et al. 1997). Esto podría indicar que las condiciones microclimáticas del área no fueron las más adecuadas para favorecer un mayor desarrollo, al menos en las etapas iniciales del establecimiento. Con respecto a *A. undulata*, si bien existen resultados que indican que es de gran utilidad en la restauración de sitios con características xerófilas (Ruiz et al. 2003), es una especie heliófila y posiblemente las condiciones de sombreado dentro de las parcelas (rodeadas de bosque de tamarisco) produjeron su alta mortalidad.

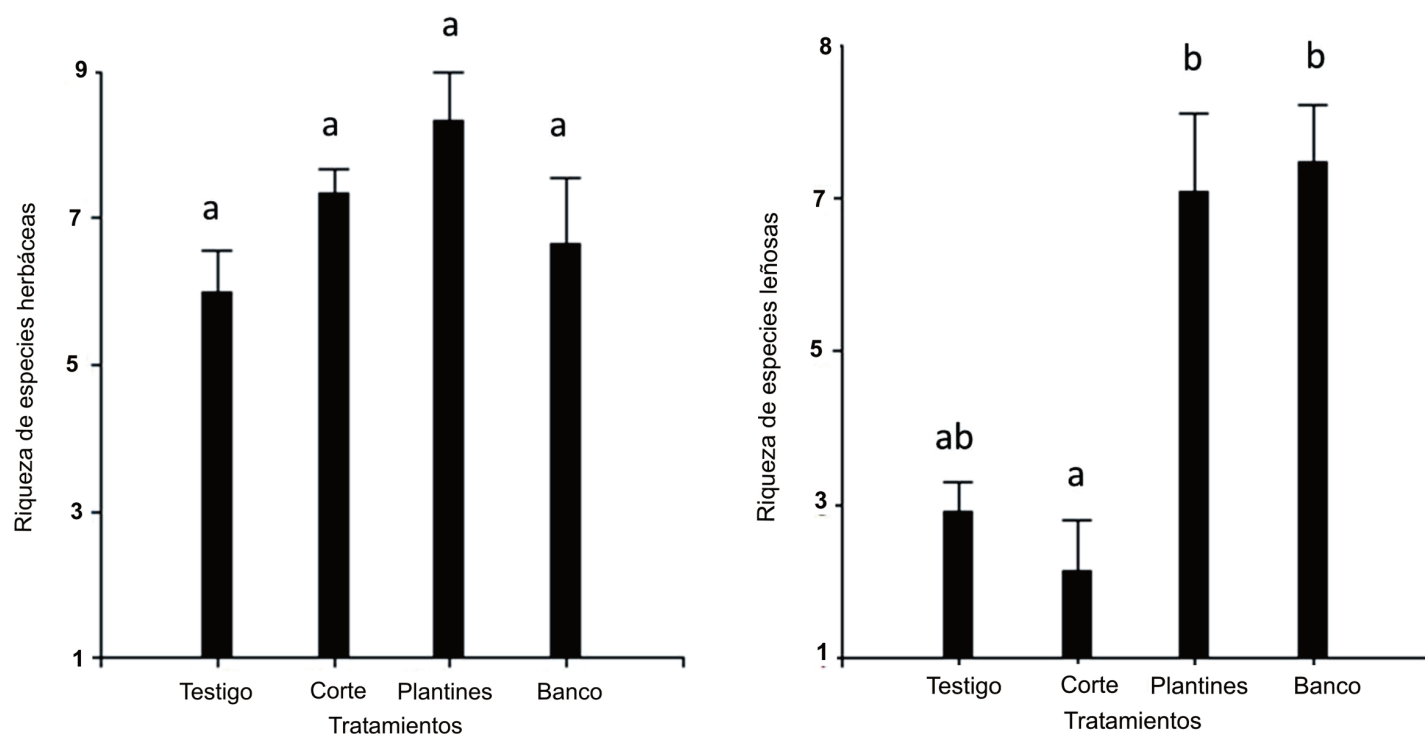


Figura 3. a) Riqueza de especies herbáceas en las parcelas testigo y bajo los tratamientos corte, introducción de plantines y trasplante de banco al cabo de 20 meses ($p \geq 0.05$); b) Riqueza de especies leñosas de parcelas testigo y bajo los tres tratamientos al cabo de 20 meses ($p < 0.05$). Las barras muestran el desvío estándar de los valores medios y diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos.

Figure 3. a) herbaceous species richness in control plots and under different treatments after 20 months ($p \geq 0.05$), b) Richness of woody species and control plots under different treatments after 20 months ($p < 0.05$). The bars show the standard deviation (SD) of the mean values and different letters indicate significant differences between treatments.

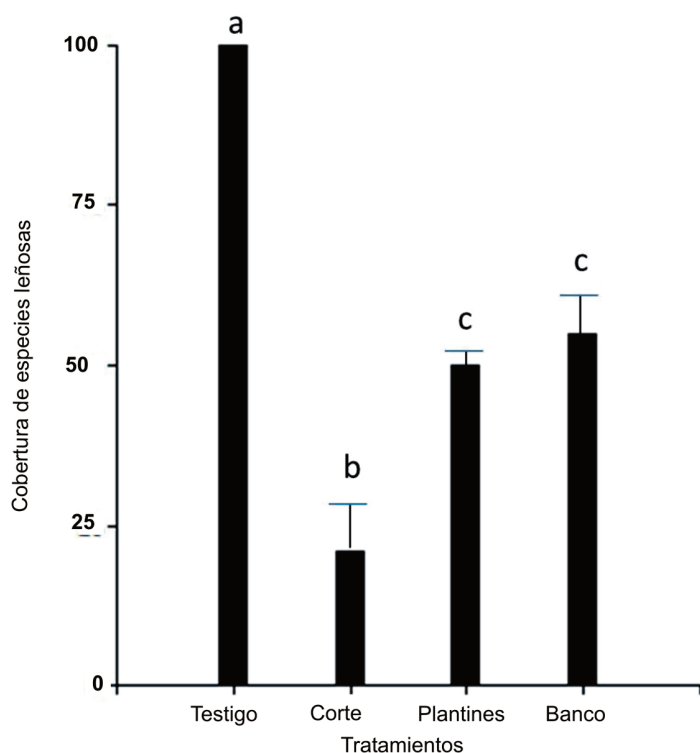


Figura 4. Cobertura de especies leñosas en las parcelas testigo y bajo los tratamientos corte, implantación de plantines y banco de semillas al cabo de 20 meses ($p < 0.0001$). Las barras muestran el desvío estándar de los valores medios y diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos.

Figure 4. Coverage of woody species in the control plots and under different treatments after 20 months ($p < 0.0001$). The bars show the standard deviation (SD) of the mean values and different letters indicate significant differences between treatments.

La ausencia de germinación de semillas de tamarisco en las muestras provenientes del piso de los bosques de esta especie coincide con lo hallado con Taylor et al. (2006) quienes encontraron que las semillas de *Tamarix* tienen un período de viabilidad muy corto y no son persistentes en el banco. Si a esto se le suma los bajos valores de riqueza y cobertura de especies leñosas obtenidos en las parcelas del tratamiento corte se podría inferir que el riesgo de re-invasión por tamariscos sólo podría darse por la coincidencia de que se produzca un evento de inundación en la época de la lluvia de semillas tamarisco, situación propicia para el rápido desarrollo de las semillas (Natale et al. 2010). Esto destaca la importancia de la introducción de especies leñosas nativas, por un lado, para evitar el restablecimiento del tamarisco, y por otro porque cumplen un importante rol estructural en la generación de microambientes heterogéneos en cuanto a condiciones de humedad, luz, temperatura y recursos disponibles para propiciar la regeneración natural del sistema y por su efecto nodriza en el establecimiento de otras especies nativas (Barchuk y Díaz 2000).

La presencia de especies invasoras como *Carduus acanthoides*, *Carduus thoermeri*, *Conium maculatum* L., *Morus sp.* y *Cynodon dactylon*, dentro de las parcelas tratadas refuerzan lo expresado por Shafroth et al. (2008), sobre la necesidad de disminuir el riesgo de invasión por otras especies en áreas restauradas. Es importante destacar que la presencia de estas especies en el ensayo puede estar asociada a que el área estuvo previamente sujeta a ganadería

Las similitudes en cuanto a las variables riqueza y cobertura entre los tratamientos plantines y banco estarían indicando que el trasplante de banco de semillas no aportó una cantidad de individuos ni de especies suficiente como para producir un incremento significativo en la biodiversidad. La ausencia de especies leñosas provenientes del banco coincide con lo obtenido en las pruebas de banco germinable, apoyando la estrategia introducción de plantines de especies leñosas en los procesos de restauración (Taylor et al. 2006; Shafroth et al. 2005; Harms y Hiebert 2006).

De acuerdo a los datos de salinidad de suelo de los bosques nativos y de tamarisco, se puede inferir que en esta región, a diferencia de lo reportado por [Stevens et al. \(2001\)](#) las estrategias de ocupación del espacio de *Tamarix* se relacionan con eventos de inundación que estarían actuando como ventanas de oportunidad permitiendo que las semillas germinen y se establezcan ([Natale et al. 2013](#)). Esta situación podría explicar las diferencias encontradas, en la cobertura de especies herbáceas del sotobosque, entre nuestro trabajo y lo reportado por [Brock \(1994\)](#) y [Stevens et al. \(2001\)](#); quienes reportaron que la hojarasca del tamarisco y la elevada salinidad del suelo en estos bosques impiden la supervivencia de las plántulas.

La efectividad del método de control de tamarisco alcanzó valores similares a los reportados por otros trabajos en los que se utilizó la misma técnica ([Lair 2007](#)).

Recomendaciones de Manejo

Debido a que existen trabajos que sugieren que el tamarisco es sensible al sombreado durante la etapa de germinación ([Stevens et al. 2001](#)), recomendamos, para zonas xerófilas, el uso de *Lycium* y *Schinus* para impedir su reclutamiento en sitios restaurado ya que fueron las especies de más rápido crecimiento en nuestro estudio

Para hacer uso de la reconocida capacidad de las especies del género *Atriplex* para la recuperación de zonas degradadas sería necesario generar claros más amplios para permitir una mayor entrada de luz o utilizarla para enriquecer bordes de parches de tamarisco donde la incidencia lumínica sea mayor.

Considerando los recursos y energía invertidos en la implantación del banco de semillas proveniente del bosque nativo, no se recomienda su utilización para la restauración de este tipo de ecosistemas. Sin embargo sería de interés evaluar el efecto de la implantación de banco de semillas mediante otras técnicas, como el esparcido del banco por sobre la superficie a restaurar, tal como se aplica en trabajos de restauración de áreas degradadas por minería ([Clewell et al. 2000](#)).

De esta forma y de acuerdo a nuestros resultados, el enriquecimiento de los bosques de tamarisco con islas de especies nativas podría considerarse como una estrategia factible para aumentar la diversidad funcional y estructural, y la resiliencia de estos sistemas naturales, generando condiciones más apropiadas para el restablecimiento de especies de flora y fauna nativas en bosques de llanuras.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por la Facultad de Ciencias Exactas, Físico – Químicas y Naturales de la Universidad Nacional de Río Cuarto, Resol. N° 953/08.

Referencias

- Bakker, J.P. 1989. Nature Management by Grazing and Cutting. Junk, Dordrecht.
- Barchuk, A.H., Díaz, M.P. 2000. Vigor de crecimiento y supervivencia de plantaciones de *Aspidosperma quebracho-blanco* y de *Prosopis chilensis* en el Chaco árido. *Quebracho* 8: 17-29.
- Bay, R.F., Sher, A. 2008. Success of active revegetation after *Tamarix* removal in riparian ecosystems of the southwestern United States: a quantitative assessment of past restoration projects. *Restoration Ecology* 16:113–128.
- Blarasin, M., Degiovanni, S., Cabrera, A., Villegas, M., Sagripanti, G. 2005. Los humedales del centro-sur de Córdoba. Factores naturales y antrópicos condicionantes de la dinámica hidrológica regional. En: *Agua Superficiales y Subterráneas en el sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*, pp. 275-282. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales de la Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Córdoba, Argentina.
- Braun-Blanquet, J. 1979. *Fitosociología*. Blume Ediciones. Madrid, España. 820 pp.
- Brock, J. 1994. *Tamarix* spp (saltcedar), an invasive exotic woody plant in arid and semiarid riparian habitats of Western USA. En: de Waal, L.C., Child, L.E., Wade, P.M., Brock, J.H. (eds.), *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*, pp. 27-44., John Wiley and Sons, New York, Estados Unidos.
- Cain, S. 1938. The species-area curve. En: Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H. (eds.). *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. Pp. 48-52. John Wiley and Sons, New York. Estados Unidos.
- Cairns, J. 2002. Rationale for restoration. En: Perrow, M.R., Davy, A.J. (eds.) *Handbook of ecological restoration. Vol. 1. Principles of restoration*, pp.10–23. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Carrillo, E.E., Parra Galindo, M.A., Ramírez Moreno, F. 2011. Producción y valor nutritivo de forraje de *Atriplex* en un suelo salino. *Revista BIOTecnología XIII* (2): 29-34.
- Chambers, N., Hawkins, T.O. 2004. *Plantas Invasoras del Desierto Sonorense: Una Guía de Campo*. Sonora Institute, Environmental Education Exchange y National Birds and Wildlife Foundation. Tucson, Estados Unidos.
- Choi, Y.D. 2007. Restoration Ecology to the Future: A Call for New Paradigm. *Restoration Ecology* 15(2):351–353.
- Choi, Y.D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward “futuristic” restoration. *Ecological Research* 19:75–81.
- Cleverly, J.R., Smith, S.D., Sala, D., Devitt, D.A. 1997. Invasive Capacity of *Tamarix ramosissima* a Mojave Desert floodplain: the role of drought. *Oecología* 111:12-18.
- Clewell, A.F., Kelly, J.P., Coultas, C. 2000. Forest restoration at dogleg branch on phosphate-mined and reclaimed land, Florida. En: *Proceedings of the 17th annual national meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Tampa, Florida, June 11-15, 2000*, pp. 197–204. American Society for Surface Mining and Reclamation, Lexington, Kentucky, Estados Unidos.
- Conover, W.J. 1999. *Practical Nonparametric Statistics*, John Wiley and Sons, Inc, New York, Estados Unidos.
- Correa Castellanos, E., Colomer, J., Boza López, J., Passera, C. 1986. Valor nutritivo de cuatro arbustos forrajeros del género *Atriplex* (*A. nunimularia*, *A. cyncrea*, *A. undulata* y *A. lampa*). *PASTOS* 16 (1-2): 177-18.
- D’aubeterre, R., Principal, J., García, J. 2002. Efecto de diferentes métodos de escarificación sobre la germinación de tres especies del género *Prosopis*. *Revista Científica* 12: 575-577.
- Davis, M.A., Slobodkin, L.B. 2004. A response to the article (Hobbs 2004) “Restoration ecology: the challenge of social values and expectation.” *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 44–45.
- DeLoach, C.J., Carruthers, R., Lovich, J., Dudley, T., Smith, S. 2000. Ecological Interactions in the Biological Control of Saltcedar (*Tamarix* spp.) in the United States: towards a new understanding. En: Spencer, N.R. (ed.), *Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds, Bozeman, Montana, 4-14 July, 1999*, pp. 819-873. Montana State University, Bozeman, Montana. Estados Unidos.
- Gieck, S., Sher, A.A., Nissen, S., Lane, E., Brown, C., Norton, A. 2005. Revegetation obstacles following tamarisk control: cheatgrass invasion and herbicide residues. *Restoration Ecology* 16:129-135.
- Halvorson, W. 2004. A response to the article (Hobbs 2004) “Restoration ecology: the challenge of social values and expectation.” *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:46–47.
- Harms, R.S., Hiebert, R.D. 2006. Vegetation response following invasive tamarisk (*Tamarix* spp.) removal and implications for riparian restoration. *Restoration Ecology* 14:461–472.
- Hart, C.R., White, L.D., McDonald, A., Sheng, Z.P. 2005. Saltcedar control and water salvage on the Pecos River, Texas, 1999-2003. *Journal of Environmental Management* 75:399–409.
- Higgs, E. 2003. *Nature by Design: People, Natural Process, and Ecological Restoration*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts. Estados Unidos. 350pp.
- Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 24:599-605.
- Hobbs, R.J. 2004. Restoration ecology; the challenge of social values and expectations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:43–44.
- Kennedy, T.A., Finlay, J.C. Hobbie, S.E. 2005. Eradication of invasive *Tamarix ramosissima* along a desert stream increases native fish density. *Ecological Applications* 15:2072-2083.
- Ladenburger, C.G., Hild, A.L., Kazmer, D.J., Munn, L.C. 2006. Soil salinity patterns in *Tamarix* invasions in the Bighorn Basin, Wyoming, USA. *Journal of Arid Environments* 65:111-128.

- Lair, K.D. 2007. Revegetation strategies and technologies for restoration of arid saltcedar (*Tamarix* Spp.) infestation sites. En: Aguirre-Bravo CC, Pellicane P, Burns D, Draggan S (eds.) *Monitoring science and technology symposium: unifying knowledge for sustainability in the Western Hemisphere, Denver CO, 20–24 September 2004, Proceedings RMRS-P-42CD*, pp. 10–14. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Service, Fort Collins, CO. Estados Unidos.
- Moreno, L., Alzugaray, C., Carnevale, N. 2000. *Requerimientos germinativos de diez especies nativas argentinas*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Rosario. Rosario, Santa Fe, Argentina. 180pp.
- Morrone, J.J. 2000. What is the Chacoan Region?. *Neotropica* 46: 51-68.
- Morrone, J.J. 2001. *Biogeografía de América Latina y el Caribe*. Manuales y tesis SEA. Zaragoza, España.
- Natale, E., Gaskin, J., Zalba, S.M., Ceballos, M., Reinoso, H. 2008. Especies del género *Tamarix* (Tamarisco) invadiendo ambientes naturales y seminaturales en Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 43: 137-145.
- Natale, E., Zalba, S.M., Oggero, A., Reinoso, H. 2010. Establishment of *Tamarix ramosissima* under different conditions of salinity and water availability: Implications for its management as an invasive species. *Journal of Arid Environment* 74: 1399-1407.
- Natale, E., Reinoso, H., Oggero, A. y Pillon, R. 2013. Causas del éxito de invasión de tamariscos (*Tamarix* spp.) en ambientes áridos y semiáridos de Argentina: Fluctuaciones de recursos y ventanas de oportunidad. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 48: 191.
- Pywell, R.F., Webb, N.R., Putwain, P.D. 1995. A comparison of techniques for restoring heathland on abandoned farmland. *Journal of Applied Ecology* 32: 400-411.
- Putwain, P.D., Gillham, D.A. 1990. The significance of the dormant viable seed bank in the restoration of heathlands. *Biological Conservation* 52(1): 1-16.
- Renison, D., Cingolani, A., Suarez, R., Menoyo, E., Coutsiere, C., Sobral, A., Hensen, I. 2005. The Restoration of Degraded Mountain Woodlands: Effects of seed Provenance and Microsite Characteristics on *Polylepis australis* Seedling Survival and growth in Central Argentina. *Restoration Ecology* 13: 129-137.
- Ruiz, M., Feresin, G., Tapia, A. 2003. Aptitud forrajera de *Atriplex lampa* (moquin) Dietrich. y *Atriplex nummularia* Lindl. (Chenopodiaceae). *Actas IV Congreso Nacional Ambiental 2003- PRODEA Rectorado-San Juan, octubre 2003*. Universidad Nacional de San Juan. San Juan, Argentina.
- Ruiz, M., Parera, C. 2005. Efectos de tratamientos térmicos de presiembra en cuatro especies de leguminosas nativas. *Actas V Congreso Nacional Ambiental 2005- PRODEA, San Juan, octubre 2005*. Universidad Nacional de San Juan. San Juan, Argentina.
- Sánchez, O., Peters, E. Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdez, M., Azuara, D. (eds). 2005. *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional de Ecología, México. 255 pp.
- Shafroth, P.B., Beauchamp, V.B., Briggs, M.K., Lair, K., Sher, A.A. 2008. Planning riparian restoration in the context of *Tamarix* control in western North America. *Restoration Ecology* 16: 97-112.
- Shafroth, P.B., Cleverly, J.R., Dudley, T.L., Taylor, J.P. 2005. Control of *Tamarix* in the Western United States: Implications for Water Salvage, Wildlife Use, and Riparian Restoration. *Environmental Management* 35:231–246.
- SER 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. Tucson, Arizona, Estados Unidos. [<http://www.ser.org>].
- Stevens, T., Ayers, J., Bennett, K., Christensen, M., Kearsley, V., Meretsky, A., Philips III, M., Parnell, R.A., Spence, J., Sogge, M.K., Springer, A.E., Wegner, D.L. 2001. Planned flooding and Colorado River riparian trade-offs downstream from Glen Canyon Dam, Arizona. *Ecological Applications* 11:701–710.
- Taylor, J.P., Smith, L.M., Haukos, D.A. 2006. Evaluation of woody plant restoration in the Middle Rio Grande: ten years after. *Wetlands* 26:1151-1160.
- Taylor, J.P., McDaniel, K.C. 2004. Revegetation Strategies After Saltcedar (*Tamarix* spp.) Control in Headwater, Transitional and Depositional Watershed Areas. *Weed Technology* 18:1278-1282.
- Ter Heerdt, G.N., Verweis, G.L., Bakker, J.P. 1996. An improved method for seed banks analysis: seedlings emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10:144-151.
- Throop, W. 2004. A response to the article (Hobbs 2004) "Restoration ecology: the challenge of social values and expectation." *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:47–48.
- Vázquez Yanes, C., Batis Muñoz, A.I., Alcocer, M.I., Gual Díaz, S., Sánchez Dirzo, C. 1999. *Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación: Introducción*. Reporte técnico del proyecto J084. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto de Ecología, UNAM [en línea] http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/inicio.pdf
- Vischi, N., Arana, M. 2002. *Utilidad de especies autóctonas del Espinal*. Fundación de la Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, República Argentina. ISBN 987-1003-05-6
- Vita, A., Serra, T., Grez, I., Gonzalez, M., Olivares, A. 1997. Propuestas del rebrote de espino (*Acacia caven* (Mol.) Mol.) sometido a intervenciones silviculturales en zonas áridas de Chile. *Ciencias Forestales* 12-13: 3-18.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494–499.
- Whitcraft, C.R., Talley, D.M., Crooks, J.A., Boland, J., Gaskin, J. 2007. Invasion of tamarisk (*Tamarix* spp.) in a southern California salt marsh. *Biological Invasions* 9:875–879.
- Zavaleta, E.S. 2000. The economic value of controlling an invasive shrub. *Ambio* 29: 462-467.
- Zuloaga, F.O., Morrone, O. 1999. Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina. II. Dicotyledoneae. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden* 74: 1-1269.