

IMPACTOS ECOLÓGICOS POR EL USO DEL TERRENO EN EL FUNCIONAMIENTO DE ECOSISTEMAS ÁRIDOS Y SEMIÁRIDOS

ALEJANDRO E. CASTELLANOS-VILLEGAS,¹ LUIS C. BRAVO,² GEORGE W. KOCH,³ JOSÉ LLANO,¹ DELADIER LÓPEZ,² ROMEO MÉNDEZ,⁴ JULIO C. RODRÍGUEZ,¹ RAÚL ROMO,⁵ THOMAS D. SISK³ Y GERTRUDIS YANES-ARVAYO⁶

RESUMEN. Los usos del terreno se han incrementado por las necesidades de la población y las presiones de los mercados (en apariencia apremiantes y a diferencia de usos tradicionalmente más extensivos) y son ahora más agresivos a los ecosistemas. La afectación de los ecosistemas tiene escalas temporales y espaciales diferentes a las de las políticas y variables socioeconómicas, por lo que el legado ecológico, determinado por los diferentes usos previos en el mismo terreno, se torna sumamente complejo. Mientras que las políticas de uso del terreno continúen sin considerar su efecto en el legado ecológico, y los criterios económicos desatienden los ecológicos, los costos futuros del uso del terreno resultarán en la disminución y pérdida de la biodiversidad y de procesos funcionales críticos de los ecosistemas.

Este capítulo trata sobre los impactos ecológico-funcionales por diferentes usos del terreno y describe las consecuencias sobre las especies y ecosistemas sonorense. En forma más específica se enfatizan los cambios por la ganadería e introducción del buffel en Sonora, y por la agricultura de riego. Se concluye con ideas sobre acciones a futuro que promuevan una visión más ecológica del manejo y uso sustentable de la biodiversidad y ecosistemas sonorense. El capítulo es una síntesis parcial del trabajo que estudiantes y colaboradores hemos desarrollado en los últimos treinta años para entender los ecosistemas áridos y semiáridos en la región central de Sonora, sus posibilidades de manejo y las consecuencias de los cambios y transformaciones debidos a su uso reciente.

ABSTRACT. Land uses have increased because population and market pressures and are more aggressive now to ecosystems. Ecosystem impacts have different temporal and spatial scales than policies and socioeconomic variables, and as such, their ecological legacy can turn into very complex interactions. As long as land use policies continue without considering the possible ecological legacy effects on ecosystems, and economics do not consider ecological criteria, future costs on land use will result in diminished and loss of biodiversity, and functional processes that are critical to the ecosystems.

This chapter deals with ecological and functional impacts in Sonoran ecosystems due to different land uses and their consequences upon species and ecosystems in Sonora. More specifically, we emphasize those changes brought by cattle-grazing and buffel grass introduction to Sonora, as well as irrigation agriculture. We conclude with some ideas regarding future activities that will help promote a more ecological perspective for sustainable use and management for Sonoran biodiversity and ecosystems. The chapter represents a short synthesis of work, developed with help of students and colleagues over the past thirty years, focused on understanding how arid and semiarid ecosystems in Central Sonora work, can be managed and the ecological and functional impacts of their recent changes and transformations.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas naturales prístinos son cada vez más escasos. Debido al incremento en el uso de los ecosistemas, las determinantes socioeconómicas han adquirido una dimensión de gran importan-

¹ Universidad de Sonora.

² Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo.

³ Northern Arizona University.

⁴ Comisión Nacional Forestal.

⁵ University of Arizona.

⁶ Universidad de la Sierra.

cia en relación a su impacto en la biodiversidad y funcionamiento del ecosistema y los servicios que proveen (Stafford-Smith y Reynolds, 2002). Dados los intereses y necesidades socioeconómicas de cada época, los impactos del uso de los ecosistemas reflejan la competencia y compromisos de la sociedad, la visión y perspectiva de los propietarios y tomadores de decisiones, así como el capital y legado ecológico de las diferentes historias y formas de uso del terreno.

La mayoría de los estudios sobre el uso de los ecosistemas actuales los consideran como si fueran prístinos y no toman en cuenta procesos acumulados y superimpuestos a su estructura y funcionamiento resultantes de la historia de su uso, esto es, su legado ecológico (Foster *et al.*, 2003; Peters y Havstad, 2006). El legado ecológico es determinante de que dos ecosistemas similares difieran en sus características funcionales, aun sin presentar grandes diferencias estructurales, lo que modifica sus características de resistencia y resiliencia a un uso del terreno específico y determina su continuidad funcional o estados estables y transicionales (Walker

et al., 2002) y los diversos grados de deterioro que presentan.

Así, ecosistemas sonorenses similares pueden presentar diferentes legados ecológicos, toda vez que han sido utilizados de varias y diversas maneras a través de su historia (figura 1), afectando con cada uso distintas escalas de su biodiversidad, de su estructura y de su funcionamiento, lo que ha dado por resultado un mosaico muy complejo de funcionalidad. En virtud de lo anterior, no es difícil encontrar en nuestro estado ejemplos en donde el mismo terreno ha sido utilizado para sustentar ganadería extensiva o para la tala selectiva de especies para combustible o con fines comerciales, que posteriormente han sido desmontados para introducir pastos exóticos y, en años recientes, excluido el pastoreo para establecer ranchos cinegéticos o Unidades de Conservación y Manejo Sustentable de la Vida Silvestre (Castellanos, 1992; Castellanos *et al.*, 2002; Semarnat, 2002; Sisk *et al.*, 2007), siempre teniendo como común denominador razones socioeconómicas.

Recientemente se ha desarrollado el concepto de

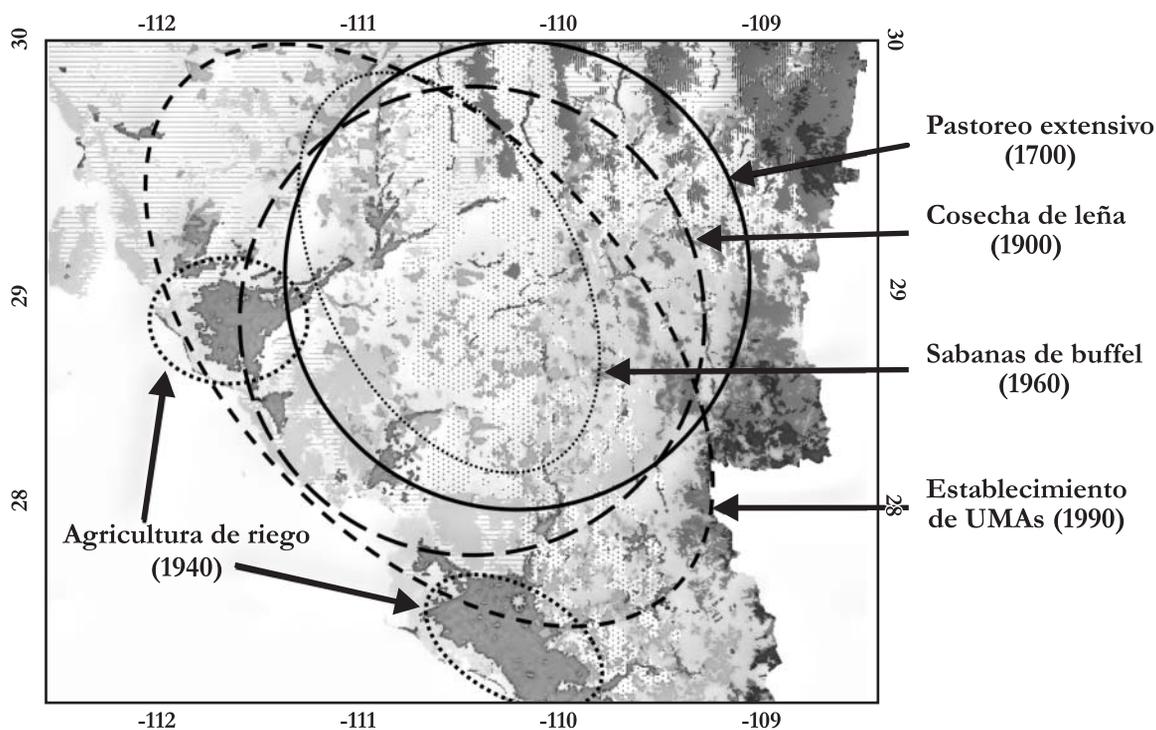


Figura 1. Localización, épocas y superposición de usos del terreno en la región central árida y semiárida de Sonora.

controladores en el uso del terreno (Bürgi *et al.*, 2004; Hobbs y Norton, 2004), los cuales pueden ser de índole socioeconómica, biológica o biofísica. El legado ecológico dependerá del impacto que los controladores tengan sobre las **variables lentas** que determinan el funcionamiento del ecosistema a diferente escala (Stafford-Smith y Reynolds, 2002). Las presiones económicas representan los controladores socioeconómicos; sus efectos son evidentes al afectar las variables lentas del ecosistema que más tiempo requieren para recuperarse, sean biológicas, físicas, estructurales o funcionales (Castellanos *et al.*, datos no publ.; figura 2). A escala de un sitio, las variables con la tasa de cambio más lenta determinarán la dinámica, y aquéllas con el umbral crítico más bajo, afectarán la resiliencia del ecosistema, con lo que se determinan los cambios en los estados estables y dinámicas de transición del ecosistema (Abel *et al.*, 2000; Fernández *et al.*, 2002; Sala *et al.*, 2000; Walker y Meyers, 2004).

Un cambio en los controladores, por ejemplo, presión socioeconómica para cambiar el uso del terreno en un predio de extracción para carbón a ganadería extensiva, modificará el funcionamiento del ecosistema al pasar de un uso controlado por las variables lentas relacionadas con el establecimiento y crecimiento de la población de especies leñosas, a uno determinado por la velocidad de descomposición y reciclaje de nutrientes de especies anuales y de pastos, lo que pudiera afectar la homogeneidad en la distribución y disponibilidad de nutrientes y la productividad de especies. En ambos casos, la determinación de las variables lentas relacionadas con un determinado uso actualmente sólo es especulativa y requiere ser determinada en cada caso. Por ejemplo, es casi paradigmática la idea de que bajo condiciones excepcionales de precipitación es cuando se generan las mayores tasas de establecimiento de especies leñosas en ecosistemas áridos (Shreve, 1917). No obstante, esta sola ex-

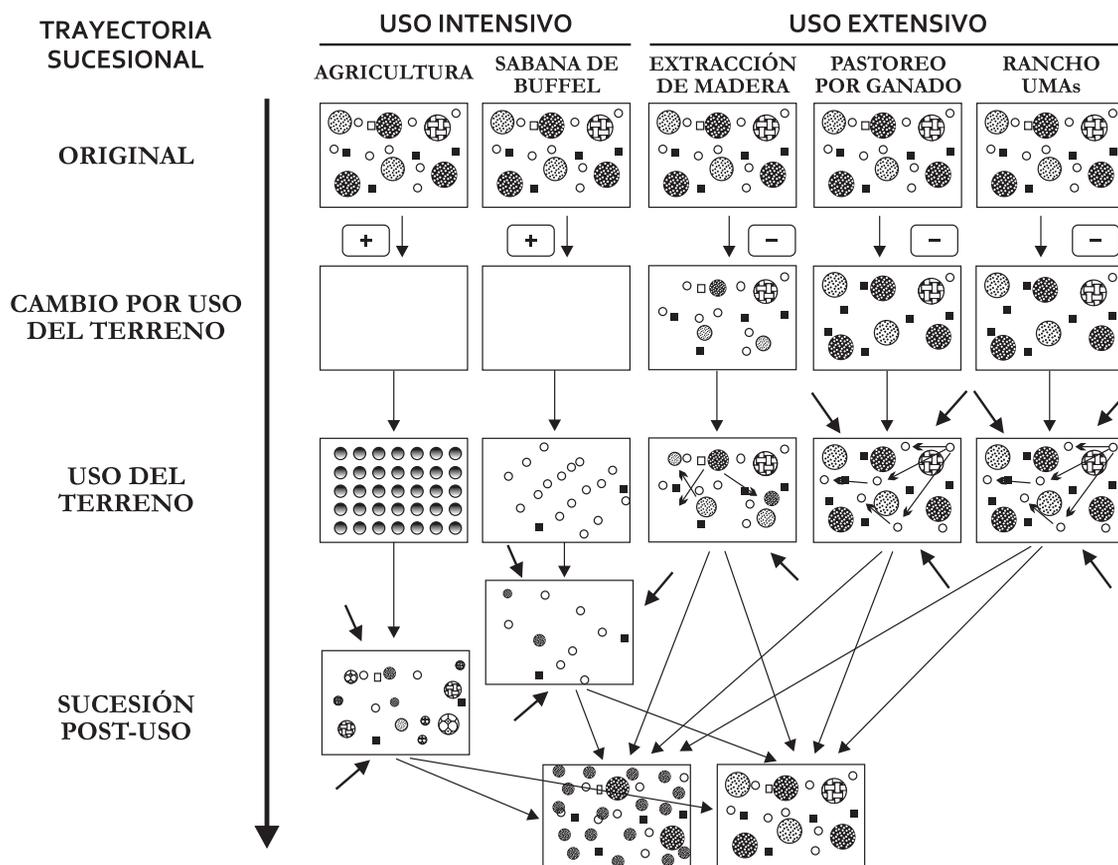


Figura 2. Controladores y variables involucradas en la dinámica a escala de parcela en los procesos de desertificación (A.E. Castellanos, J. Gutiérrez y E. Martínez-Meza, no publicado).

plicación no considera el papel determinante que puede jugar la herbivoría y en particular la interacción disponibilidad de agua-herbivoría (Castellanos y Molina-Freaner, 1990; Gutiérrez *et al.*, 2007; Wise y Abrahamson, 2007) en el ensamblaje de los ecosistemas áridos (Méndez y Castellanos, en prep.).

Este esquema de controladores y variables lentas y rápidas funciona en las diferentes escalas y ayuda a entender los impactos y el legado ecológico por el uso del ecosistema. Así pues, un nuevo uso del terreno (cambio en los controladores socioeconómicos), dado el legado ecológico de usos anteriores, no inicia a partir de las características estables del ecosistema prístino, sino a partir de algún punto en una trayectoria ecológica actual relacionada con el uso y condiciones ambientales antecedentes, lo que dificulta enormemente el poder predecir la nueva dinámica, trayectoria y resultado final de la última intervención. Esto es más cierto aun en el caso de los ecosistemas de Sonora, en los que una base de conocimiento básico, funcional, de sus variables de estado y condición de sus controladores, existe en forma fragmentada, parcial y escasa.

ACTIVIDADES SOCIOECONÓMICAS Y USO DEL TERRENO EN SONORA

Sonora se ubica entre los 32° 29' y 26° 18' latitud Norte y los 108° 25' y 115° 03' longitud Oeste. El estado tiene características desérticas en su porción centro-norte debido al patrón general de circulación atmosférica de la celda de Hadley, que son vientos descendentes secos y calientes provenientes del trópico por efectos adiabáticos de incremento de temperatura del aire. En cuanto a su precipitación, poco más de 94% del territorio corresponde a climas semisecos a secos con precipitaciones que van de menos de cincuenta milímetros en el noroeste del estado a poco más de seiscientos milímetros en el centro-este del estado. Como resultado, Sonora posee climas seco-cálido y semiseco-semicálido en más de tres cuartas partes de su territorio (70.4%), con sólo 12.3% del territorio como templado (INEGI, 2007).

Gran parte de la cubierta vegetal del estado de Sonora ha sido utilizada en alguna forma. Estimaciones del inventario nacional forestal muestran que más de 15% de la cubierta vegetal en la entidad presenta impactos por uso del terreno que resultan en cambios visibles en su estructura. Dada la escala de análisis, la intensificación del uso de los ecosistemas en los últimos años, la baja intensidad de verificación de campo y el número de años que ha transcurrido desde que se efectuó el estudio, es seguro que esa estimación ha sido ampliamente basada.

La intensidad de uso varía con la región del estado, el tipo de actividad y su historia de uso. Por ejemplo, hasta los años setenta gran parte de los ecosistemas desérticos hacia la costa de Sonora permanecían inalterados a la vista, excepto por las grandes zonas agrícolas. En cambio, la región centro-este había sido utilizada en forma extensiva para ganadería hace ya varios siglos e intensivamente en algunas explotaciones forestales, presentando en algunos sitios evidencias de pérdida de suelo por denudación de la cubierta vegetal. Los tipos de cubierta vegetal que se señalan en el inventario con el mayor impacto, son, en orden decreciente, los bosques de encino y mezquiales (31 y 22% respectivamente), el matorral subtropical (13.3%) y sarcocrasicaulescentes con casi nueve por ciento (Conafor, 2000); sin embargo, es probable que los bosques de pino-encino deban ser consideradas dentro de las cubiertas vegetales con fuertes impactos, incluso históricamente.

Las actividades productivas del sector agropecuario, silvícola y pesquero en su conjunto, que utilizan con mayor intensidad los ecosistemas sonorenses y sus recursos naturales, aportan 6.8% del producto interno bruto (PIB) estatal (INEGI, 2007). Es interesante que actividades como agricultura y ganadería, que han sido las dos actividades de uso del terreno de mayor tradición en el estado, actualmente no aparecen dentro de las 15 ramas económicas principales, a pesar de su importancia en la relación de poderes e identidad que representan para el estado de Sonora, pero sobre todo por el impacto ecológico que han ejercido sobre el terreno.

Aunque de menor importancia económica en el estado por su extensión boscosa, la producción forestal en bosques templados se ha incrementado para pino (18 899 m³ rollo), pero ha disminuido para encino en casi un cincuenta por ciento –61 985 m³ rollo– (INEGI, 2007). Igualmente, se ha incrementado la producción forestal de no maderables, en donde se incluye una gran cantidad de especies desérticas y de selva baja –21 379 toneladas en 2003– (INEGI, 2007), aunque seguramente no se encuentran contabilizadas de manera exhaustiva (INEGI, 2007). Tal es el caso de la extracción de madera y carbón, este último para exportación, y cuyas cifras son prácticamente desconocidas en México, aunque hay inferencias basadas en los registros de importación de carbón a Estados Unidos que la ubican entre diez mil y dieciocho mil toneladas entre 1990 y 2002 (Taylor, 2006).

En la última década, la economía del uso del terreno se ha incrementado sustancialmente con dos actividades: fauna cinegética y acuicultura. A partir del cambio en la Ley General de la Vida Silvestre en los años noventa, destaca la inversión en ganadería alternativa y caza cinegética con 6.6% de la inversión directa de capital extranjero, que en este lapso captó un total de 116.6 millones de dólares, mientras que las proyecciones del sector buscan su incremento a más de quinientos millones de dólares anuales para 2009 (Cibermirón, 2004).

La acuicultura, tan sólo en los últimos 5-10 años, ha aumentado su extensión sobre las regiones costeras del centro al sur del estado aproximadamente en veinte mil hectáreas, en gran medida sobre ecosistemas de manglares y desérticos costeros. La actividad se desarrolla en granjas en ocasiones de cientos de hectáreas en las regiones costeras, las cuales llegan a extenderse con sus obras de estanquería varios kilómetros tierra adentro. La camaricultura en el estado de Sonora supera casi cuatro veces en importancia económica a la actividad camaronícola de mar abierto y generó un ingreso estatal superior a 2.5 billones de pesos en 2005 y superior a tres billones de pesos en el ciclo 2006-2007 (Conapesca, 2005; Sagarhpa, 2007), lo que seguramente obligará a considerar con ma-

yor cuidado sus impactos ecológicos en los sistemas aledaños, que han demostrado ser determinantes en el éxito o fracaso de estas operaciones en otros países.

IMPACTO DE LOS DIFERENTES USOS DEL TERRENO EN EL FUNCIONAMIENTO Y DIVERSIDAD VEGETAL DE LOS ECOSISTEMAS

Los cambios en el uso del terreno, dependiendo de su grado de disturbio, impactan la abundancia y diversidad de especies y tipos funcionales, el funcionamiento y flujos de masa y energía y la estructura, y los servicios que prestan los ecosistemas. Por ejemplo, el disturbio puede inducir cambios en la estructura, atributos foliares y estrategias de crecimiento de las especies, que determinan las características, ciclos biogeoquímicos y funcionamiento de los ecosistemas (Chapin *et al.*, 2002). En el caso de los ecosistemas sonorenses, su funcionamiento ha sido afectado a diferentes escalas por las décadas y siglos durante los que han sido utilizados, así como por las dimensiones de la perturbación de las formas de uso del terreno más recientes. Podemos diferenciar los usos del terreno en intensivos y extensivos, dado su impacto en la biodiversidad y el grado de transformación (estructural y funcional) del ecosistema por unidad de superficie y tiempo (figura 3). En virtud de las características productivas, así como de las condiciones climáticas que clasifican 70.4% de la superficie del estado como seco-cálido a semisecco-cálido, los usos del terreno en el estado fueron históricamente, e inicialmente, en su mayoría extensivos.

Una escasa productividad primaria es la característica de los ecosistemas áridos y semiáridos sonorenses, aunque como se ha visto en la agricultura de riego, éstos pueden lograr una alta productividad al suministrarse recursos adicionales. Los bajos niveles de productividad limitan las posibilidades de uso y la capacidad de carga de estos ecosistemas. Sin embargo, los impactos de uso han sido menos evaluados en relación con su efecto sobre su funcionamiento que sobre la biodiversidad.

DIVERSIDAD VEGETAL EN SONORA

Aunque este apartado es ampliamente tratado en otros capítulos del libro, es necesario resaltar aquí algunas relaciones importantes de la biodiversidad en la transformación de la cubierta vegetal en el estado de Sonora.

Las regiones áridas y semiáridas de Sonora se caracterizan por una cantidad importante de especies arbóreas, a diferencia de otros ecosistemas con condiciones similares de aridez en el país y en el mundo (Turner *et al.*, 1995). Aunque diversas hipótesis se han planteado para explicar esta condición característica del Desierto Sonorense, es posible que contribuyan tanto la presencia de un régimen de lluvias biestacional (verano e invierno), así como la ecotonía biogeográfica de elementos florísticos y faunísticos de origen neártico y neotropical sobre el territorio sonorense (Castellanos, 1992; Rzedowski, 1978). Es común observar que algunas de las especies arbóreas dominantes en ecosistemas

áridos extiendan su distribución a ecosistemas subtropicales adyacentes hacia el este y sur del estado.

Una característica de gran importancia de los ecosistemas sonorenses es su endemismo y sus límites de distribución de especies neárticas y neotropicales en la región central de Sonora (Turner *et al.*, 1995), probablemente relacionada, en gran medida, con su ecotonía biogeográfica. En esta región central de Sonora la diversidad vegetal puede ser alta en los ecosistemas de Selva Baja Caducifolia o baja en los del Desierto Sonorense; sin embargo, en ambos casos poseen una importante proporción de especies endémicas cuyo límite de distribución austral o septentrional se encuentra en esta región sonorense (Brown, 1982; Rzedowski, 1978; Shreve, 1951; Turner *et al.*, 1995). En los ecosistemas templados de la región central de Sonora existen evidencias de la relación entre ecotonía biogeográfica y endemismo, como es el caso de una de las más grandes concentraciones de especies de *Pinus* en México (aproximadamente 17 taxo-

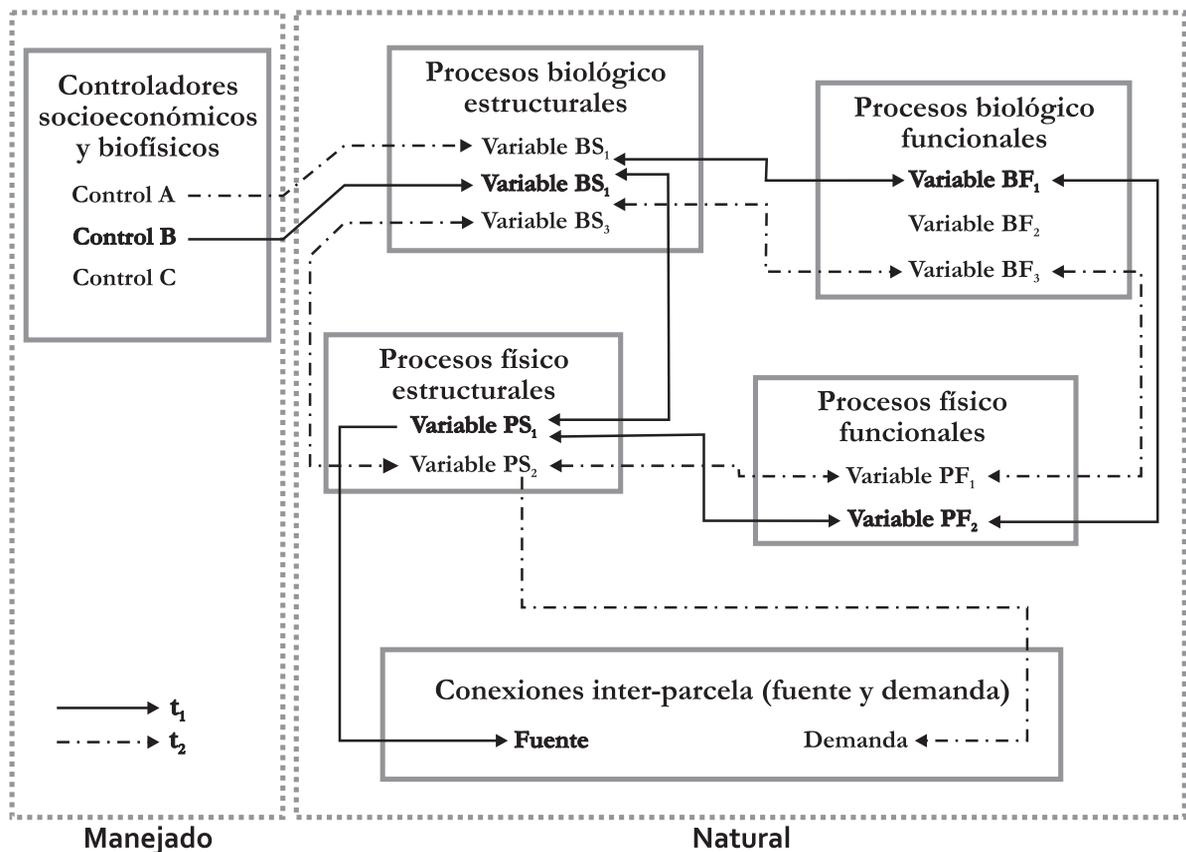


Figura 3. Esquematización de los efectos sobre la dinámica de la cubierta vegetal por los usos intensivos y extensivos del terreno.

nes), ubicada en la región de Yécora-Maycoba en Sonora y la adyacente de Chihuahua (Castellanos, 1990), aunado al gran número de endemismos por unidad de superficie que existen en estos ecosistemas templados en el país (Rzedowski, 1993).

La utilización del terreno y de la cubierta vegetal sonorenses se enmarca, pues, en los posibles grandes o pequeños impactos del uso del terreno sobre una biodiversidad y endemismos únicos y sobre una estructura y funcionamiento de los ecosistemas poco conocidos y entendidos y a los cuales se superpone un legado ecológico sólo considerado ocasionalmente.

USOS EXTENSIVOS: GANADERÍA

El principal uso desde la colonización de esta región por los españoles a fines del siglo XVIII ha sido la ganadería continua en la región central y noreste de Sonora, extendida luego hacia el sureste y, a fines del siglo XIX, hacia la región más desértica en el oeste del estado (Baroni, 1992; Camou, 1990). Según crónicas de los primeros misioneros en Sonora, los inicios de la actividad ganadera se ubican en las primeras décadas del siglo XVI (Pfefferkorn, 1989). Es probable que la ganadería en Sonora haya iniciado en regiones ecotonales de pastizales semiáridos con matorrales subtropicales y en los límites más septentrionales de la selva baja caducifolia. Algunas relaciones del siglo XVI referentes al desarrollo de la ganadería en la región central de Sonora, en la antigua Ostimuri, hoy región de Moctezuma y Arizpe, mencionan hatos de varios cientos de miles de cabezas de ganado —que eventualmente eran llevados hasta la ciudad de México (Camou, 1991), en lo que antes parecerían ser pastizales semiáridos en terrenos profundos y matorrales espinosos y encinales abiertos en suelos menos profundos y laderas, hoy convertidos en matorrales semidesérticos (Castellanos, obs. pers.). Consideraciones históricas, climáticas y remanentes de estos pastizales, que pudieron haber estado más ampliamente distribuidos al sureste de Moctezuma (Marshall, 1957), sugieren mayor amplitud en la

distribución de pastizales semiáridos y en el sotobosque de matorrales y encinales.

Con la pacificación de los apaches en el siglo XIX surgió la posibilidad de colonizar la región noreste del Estado y la ganadería se extendió entonces hacia esa región de pastizales semiáridos (McClaran y Van Devender, 1995). Expedicionarios de la región describen pastizales inmensos y de gran vigor que llegaban incluso a la altura de la montura (Lejeune, 1995), probablemente refiriéndose a especies como *Sporobolus airoides*. No es casual que en esta región sonorenses y alrededor de la actividad ganadera se hayan desarrollado las familias y centros de mayor poder en el estado, como lo muestran los conflictos por la posesión de estas tierras desde inicios de la colonización. No es tampoco casual que una de las compañías más importantes, la Cananea Cattle Company, uno de los hitos de mayor importancia en la actividad ganadera en Sonora, se haya desarrollado en esta región de pastizales semiáridos, hoy desertificada en gran medida (Bahre y Bradbury, 1978; Bahre y Shelton, 1993).

Los ecosistemas de pastizales semiáridos naturales cubren actualmente una superficie de alrededor de 2.28 millones de hectáreas, que varía según la fuente de consulta (INEGI, 2006). La actividad ganadera se considera como una de las que mayor impacto producen sobre la cubierta vegetal. El uso continuo y la alta presión de pastoreo sobre los ecosistemas de pastizales semiáridos han sido propuestas como las principales causas del debilitamiento y desaparición de algunas especies de pastos nativos y de la invasión de especies leñosas, lo que ha provocado la degradación irreversible de esos ecosistemas. Esta degradación a matorrales desérticos a finales del siglo XIX ha sido ampliamente documentada en ecosistemas adyacentes a la actual frontera con Estados Unidos (Archer *et al.*, 1995; Bahre y Shelton, 1993; Bahre y Bradbury, 1978; Buffington y Herbel, 1965; Van-Auken, 2000).

El uso prolongado del terreno por la ganadería ha resultado, según los monitoreos desarrollados por la Comisión Técnico Consultiva para la Determinación de los Coeficientes de Agostadero (Cotecoca), en la compactación del suelo, la dis-

minución de su productividad, la pérdida de vigor y desaparición de especies forrajeras y palatables para el ganado (pastos, subarbustos y arbustos), cambios en su dominancia y disminución en la capacidad de carga de los diferentes ecosistemas del estado (Aguirre-Murrieta *et al.*, 1974; Cotecoca, 1973). En los ecosistemas áridos y semiáridos sonorenses en los que se ha desarrollado una ganadería extensiva la presión de pastoreo ha disminuido algunas especies «palatables» (Cotecoca, 1973). Estos cambios en la riqueza y diversidad de especies vegetales a lo largo de décadas o siglos de uso pudieran haber impactado la dinámica de las poblaciones, directa o indirectamente, por herbivoría o disminución en reclutamiento, modificando también la composición de tipos funcionales, los atributos de las especies y, consecuentemente, las características estructurales y funcionales de los ecosistemas con manejo ganadero (Adler *et al.*, 2004; Aguiar *et al.*, 1996; McIntyre y Lavorel, 2001; McNaughton *et al.*, 1983; Sperry *et al.*, 2006). Asimismo, se ha observado en otros ecosistemas que el uso continuo y extensivo ha sido factor determinante de la pérdida selectiva de las especies más palatables, de cambios en la dominancia de especies, de modificación de los patrones de infiltración de agua (Van de Koppel y Rietkerk, 2004; Van de Koppel *et al.*, 2002) y del incremento de la heterogeneidad en la distribución de nutrientes en el suelo, con lo que se ha inducido su concentración en islas de fertilidad (García-Moya y McKell, 1970; Garner y Steinberger, 1989), características de los ecosistemas degradados y desertificados (Schlesinger *et al.*, 1990, 1996 y 1999).

Una hipótesis poco explorada aún es la posibilidad de que la degradación tan prolongada que existe hoy en esas regiones sea el efecto sinérgico de una presión de pastoreo significativa, potenciada por la presencia de períodos prolongados de sequía, que habrían disminuido la capacidad compensatoria del pastizal bajo condiciones de limitación de agua y otros recursos. Hasta mediados de los años sesenta existía la percepción de que la ganadería en Sonora no había impactado fuertemente los ecosistemas semiáridos que la han sustentado.

Entre las hipótesis que se han aducido en apoyo a esta idea de impacto relativamente menor, se menciona la posible preadaptación de los ecosistemas sonorenses al pastoreo por grandes mamíferos (Donlan y Martin, 2004) y las bajas densidades de ganado manejadas extensivamente. Al igual que la presencia de sequías importantes a mediados y fines del siglo XIX, hubo períodos importantes de sequía en la década de los años cincuenta del siglo XX (Seager *et al.*, 2007) y sin embargo la densidad de ganado se intensificó motivada por demandas de mercado internacional (Perramond, 2004). En los años sesenta, sin haberse probablemente recuperado los ecosistemas, el incremento en el hato ganadero fue del cincuenta por ciento y se duplicó en los años setenta en relación con décadas anteriores, lo que habla de una política de uso del terreno sin relación con las condicionantes ambientales que influyen sobre la productividad del ecosistema. Este aumento en el hato ganadero sin consideración de las condicionantes productivas de los ecosistemas pudo haber actuado en forma sinérgica y potenciado el acelerado debilitamiento de las especies nativas y la degradación de los pastizales semiáridos de Sonora y del norte de México. Este legado ecológico de degradación y propensión a la invasión por leñosas y pastos exóticos de los pastizales semiáridos y agostaderos sonorenses pudiera explicarse en base a este efecto sinérgico de limitación de recursos debido a la interacción sequía-presión por herbívoros como factor determinante en el establecimiento y la mortalidad de especies nativas (Wise y Abrahamson, 2005 y 2007) y no sólo por el efecto del sobrepastoreo *per se*.

La exploración a mayor detalle de los mecanismos determinantes del cambio tecnológico en la ganadería sonorense pudiera ser reveladora. Si la ganadería pudo beneficiarse por siglos por una preadaptación de las especies al pastoreo por condiciones climatológicas relativamente favorables, por un uso y una carga animal adecuada en los ecosistemas o por una lenta disminución en su capacidad productiva y acumulación de sus efectos, esto debería influenciar el diseño de políticas de manejo y uso de los ecosistemas áridos.

GANADERÍA INTENSIVA: INTRODUCCIÓN DE BUFFEL

La intensificación y cambio en la utilización de los ecosistemas sonorenses por la ganadería –cambio en el paquete tecnológico agropecuario– se justificó en base a una disminución de la productividad del agostadero, sin embargo, pudiera obedecer más a la modificación en los patrones de exportación al mercado internacional.

Este proceso de modificación tecnológica del agostadero se inicia en las décadas de los años cincuenta y sesenta e incluye mayor intensificación de uso y manejo del potrero y una sustitución del hato ganadero por razas de mayor conversión y rendimiento (Camou, 1990 y 1991). Esta transferencia tecnológica a los ecosistemas áridos sonorenses, intrínsecamente poco productivos por unidad de terreno, seguramente evidenció en forma inmediata la necesidad de suplementar la productividad de los agostaderos para hacer factible el nuevo sistema de intensificación productiva, aunque esto se justificó como consecuencia de la degradación por el pastoreo previo (Aguirre-Murrieta *et al.*, 1974; Cotecoca, 1973).

La justificación para un mayor manejo sobre los ecosistemas también se ha hecho evidente en las estadísticas oficiales. Según éstas, la superficie considerada como agostadero en el estado era de aproximadamente 4.37 millones de hectáreas en 1940, pero a partir de 1980 se modifican las estadísticas y se consideran oficialmente casi 15.7 millones de hectáreas (84% del territorio) como superficie de agostadero, prácticamente todo el estado (INEGI, 2006). Es posible que estas estadísticas hayan sido modificadas para justificar el incremento al doble del hato ganadero que se dio entre los años sesenta a noventa (1.6 millones de cabezas), a pesar de la disminución en los coeficientes de agostadero que ya se venían observando a escala estatal.

El establecimiento de sabanas de buffel

El buffel (*Pennisetum ciliare* = *Cenchrus ciliaris*) se introdujo en Sonora como justificación a la dismi-

nución en los coeficientes de agostadero y a la necesidad de aumentar la baja productividad intrínseca de los ecosistemas sonorenses utilizados en la ganadería y el deterioro y disminución de especies palatables (Aguirre-Murrieta *et al.*, 1974; Cotecoca, 1973 y 2002). Aunque en algunos ranchos está presente desde la década de los años cincuenta, fue en la década de 1960 cuando el buffel, un zacate exótico nativo de Asia y África, fue introducido en forma masiva utilizando variedades desarrolladas en Texas (Alcalá-Galván, 1995; Johnson y Aguayo, 1973; Patrocipis, 1995; Ramírez *et al.*, 1981; Servín y Ramírez, 1981).

Junto con la introducción de buffel hubo cambios importantes en el manejo del hábitat utilizado como agostadero y, particularmente, en la composición del hato de ganado, ya que se introdujeron nuevas razas y cruza y se modificó el sistema productivo ganadero y los cultivos asociados a la actividad (Camou, 1990; Pérez y Camou, 2004). Ambas introducciones modificaron la ganadería sonorenses de su forma tradicional y extensiva a una intensiva y enfocada al mercado internacional, lo que parece indicar que el cambio en el esquema productivo ganadero respondió en gran medida a las nuevas condiciones del mercado y no sólo a la disminución en los coeficientes de agostadero. La época en que detona el incremento en la superficie sembrada con buffel en todo el estado fue en la década de los años ochenta y principios de los noventa (Castellanos *et al.*, 2002; Yanes, 1999).

Impactos ecológicos en sabanas de buffel

La introducción de buffel ha tenido consecuencias evidentes en la estructura del paisaje, pero menos conocidos y cuantificados han sido los impactos ecológicos en el funcionamiento y dinámica de los ecosistemas de Sonora. Los impactos han sido resultado de la aplicación de un paquete tecnológico de manipulación y adecuación de los ecosistemas naturales del cual se desconocen aún de manera importante las consecuencias ecológicas. Algunos de los impactos ecológicos analizados en este apartado resultan del estudio comparativo de ecosiste-

mas naturales con modificados para entender así los cambios funcionales y las consecuencias en el manejo de los ecosistemas sonorenses.

Estructura del paisaje

La siembra de buffel involucró primero la creación de pastizales monoespecíficos, en similitud a la agricultura intensiva, mediante la remoción total de la cubierta vegetal, y sólo años después el paquete tecnológico asociado a su siembra se modificó para tratar de mantener durante el desmonte algunas especies arbóreas (creación de sabanas). Estos cambios técnicos no respondieron a consideraciones o mejor entendimiento del funcionamiento del ecosistema, sino a la necesidad de contar con sitios de sombra y protección para el ganado durante las épocas y horas de clima árido extremo, esto es, para corregir un error en la adopción del paquete tecnológico original.

Un efecto evidente debido al desmonte para la siembra de buffel fue el cambio de la estructura de la vegetación y la diversidad de especies (Saucedo-Monarque, 1994; Saucedo-Monarque *et al.*, 1997). La diversidad de especies vegetales disminuye en forma considerable poco después del desmonte, aunque aparentemente puede incrementarse durante la fase de reestablecimiento natural de especies y con el paso del tiempo. La inducción de diferentes estados sucesionales de la vegetación debido a los parches (parcelas) de diferente edad y tamaño, aunque no totalmente estudiada en el paisaje de los ecosistemas sonorenses, parece iniciarse relativamente rápido. Aunque, dependiente de la condición y manejo del sitio, la riqueza o diversidad de especies de plantas puede llegar a recuperarse, pese a que la proporción o valor de importancia de las mismas y algunos componentes estructurales específicos, como trepadoras, pueden llevar períodos mucho más largos, sin llegar a recuperar su dominancia original en varias generaciones.

Un número importante de las formas de crecimiento dominantes en las asociaciones vegetales del Desierto Sonorense en la región central de Sonora son arbustos y árboles de las leguminosas, algunos posiblemente fijadores de nitrógeno. Poste-

rior a un desmonte, la frecuencia de árboles y arbustos disminuye drásticamente y se incrementan las subarborescentes, herbáceas y buffel (Saucedo-Monarque, 1994; Saucedo-Monarque *et al.*, 1997). Sabanas de buffel de veinte años o más van incrementando la frecuencia de arbustivas y arbóreas, en función del tipo de desmonte, la intensidad del pastoreo y la edad de la sabana (Romo, 2006; Saucedo-Monarque *et al.*, 1997), detectándose menor riqueza de especies con pastoreo intenso. Es común en sitios sembrados con buffel y gran carga animal o sobrepastoreo la pronta invasión por chírahuí (*Acacia cochliacantha*), una leguminosa posiblemente fijadora de nitrógeno, de elevadas tasas fotosintéticas, rápido crecimiento y establecimiento inicial. El funcionamiento y descripción sucesional de los sitios invadidos de esta forma no se han estudiado en detalle, pero debido al porte de grandes espinas de la especie, parecen facilitar la sucesión vegetal. Algunos autores no consideran que en sitios más áridos la aparición de *A. cochliacantha* inicie la sucesión; no obstante, nuestras observaciones muestran lo contrario entre los 300 y 500 mm (Romo, 2006).

Cambios en procesos en el suelo

Los cambios sucesionales y de la diversidad y dominancia de las especies en las sabanas de buffel tienen una relación funcional importante con las condiciones y procesos del ecosistema en el suelo. Al igual que la gran mayoría de los cambios inducidos por la introducción de buffel, los efectos de su establecimiento sobre la erodabilidad del terreno son contradictorios y requieren de seguimiento detallado. Algunos estudios preliminares sugieren que la erosión puede ser importante en sitios recientemente desmontados y sembrados con buffel, pero dadas las características y cobertura del buffel, sugieren una disminución de la erosión, incluso por encima de la que puede presentarse en la vegetación natural (Perramond, 2000). Otros estudios desarrollados a partir de efectuar levantamientos microtopográficos del suelo muestran el incremento en la formación de pedestales alrededor de los individuos de buffel con la edad de esta-

blecimiento, lo que sugiere una tasa importante de erosión en las sabanas de buffel con respecto a los sitios naturales (Saucedo-Monarque, 1994). Es posible que el mayor grosor y ausencia relativa de pelos finos en el sistema radicular del buffel resulten en una menor retención y amalgamamiento de las partículas del suelo, en comparación incluso con algunos pastos anuales nativos. Una mayor erosión es de esperarse en sabanas de buffel desde su establecimiento, dadas las obras de movimiento masivo y remoción de suelo, su exposición por desnudamiento y la gran proporción de sitios que presentan bajo o escaso establecimiento de buffel (Castellanos *et al.*, 2002).

A nivel microclimático existen cambios estacionales y diurnos importantes en los regímenes de temperaturas del suelo entre comunidades naturales y sabanas de buffel. Durante la primavera, algunas comunidades naturales muestran ciclos de rápido calentamiento del suelo antes del mediodía, manteniéndose dicha temperatura hasta las primeras horas de la madrugada, cuando desciende rápidamente (Castellanos *et al.*, 2002). Las sabanas de buffel en la misma estación no están activas vegetativamente y muestran una dinámica microclimática diferente, pues presentan ciclos de calentamiento-enfriamiento muy rápidos durante las horas de luz del día y mantienen temperaturas menores en el suelo después de la puesta del sol hasta por 10° C en relación con las encontradas en sitios naturales. El patrón se modifica estacionalmente y se han encontrado menores temperaturas en el suelo bajo el follaje de buffel que en sitios naturales (Castellanos *et al.*, 2002). Aunque las causas de una menor temperatura en sitios con buffel pudieran deberse al enfriamiento por transpiración y mayor sombreado en esta porción del suelo, también se han encontrado menores temperaturas a pocos centímetros por encima del suelo en lugares perturbados y abiertos con escasa cubierta vegetal, en comparación con temperaturas mayores bajo el dosel de mezquite (figura 4), lo que sugiere otros factores determinantes, como pueden ser, entre otros, la mayor velocidad de viento y el enfriamiento por disminución de la capa limitante sobre la superfi-

cie desnuda. Las consecuencias de microclimas más fríos y variables en el suelo de sabanas de buffel deben ser investigadas con detalle para entender potenciales cambios en la dinámica de los procesos relacionados con el banco de semillas, limitantes a la germinación y establecimiento de especies nativas, así como en los procesos de retención de humedad, mineralización y descomposición, entre otros.

Islas de fertilidad y heterogeneidad espacial de los nutrientes

Una característica importante de la vegetación árida y semiárida en Sonora es el porcentaje significativo de especies de leguminosas, del cual un número importante de ellas ha sido relacionado con su papel de nodrizas y formadoras de islas de fertilidad (García-Moya y McKell, 1970; Reynolds *et al.*, 1999; Suzán *et al.*, 1996; Throop y Archer, 2007), al crecer y formar parches (parcelas) en los que se asocia una importante diversidad de otras especies y formas biológicas. Esta manera de estructurar el paisaje en los ecosistemas desérticos, en parcelas donde existe una concentración de recursos y biodiversidad, resulta en una mayor heterogeneidad en la distribución de nutrientes y disponibilidad de recursos (López-Portillo y Montaña, 1999; Mauchamp *et al.*, 1993; Van de Koppel y Rietkerk, 2004) e, incluso, ha sido considerada como un indicador de procesos de degradación o desertificación de ecosistemas de pastizal (Schlesinger *et al.*, 1996 y 1990; Von Hardenberg *et al.*, 2001). Es posible que el no reconocer la presencia de islas de fertilidad e interespacios con menos recursos, al transformar la cubierta vegetal natural a sabanas, sea una de las causas del bajo establecimiento inicial de buffel en sitios recién desmontados (Castellanos *et al.*, 1996 y 2002).

Las sabanas de buffel modifican su fertilidad y tienden a disminuir el reservorio de nitrógeno en el suelo conforme aumenta el tiempo de su establecimiento (Castellanos *et al.*, 2002). Esta disminución no es claramente evidente para reservorios de nitrógeno inorgánico en el suelo y para las tasas de mineralización neta (López, 2007), lo que hace

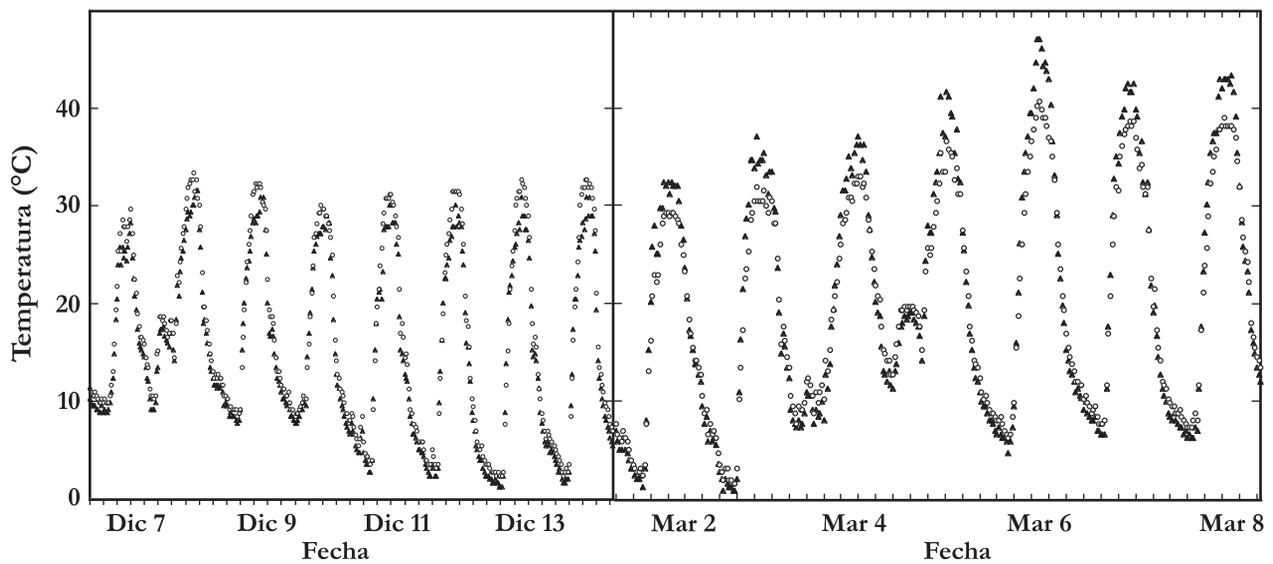


Figura 4. Diferencias microclimatológicas en la temperatura del aire en lugares abiertos (círculos) y bajo el dosel (triángulos) de árboles de diferentes especies. Los datos representan diferencias estacionales.

realmente compleja la explicación de los cambios inducidos en el suelo con el tiempo de establecimiento de sabanas de buffel. Estacionalmente, en algunos ranchos de la región central de Sonora se ha encontrado la disminución de nitrógeno orgánico total en el suelo durante la época húmeda (tabla 1). Los cambios encontrados en relación con la disminución del nitrógeno en el suelo pudieran ser resultado de múltiples factores a diferentes niveles, del individuo (alta concentración de nitrógeno en el follaje para sustentar altas tasas de fotosíntesis, una baja tasa de reabsorción en las hojas), del ecosistema (una disminución en el aporte de entrada por pérdida de fijadoras de nitrógeno, un cambio en las tasas de mineralización y disponibilidad para las plantas, un ciclo de degradación más largo debido al gran contenido de lignina en buffel), del sistema de manejo productivo (exportación en exceso fuera del sistema vía pastoreo, pro-

ducción y venta animal durante décadas) o de una combinación de todos ellos.

Desmontes y cambios en los reservorios de carbono en el suelo

El cambio de la vegetación natural a sabana de buffel también repercute en los procesos de formación de materia orgánica y en los reservorios de carbono. Una gran proporción de las especies vegetales de las regiones áridas y semiáridas sonorenses poseen la vía fotosintética C_3 , relacionada con la mayor discriminación isotópica de carbono en sus tejidos ($\delta^{13}C$ más negativo), lo cual persiste en la señal isotópica de la materia orgánica del suelo, una vez que se ha incorporado la hojarasca de sus especies. En comparación, el buffel es una especie con vía fotosintética C_4 , por lo cual sus tejidos muestran una menor discriminación isotópica ($\delta^{13}C$ menos negativo), lo que se refleja en la prevalencia

Tabla 1. Disminución en nitrógeno orgánico (%) en sabanas de buffel durante la época seca y húmeda

Tipo de vegetación	Nitrógeno Kjehdhal en Buffel		Nitrógeno Kjehdhal bajo fijadora N	
	Estación seca	Estación húmeda	Estación seca	Estación húmeda
Sabana antigua	0.602 ± 0.034	0.399 ± 0.040	0.625 ± 0.047	0.666 ± 0.061
Sabana reciente	0.497 ± 0.040	0.511 ± 0.056	0.618 ± 0.097	0.793 ± 0.103
Natural			0.896 ± 0.171	0.605 ± 0.079
Interespacio	0.643 ± 0.040			

Notas: estación seca (enero), húmeda (agosto). Los valores bajo fijadoras en sitios naturales son considerados la base de comparación.

de este tipo de señal isotópica en la materia orgánica del suelo producto de la descomposición de su biomasa. Estudios en sitios con diferentes años de establecimiento del buffel muestran el cambio en la señal isotópica de la materia orgánica del suelo (tabla 2) y revelan cómo, en los primeros años después del desmonte para establecer el buffel, la señal de discriminación isotópica en la materia orgánica del suelo muestra que casi 92.5% del carbono orgánico en el suelo proviene del buffel, lo que refleja la composición casi exclusiva de buffel como especie dominante establecida (tabla 3). En sitios en donde el buffel se estableció quince y treinta años antes, 35.4 y 45% del carbono proviene de especies nativas que han logrado restablecerse (tabla 2).

Una vez establecido el buffel, la recuperación de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas semiáridos sonorenses parecen estar desfasados en el tiempo y reflejan la velocidad de sucesión y dominancia de especies, tanto encima del, como en el suelo, por lo que sugieren la necesidad de que transcurran algunas décadas y hasta siglos para que se restablezcan.

Cambios en el uso de agua y balance de carbono en sabanas de buffel

Buffel tiene una de las capacidades fotosintéticas más altas reportadas en la literatura (Larcher, 1995), que coincide con las principales características por las que es utilizado como forraje: su rápida y abundante producción de biomasa. Bajo condiciones del Desierto Sonorense, la capacidad fotosintética en bu-

ffel puede variar en diferentes años y sitios, lo que probablemente refleja la diferencia en disponibilidad de recursos como agua y nitrógeno en el suelo y hojas (tabla 2). Aun cuando las tasas en esa especie son altas comparadas con un número importante de especies nativas (Castellanos, 1996), es menor o similar a las encontradas en anuales nativas como *Bouteloua* sp. y *Amaranthus palmeri*. Dado el conocimiento tan limitado en las capacidades fotosintéticas de un gran número de especies y tipos funcionales en el Desierto Sonorense (tabla 3), es posible darnos una primera idea de los eventuales efectos en la pérdida de diversidad funcional que resultará de llegar a perder especies cuyo potencial aún no conocemos, dada la gran velocidad de transformación de los ecosistemas naturales desérticos a sabanas de buffel. Las características funcionales de otras muchas especies que son de gran importancia en los ecosistemas de Sonora son aún menos conocidas y su falta de estudio y pérdida puede ser crucial para el mantenimiento, conservación y funcionamiento futuro de la biodiversidad de los ecosistemas del estado. Por ejemplo, *Acacia cochliacantha*, una de las especies dominantes en praderas viejas y perturbadas de buffel, es una especie con gran capacidad fotosintética y de fijación de nitrógeno, dos características de gran importancia que explican su invasibilidad, y que al mismo tiempo permiten iniciar la recuperación de las comunidades vegetales semiáridas en Sonora.

La simplificación en la estructura y diversidad de especies de los ecosistemas naturales, transformados a sabanas de buffel, afecta la eficiencia del

Tabla 2. Cambios en la composición isotópica y proporción carbono-nitrógeno en hojas y suelo de sabanas de buffel con diferente edad de establecimiento

		$\delta^{13}\text{C}$	s.e.	C/N	s.e.	Contribución por buffel (% C)
Hojas	Especies C_3	-25.34	0.25	12.67	0.78	
Suelo	Sabana reciente (1-5 años)	-12.38	1.376	21.22	2.397	92.46
	Sabana intermedia (5-15 años)	-15.9	0.879	11.54	0.456	64.57
	Sabana antigua (>20 años)	-16.94	0.404	11.29	0.193	55.13
	Vegetación natural	-23.01	0.893	10.31	0.144	

Nota: el cálculo de porcentaje de carbono en suelo supone $\delta^{13}\text{C} = -12$ para buffel.

Tabla 3. Tasas de fotosíntesis de algunas especies de ecosistemas áridos y semiáridos sonorenses

Tipo funcional	Especies	Vía	Tasa fotosintética ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)		Conductancia estomática ($\text{mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)		
			D. Sonorense	Sonora	D. Sonorense	Sonora	
Árboles	Tallo fotosintético	<i>Cercidium floridum</i>	C3	10.00	12.18	140	
		<i>Cercidium microphyllum</i>	C3*	8.80*	12.74	450	
	Caducifolios	<i>Bursera microphyla</i>	C3		15.57	190	
		<i>Prosopis velutina</i>	C3		19.40	284	
Arbustos	Perennifolios	<i>Acacia greggii</i>	C3	10.08*			
		<i>Olneya tesota</i>	C3	7.60*	7.30	25	
	Caducifolios	<i>Ambrosia ambrosioides</i>	C3	22.50		260	
		<i>Ambrosia deltoidea</i>	C3	23.90*			
		<i>Ambrosia dumosa</i>	C3	20.00			
		<i>Coursetia glandulosa</i>	C3		15.50	250	
		<i>Fouquieria splendens</i>		3.00			
		<i>Atriplex lentiformis</i>	C4	28.00		120	
	Perennifolios	<i>Atriplex canescens</i>	C4		17.90	130	
		<i>Atriplex polycarpa</i>	C4		19.50	250	
		<i>Baccharis sarathroides</i>	C3		10.60	150	
		<i>Larrea divaricata</i>	C3	27.00	9.00	440	
		<i>Simmondsia chinensis</i>	C3	11.80	10.50	57	
		Suculentos	<i>Opuntia basilaris</i>	CAM	6.00		48
			<i>Agave angustifolia</i>	CAM			
<i>Agave desertii</i>	FCAM		6.00		56		
<i>Agave americana</i>	CAM		11.00				
<i>Hesperaloe funifera</i>	CAM		8.00				
Subarbustos	Perennes	<i>Hesperaloe nocturna</i>	CAM	3.70			
		<i>Encelia farinosa</i>	C3	37.00	28.90	680	
		<i>Hymenoclea monogyra</i>	C3	10.00		285	
		<i>Justicia californica</i>	C3	15.80		250	
		<i>Penstemon parryi</i>	C3	19.00		260	
		<i>Salazaria mexicana</i>	C3	22.00			
		<i>Spharalcea parvifolia</i>	C3	8.20		160	
Helechos	Perennes	<i>Notholaena parryi</i>	C3	5.00			
		<i>Hilaria rigida</i>	C4	67.00			
Gramíneas	Perennes	<i>Pennisetum ciliare</i>	C4		35.70	54.60	
		<i>Bouteloua aristidoides</i>			59.30	150	
Anuales	Invierno	<i>Amsinckia intermedia</i>	C3*	31.50		380	
		<i>Bowlesia incana</i>	C3*	11.34		500	
	Anuales	<i>Machaeranthera gracilis</i>	C3	35.00		320	
		<i>Malvastrum rotundifolium</i>	C3	65.00		1 400	
		<i>Phacelia crenulata</i>	C3*	52.29		380	
		<i>Phacelia distans</i>	C3*	12.60		200	
		<i>Plantago insularis</i>	C3*	13.86		280	
		<i>Amaranthus palmeri</i>	C4	81.00		800	
		<i>Dicoria canescens</i>	C3	48.00		1 200	
		<i>Tidestromia oblongifolia</i>	C4	37.00		200	
Trepadoras	Herbáceas	<i>Cucurbita digitata</i>	C3		26.78	540	

Tabla 3 (concluye). Tasas de fotosíntesis de algunas especies de ecosistemas áridos y semiáridos sonorenses

Tipo funcional	Especies	Vía	Tasa fotosintética ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)		Conductancia estomática ($\text{mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	
			D. Sonorenses	Sonora	D. Sonorenses	Sonora
Semileñosas	<i>Cynanchum</i> sp.	C3		24.69		
	<i>Ibervillea sonora</i>			30.20		289
	<i>Phaseolus filiformis</i>	C3		20.00		198
	<i>Antigonum leptopus</i>	C3		9.40		145
	<i>Janusia linearis</i>	C3		33.90		864
Leñosas	<i>Cardiospermum corundum</i>	C3		23.70		495
	<i>Ipomoea</i> sp.	C3		13.03		250
	<i>Mascagnia macroptera</i>	C3		10.26		
	<i>Nissolia schottii</i>	C3		9.56		115
	<i>Metelea</i> sp.	C3		11.06		685
	<i>Merremia palmeri</i>	C3		28.70		220

Nota: las tasas señaladas con asterisco resultan de la conversión $\text{mg CO}_2 \text{ dm}^{-2} \text{ hr}^{-1} * 0.63$.

uso del agua de los ecosistemas y su estacionalidad. En forma individual, el buffel presenta una mayor eficiencia en el uso de agua, lo que modifica el balance hídrico y resulta en una menor evapotranspiración y, como consecuencia, mayor escorrentía o infiltración (Castellanos *et al.*, en prep.). En sitios en donde la mayor capacidad de crecimiento y colonización de buffel sucede sobre suelos gruesos, someros y pedregosos, con poca capacidad de retención de agua, el resultado será una mayor escorrentía y disminución en la infiltración y disponibilidad del agua en el sitio, con lo que se aumenta la sequedad general del sitio.

Aún más evidente es la diferencia en el uso estacional de la precipitación que se presenta en sistemas transformados a sabanas de buffel en comparación con sitios naturales. Las lluvias durante el otoño mostraron ser poco utilizadas por sabanas de buffel, en contraste con la utilización, mayor incluso que en los meses de verano, por comunidades dominadas por estratos arborescentes características del Desierto Sonorense (figura 5). Las sabanas de buffel responden en forma inmediata a pulsos iniciales de precipitación en verano; sin embargo, su utilización de los pulsos de precipitación en otoño-invierno es muy reducido (figura 5), debido a la senescencia temprana del buffel, y la disminución de especies que puedan utilizar pulsos de

precipitación tardíos durante el otoño e invierno.

La capacidad de utilización de lluvias de invierno está relacionada en forma importante con la cubierta arbórea, que es disminuida en forma importante durante la transformación a sabanas de buffel. Estacionalmente existe un contraste significativo con la mayor eficiencia de utilización de la precipitación en las comunidades naturales que en las sabanas de buffel.

Tal vez uno de los aspectos menos estudiados de los cambios debido al establecimiento de sabanas de buffel y remoción de la cubierta arbórea de los ecosistemas sonorenses, sea la dinámica y capacidad de uso del agua por la vegetación. El movimiento, y en particular la redistribución del agua por las plantas, la capacidad de los árboles por adquirir el agua en un estrato del suelo y disponerlo en otro, aunque conocido desde hace más de medio siglo, apenas se ha retomado en la última década (Burgess *et al.*, 2000; Ryel *et al.*, 2003; Scholz *et al.*, 2002).

La redistribución del agua por mezquite (*Prosopis* spp), y seguramente por otras especies aún no estudiadas, puede ser factor importante para el mantenimiento de la funcionalidad, complejidad y diversidad de los ecosistemas sonorenses. Aunque se desconocen las dimensiones y el papel de la redistribución hidráulica de los árboles en la diná-

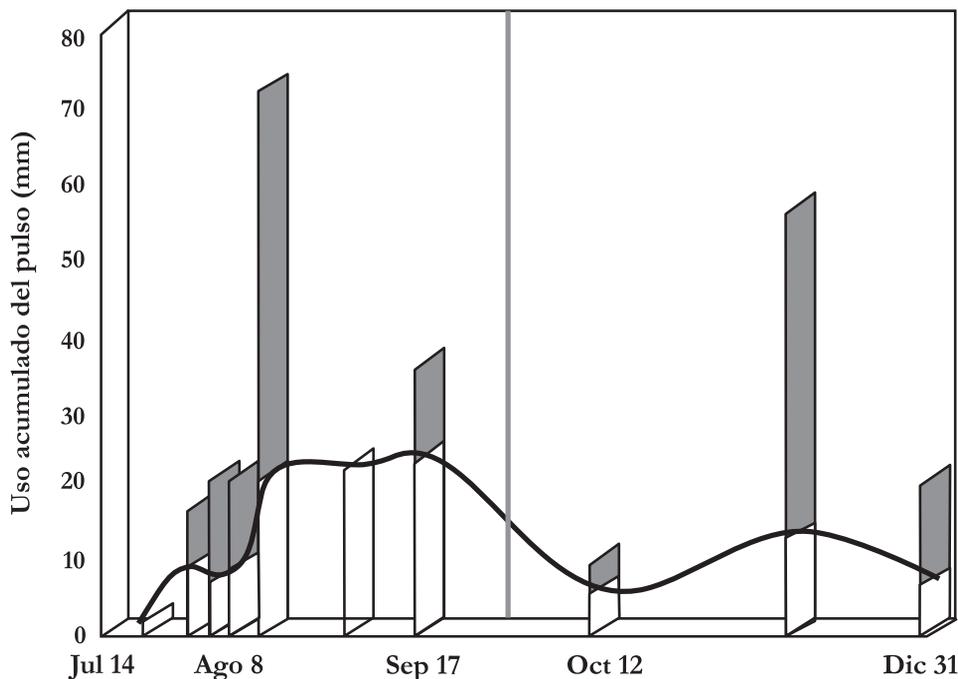


Figura 5. Pulsos de precipitación (gris) y evapotranspiración (blanco) en sabanas de buffel. El uso del agua en otoño disminuye por la senescencia del buffel (línea vertical).

mica del agua de los ecosistemas sonorenses, existen evidencias de que pudiera estar involucrada también en la facilitación del establecimiento de algunas especies bajo su dosel, lo que permite el nodricismo y el aumento de la diversidad de especies. Se ha visto que *Acacia greggii*, que cuenta con menor número de especies establecidas bajo su dosel, presenta una dinámica estacional y humedad del suelo sólo en los primeros cincuenta centímetros, sin redistribución de agua en el suelo (figura 6). Comparativamente, *Prosopis velutina*, que presenta una dinámica de cambios de humedad del suelo a mayores profundidades y redistribución de agua en el suelo, mantiene una mayor diversidad de especies asociadas bajo su copa. Aunque el nodricismo se ha asociado más con la capacidad de la nodriza en proveer protección contra el exceso de irradiación o herbivoría, parece estar también relacionado con la capacidad de facilitar el establecimiento de otras especies bajo su dosel al proveer de recursos limitantes como agua y nitrógeno.

Todo indica que las sabanas de buffel tienen consecuencias importantes en el balance de agua y la funcionalidad de los ecosistemas regionales. Algunos experimentos recientes han mostrado la impor-

tancia de la facilitación en el establecimiento de especies durante la restauración ecológica (figura 7; Méndez, 2007), resultado en gran parte de la modificación de los patrones de humedad en el suelo. La facilitación debida a la asociación de diferentes especies, una de las cuales tiene la capacidad de redistribuir el agua, puede asegurar el establecimiento inicial de las especies. La disminución del establecimiento de especies nativas en sabanas de buffel (Morales-Romero y Molina-Freaner, 2008), pudiera estar respondiendo a la pérdida importante de la capacidad de redistribución del agua en la comunidad, debido a la remoción de las especies arbóreas y la disminución de los procesos de facilitación en el establecimiento de las especies.

Se ha propuesto que los cambios a sabanas de buffel en los ecosistemas de la región central de Sonora han originado una «desertificación productiva» (Castellanos *et al.*, 2002), para destacar el hecho de que las sabanas de buffel son ecosistemas empobrecidos en diversidad de especies, aunque se presumen que puedan ser más productivos. Este concepto se basa en el supuesto de que la elevada capacidad fotosintética de buffel resulta en una productividad primaria sustancialmente mayor en las sa-

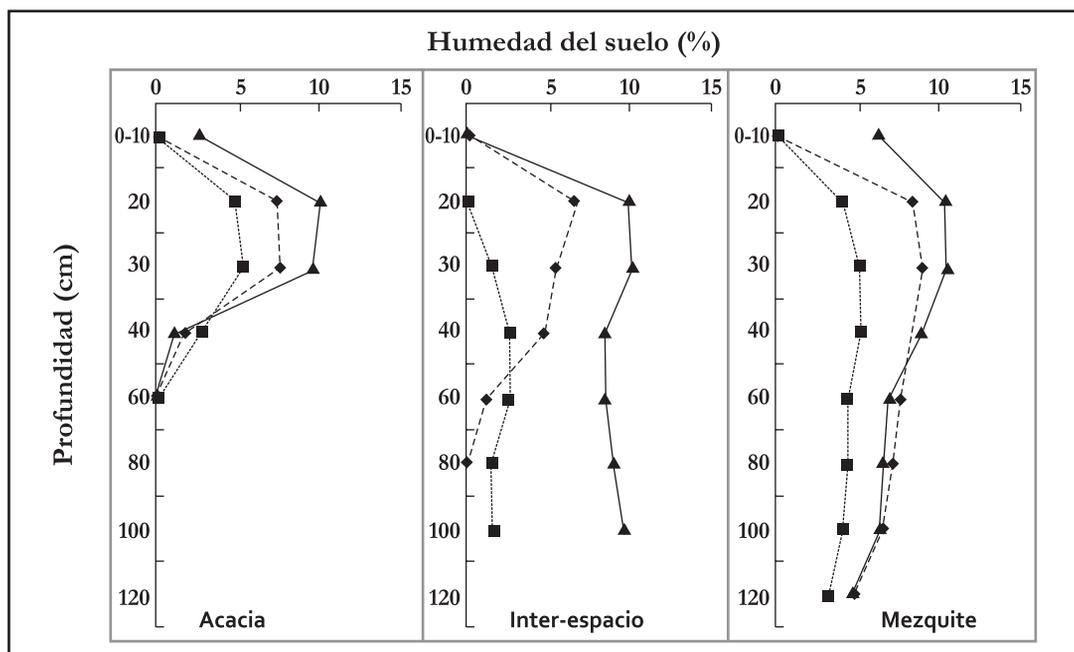


Figura 6. Diferencias en la humedad del suelo bajo dosel de acacia, mezquite y lugares abiertos sin vegetación. El mezquite mantiene humedad en el suelo por debajo de los sesenta centímetros de profundidad, comparado con acacia y espacios abiertos, debido a su red distribución hídrica (modificado de Méndez, 2007). Los símbolos corresponden a los meses de junio (cuadros), octubre (rombos) y noviembre (triángulos).

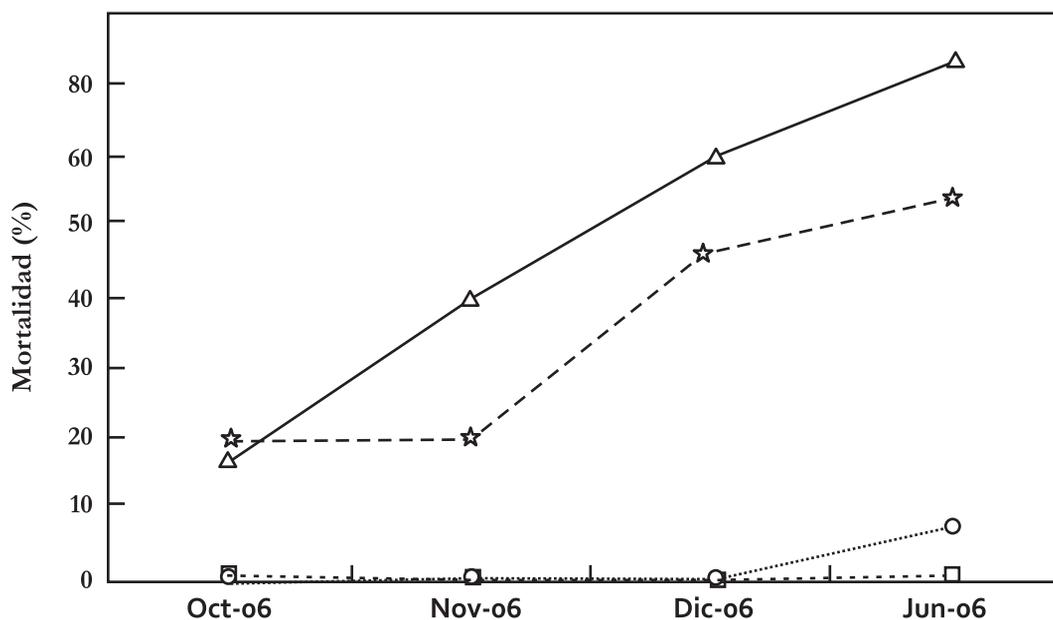


Figura 7. Mortalidad de plántulas establecidas en tratamientos experimentales de individuos de mezquite solos o asociados a otras especies como palo verde y tepehuaje (modificado de Méndez, 2007). Los símbolos corresponden a mezquite asociado con riego (círculos y cuadros), solo y con riego (estrellas) y solo sin riego (triángulos).

banas de esta especie que en la del ecosistema original. Estudios más recientes realizados utilizando índices normalizados de vegetación corregidos para suelo (SAVI), calibrados con datos reales de campo (Romo, 2006), han mostrado que estos índices son

menores en sitios con sabanas de buffel, lo que se interpreta como menor productividad, y mayores en sitios con vegetación natural a lo largo de un gradiente de precipitación en la región central de Sonora. Otros estudios efectuados utilizando ín-

indices normalizados de vegetación (NDVI) han mostrado ser menores en sabanas de buffel, lo mismo cuando los índices son corregidos con algoritmos basados en otras regiones del mundo (Franklin *et al.*, 2006), como cuando la corrección es efectuada con datos de campo de la región (Bravo *et al.*, en dict. para publ.).

Invasibilidad

En algunas áreas el buffel puede llegar a ser una especie con alto potencial de invasibilidad que puede afectar paisajes y ecosistemas en los cuales originalmente no se pensó en introducirlo (Arriaga *et al.*, 2004). Su introducción puede generar situaciones similares a la de otros pastos invasores como *Eragrostis lehmanniana* en el sur de Arizona, que inicialmente utilizan nichos que no han sido ocupados por las especies nativas (Anable *et al.*, 1992; McClaran y Anable, 1992), a las que luego desplaza al utilizar en forma más eficiente los pulsos de agua y nutrientes (Huxman *et al.*, 2004; Potts *et al.*, 2006), con lo que se incrementan la probabilidad de presencia de fuegos periódicos y, consecuentemente, su propia regeneración (Butler y Fairfax, 2003; D'Antonio y Vitousek, 1992).

El buffel puede llegar a convertirse en una invasora de gran éxito (Arriaga *et al.*, 2004; Castellanos *et al.*, 2002) por los mecanismos que se han mencionado y las consecuencias a la diversidad funcional y de las especies ya descritas. Aun así, la siembra intencionada de buffel prosigue en un gran número de hectáreas y, junto con su invasión hacia sitios con vegetación natural, ocupa ya un porcentaje del territorio sonorenses casi tan elevado como la superficie dedicada a la agricultura.

AGRICULTURA

Con la premisa de la necesidad de incrementar la productividad, los cambios recientes en el uso del terreno de la región han sido muy intensivos y han involucrado grandes transformaciones de sus ecosistemas. En forma notable destaca la agricultura

de irrigación, que inició hacia la parte centro-occidental del estado en la década de 1940 (Moreno, 2000; Thomson, 1989; Valenzuela, 1982; West, 1993). La productividad agrícola fue importante por un tiempo, pero a inicios de los años setenta, los pozos profundos para extraer aguas fósiles mostraron signos de sobreexplotación y salinización, con lo que la superficie sembrada en los años noventa disminuyó en más de cincuenta por ciento (alrededor de sesenta mil hectáreas), lo que redujo la superficie productiva a los mismos niveles que cuarenta años antes (Halvorson *et al.*, 2003). El abandono de grandes áreas de campos agrícolas en la Costa de Hermosillo ha dejado un mosaico complejo de vegetación sucesional (Castellanos *et al.*, 2005), lo que dificulta su regeneración, aumenta la presencia de especies exóticas introducidas previamente para la agricultura (Valdez-Zamudio, 2002) y la ganadería y mantiene grandes superficies descubiertas de vegetación. Problemáticas similares se dan en otras regiones del estado como Caborca, en donde, tras un período productivo de pocas décadas, también ha ido en aumento el abandono de terrenos agrícolas.

Mientras que el abandono de terrenos agrícolas ha generado grandes estudios y polémicas relacionadas con los usos competitivos del agua subterránea entre los centros urbanos y la agricultura, los estudios sobre la cubierta vegetal, sus efectos en el suelo y las posibles formas de restauración, recuperación o rehabilitación, han sido poco abordados. Estudios sobre los efectos del afloramiento de la intrusión salina muestran resultados de trayectorias sucesionales diferentes, tanto en las especies involucradas como en la diversidad final de especies (Martínez, 1998). A diferencia de la carencia de patrones claros de sucesión por reemplazo en ecosistemas desérticos (Shreve y Hinckley, 1937; Turner, 1990), la sucesión en campos agrícolas abandonados en el Desierto Sonorense está determinada por el reemplazo evidente de especies, que pueden diferenciarse tanto estructural como ecofisiológicamente. Las pioneras en la sucesión de campos abandonados presentan una dinámica estacional en la cual la eficiencia de uso de agua se relacio-

na con la eficiencia de uso del nitrógeno en forma exponencial, esto es, la eficiencia de uso de agua aumenta con mayor rapidez que la eficiencia de uso del nitrógeno. En cambio, las especies sucesionales tardías muestran estacionalmente una relación inversa entre la eficiencia de uso de agua y del nitrógeno (Castellanos *et al.*, 2005).

Existe sin embargo una heterogeneidad importante en los patrones sucesionales de los campos agrícolas abandonados. Es posible que las condiciones que llevaron a su abandono, principalmente en términos de la estructura y fertilidad del suelo, la edad de abandono, las características del último cultivo, la extensión de la perturbación y cercanía de fuentes de propágulos, así como la presencia de microrelieves o surcos que retengan una cierta humedad, pueden estar influyendo en la diversidad de cubiertas vegetales presentes. No obstante, otro factor poco visualizado es la presencia de asociaciones micorrízicas que puedan influir en el establecimiento de especies (Harris *et al.*, en dict. para publ.).

El disturbio tan grande en extensión y la falta de cubierta vegetal en los campos agrícolas abandonados tienen consecuencias importantes en la presencia de tolvaneras, pérdida de suelo y erosión, así como en la salud de núcleos poblacionales cercanos. También es posible que tenga efectos importantes en el clima regional como consecuencia de cambios en el albedo de grandes extensiones de terreno. El incremento en el albedo regional, debido a la cubierta vegetal disminuida, parece influir en la temperatura regional y posiblemente en la disminución de las lluvias (Bryant *et al.*, 1990; Herrmann y Hutchinson, 2005). Como consecuencia, una decisión importante, aunque pocas veces considerada para las regiones áridas y semiáridas, es la necesidad de restaurar la cubierta vegetal.

Los efectos de los usos intensivos del terreno son evidentes en los ecosistemas de Sonora; en cambio, los usos extensivos de pocas especies, otra de las estrategias en las regiones áridas y semiáridas, dada su incidencia específica y diluida en el paisaje natural, no muestran impactos evidentes en forma inmediata, aunque sus implicaciones en los ecosistemas pudieran ser importantes a diferentes escalas.

EXTRACCIÓN DE MADERA Y CARBÓN VEGETAL

La extracción de madera y carbón vegetal ha sido una actividad de uso del terreno de suma importancia en Sonora. La utilización de especies arbóreas para el cercado de propiedades y como combustible (leña) para la cocción de alimentos se ha centrado en las especies dominantes con propiedades adecuadas para dichas funciones, algunas incluso para ambas. Por ejemplo, *Prosopis* spp (mezquite) y *Olneya tesota* (palo fierro) son especies utilizadas en cercos, para leña y producción de carbón vegetal y para construcción y artesanías. El uso histórico del carbón como parte de la cocina regional (carne asada) y para su exportación ha impuesto cuotas de uso que han impactado la presencia de estas especies en los ecosistemas sonorenses. Su cosecha ha tenido impactos importantes en sus poblaciones, la estructura de edades y la densidad de individuos de estas especies. A pesar del uso tan extendido en el tiempo de estas especies, su cultivo e incluso la regeneración de sus poblaciones prácticamente no se ha efectuado, lo que en ocasiones ha resultado en su desaparición o sustitución por otras especies.

En Sonora se estiman entre 44 y 157 carboneras que procesan madera de mezquite y palo fierro, y aunque es difícil estimar su número y el porcentaje de eficiencia de conversión de madera a carbón, se estima que el estado de Sonora contribuye con setenta por ciento de la producción nacional, la mayoría de la cual se exporta a Estados Unidos. Si consideramos que no existen plantaciones formales de estas especies, es posible explicar el porqué gran cantidad de los matorrales desérticos están dominados por individuos relativamente jóvenes e, inclusive, en algunos casos, la desaparición de esas especies de los sitios en donde previamente se encontraban. Aunque no existen estadísticas históricas confiables sobre la cantidad de extracción de madera de los ecosistemas sonorenses, algunos indicadores muestran la disminución en la presión del consumo doméstico con la llegada del gas doméstico en la década de los años cincuenta y sesenta del siglo xx. Sin embargo, en

los ecosistemas áridos y semiáridos del estado su cosecha mostró un notable incremento en los años ochenta debido a la producción de carbón vegetal para suplir las demandas crecientes de la región y de exportación (Sagarpa, 1995; Taylor, 2006).

La extracción de madera tiene impactos muy importantes en el establecimiento de especies al disminuir la fuente de propágulos y al remover especies nodrizas, con lo que se modifica el microclima existente bajo el dosel, así como la entrada de hojarasca y los procesos de descomposición en los ecosistemas. La remoción de un árbol incrementa la heterogeneidad de la distribución de recursos, de nutrientes, de los patrones de vegetación y, muy probablemente, de la microfauna en el suelo. En fechas recientes, la aparición de actividad de termitas en el tallo de plantas vivas de cactáceas columnares parece, cuando menos en parte, estar relacionada con la disminución en la entrada de hojarasca y biomasa lignificada al ecosistema (Castellanos *et al.*, en prensa).

El uso para la extracción de madera en rollo de los ecosistemas templados dominados por pino (*Pinus* spp) y encino (*Quercus* spp) en el estado de Sonora significan el dos por ciento de la producción nacional (INEGI, 2007). Las principales regiones productoras se encuentran en El Largo-Nacori Chico y Yécora-Maycoba. Esta última es una de las regiones de mayor diversidad reportadas para especies de pino en Norteamérica (Farjon, 1984). Aquí confluyen especies templadas, las cuales tienen sus límites meridionales, y tropicales con límites más septentrionales (Castellanos, 1990). La región templada en el estado de Sonora ha sido también una de las más impactadas por la tala inmoderada, el clandestinaje y la falta de éxito en la restauración. Existen áreas importantes de esta región en donde los antiguos bosques de pino se encuentran disminuidos y dominados por el pino llorón (*P. lumholtzii*), una especie endémica a México afín a suelos poco productivos, por especies de encino o por matorral de manzanita (*Arctostaphylos pungens*), los cuales disminuyen la posibilidad de regeneración de los bosques de pino originales (Castellanos, 1990).

DESERTIFICACIÓN Y LEGADO DE LOS ECOSISTEMAS

Definida como la degradación de las tierras áridas, semiáridas y subhúmedas, debido a las actividades humanas e influenciada por el clima (Johnson *et al.*, 2006), la desertificación tiene como componentes determinantes la adecuación del sistema socioeconómico, la sustentabilidad de prácticas ecológicas y las características de la sequía o perturbación biofísica. Estos tres componentes tienen diferentes manifestaciones o legados ecológicos en el tiempo, dependiendo de los niveles con que se presenten y las sinergias de su interacción, y sus resultados se miden en relación con sus efectos en los sistemas sociales y ecosistemas.

Por ejemplo, los efectos de una sequía pueden ser mínimos si se encuentra dentro de la variabilidad a la que tanto el ecosistema como sus pobladores se han adecuado, esto es, pueden ser resilientes y recuperarse rápidamente. En el caso extremo, los efectos de la sequía o perturbación pueden modificar en forma irreversible el estado estable de un ecosistema a otro menos productivo, lo cual sucede cuando las prácticas de no sustentabilidad que desarrolla el sistema social afectan el funcionamiento y la capacidad de sostenimiento del ecosistema. Esta situación es la que ha sido documentada para los pastizales semiáridos del norte-noroeste de México y suroeste de Estados. Existen diversos autores que han documentado la conversión de pastizales semiáridos a matorrales desérticos dominados por *Prosopis-Larrea* en el Desierto Chihuahuense (Bahre y Bradbury, 1978; Balling, 1988; Barnes y Archer, 1999; Buffington y Herbel, 1965).

Existen diferentes hipótesis aún en debate para explicar este cambio en la estructura y funcionamiento de los pastizales semiáridos hacia el aumento («encroachment») de especies leñosas en pastizales. Aunque la hipótesis más extendida es la del sobrepastoreo, el cambio climático global, el uso del fuego y los cambios en los niveles de CO₂ pueden también estar involucrados (Archer *et al.*, 1995; Archer, 1995; Barnes y Archer, 1999). Dregne (1997) plantea que los cambios en la productividad de los

pastizales semiáridos en esta región de ecotono han disminuido drásticamente, aunque con dinámicas diferentes. Asimismo, dice que debido al intenso uso y sobrepastoreo desde 1700, los pastizales semiáridos, refiriéndose a los ubicados en el norte de México, disminuyeron su productividad hasta en cincuenta por ciento (Dregne, 1997). En cambio, menciona que los mismos pastizales en su región más septentrional, en lo que hoy es Estados Unidos, sólo disminuyeron su productividad hacia finales del siglo XIX y principios del siglo XX.

Una hipótesis que no se ha planteado para esa disminución en la productividad en los pastizales semiáridos ha sido la desertificación y su legado ecológico debido al sobrepastoreo y la interacción de la cubierta vegetal con disminuciones importantes en la disponibilidad de agua durante las épocas de grandes (1700) e importantes (1850 y 1890) sequías (Seager *et al.*, 2007). Existen documentos históricos que hablan de una gran explotación ganadera en el noroeste de México durante el siglo XVIII y se menciona que las corridas de ganado a la Ciudad de México (traslado de ganado para su venta), podían llegar a varios cientos de miles de cabezas. Aun cuando los números no sean precisos, esto habla de una concentración de ganado sustancialmente elevada en los ecosistemas de la región central de Sonora que continuó hasta el siguiente siglo, cuando se presentan sequías generalizadas y documentadas para las décadas de 1850 y 1890 en el norte de México y suroeste del actual Estados Unidos (Seager *et al.*, 2007). Estas fechas coinciden con la degradación de pastizales semiáridos y la invasión de especies desérticas y leñosas al pastizal en el Desierto Chihuahuense y su porción del noroeste del estado en la región de Agua Prieta (Archer *et al.*, 1995; Bahre y Bradbury, 1978; Buffington y Herbel, 1965; Van de Koppel *et al.*, 1997), por lo que existe cuando menos la posibilidad de que estos eventos de sequía pudieran haber actuado sinérgicamente con la fuerte presión de pastoreo de la ganadería sobre estos ecosistemas, disminuir en forma importante su productividad y determinar sus características actuales de funcionamiento y estructura.

En Sonora, una proporción importante de los inicios de la ganadería sucedió en la ecotonía de pastizales semiáridos con ecosistemas subtropicales y sus impactos históricos han sido poco documentados. En la región central de Sonora y hacia las regiones de Moctezuma, Cumpas y Arizpe por el río Sonora, se dieron condiciones de uso ganadero importantes desde inicios de la llegada de los españoles a Sonora, condiciones que aún hoy pueden ser las responsables de la baja productividad y degradación de los ecosistemas de esas regiones, con el consecuente incremento de la presencia de especies leñosas en los matorrales semiáridos en algunos sitios de esa región (Castellanos, obs. pers.).

ESTADO ACTUAL DE LA CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DEL CENTRO DEL ESTADO DE SONORA

Sistema de áreas naturales protegidas

Un gran porcentaje de la actividad productiva basada en el uso de los recursos naturales del estado de Sonora se ha desarrollado en su región central y en ella, a pesar de ser una región donde confluyen las regiones biogeográficas neártica y neotropical, no se cuenta con reservas ecológicas o sitios protegidos. Aunque han existido propuestas importantes de áreas naturales protegidas para esta porción del estado, éstas no han sido concretadas. Es importante la concepción de un sistema de áreas naturales protegidas, algunas de las cuales pueden ser similares a las ya planteadas, aunque tal vez considerando nuevas formas y opciones de conservación. Es posible que con la utilización de los mecanismos de conservación actuales pudieran generarse formas innovadoras de apoyo a la conservación y utilización más sustentable de los ecosistemas sonorenses, incluyendo aquéllos en los que se pudiera involucrar la iniciativa privada.

UMA como sistema integrado para la conservación

El contribuir con la conservación de la biodiversi-

dad y hacerla compatible con la productividad económica y el desarrollo socioeconómico del país, son las ideas principales que sustentan la creación de las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) en México desde 1997 (Semarnat, 2002). Las UMA se definen como «propiedades registradas con infraestructura para operar un plan de manejo aprobado en donde se efectuará el monitoreo permanente de la condición del hábitat, las poblaciones e individuos que en él se distribuyen» (Semarnat, 2002). Las UMA pueden operar como establecimientos de fauna silvestre o jardines botánicos, ya sean intensivos o extensivos, así como lugares para la producción legal y viable de productos naturales y sus subproductos.

Un esquema de conservación pudiera ser el establecer un sistema estatal de conservación basado en la coordinación de las Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre registradas en el estado. Un sistema de conservación basado en las UMA establecidas, coordinado por los propietarios y el apoyo y supervisión gubernamental en un Consejo para la conservación, pudiera llegar a constituirse como un nuevo modelo aplicable en el país y convertirse en el mayor esfuerzo de conservación en México con participación de particulares. Las UMA en Sonora representan más de la tercera parte de la superficie territorial, lo que en forma inmediata pudiera establecer un esfuerzo enorme y un modelo a seguir a escala nacional, e incluso internacional, dentro de las prácticas de conservación y manejo sustentable. Consideramos que esquemas como el propuesto y otros similares pueden dar frutos inmediatos en nuestra entidad.

La importancia de las UMA en Sonora puede verse en el incremento que han observado en los últimos ocho años, pues desde la fecha de su creación, a 2003 éstas cubrían más de cinco millones y medio de hectáreas, aproximadamente treinta por ciento del territorio (Barroso, 2003; Salazar, 2003). Su importancia reside, además de la superficie del territorio, en los ingresos económicos que genera. Se estima que en cinco años el ingreso bruto por las actividades de las UMA crecerá más de veinte veces, de veinticinco a quinientos millones de dó-

lares (Cibermirón, 2004). Este tipo de incentivos socioeconómicos seguramente puede llegar a imponer estrés sustancial sobre los ecosistemas naturales y el paisaje si no se considera un desarrollo sustentable y ecológico a corto, mediano y largo plazo.

NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN Y ESTUDIOS FUTUROS

Impactos sobre la biodiversidad y funcionalidad

La pérdida de la biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas sonorenses está asociada directamente con las formas propuestas de uso de los ecosistemas, sus recursos naturales y los hábitats que ocupan. Las diferentes lógicas del uso del terreno no pueden concebirse sin el análisis de los impactos que el uso tiene sobre la funcionalidad ecológica. Sin embargo, generalmente uso e impactos son analizados utilizando una misma dimensión temporal, cuando los procesos ecológicos, y por lo tanto relacionados con la sustentabilidad, requieren de analizarse bajo dimensiones temporales más prolongadas, generalmente determinadas por procesos ecológicos claves (variables lentas) en la supervivencia de la especie o en el funcionamiento del ecosistema. Por ejemplo, si la extracción de madera se determina en base a una intensidad de uso anual y el valor crítico en el mantenimiento de las tasas de extracción es el establecimiento y sobrevivencia de individuos de la especie —que sólo ocurre en escalas de tiempos que están determinadas por el número de años en exceso a la media con condiciones sinérgicas de precipitación y herbivoría adecuadas—, y si dichos números de individuos y eventos, y por lo tanto las tasas anuales son desconocidos, entonces la sustentabilidad de esta práctica de manejo estará errada de inicio si supone un suministro constante y no determinado por pulsos.

Igualmente, la utilización de los ecosistemas sonorenses y la falta de consideración de su funcionalidad e integración han resultado en propuestas de manejo que generan su mayor vulnerabilidad ecológica y socioeconómica. El cambio tecno-

lógico en las actividades productivas, por ejemplo el cambio en la ganadería de extensiva a intensiva, ha generado un mayor disturbio, pérdida de resiliencia e incremento de la invasibilidad de especies exóticas (Arriaga *et al.*, 2004), como sucedió en el caso del buffel, cuya introducción fue inicialmente planeada con el fin de un incremento en la productividad de los ecosistemas utilizados como agostaderos. La falta de una visión ecológica e integral resulta en cambios importantes en la fertilidad (Castellanos *et al.*, 2002), en el ciclaje de materia orgánica y nitrógeno (López, 2007), en la productividad (Franklin *et al.*, 2006; Romo, 2006) y en la diversidad (Saucedo-Monarque *et al.*, 1997).

En síntesis, el uso del suelo sin consideraciones de sustentabilidad ha resultado en incrementos en la perturbación y desertificación de múltiples regiones y ecosistemas.

RESTAURACIÓN

La restauración y la reforestación han sido retomadas por programas gubernamentales como Proárbol, y antes Procampo Ecológico. Por ejemplo, en el estado de Sonora, Proárbol ha alcanzado la cifra de 900 325 árboles sembrados en un año, de los cuales solamente se contabilizaban veinte mil como compensación ecológica (Conafor, 2008). Estos programas han invertido grandes sumas de recursos en lo que se consideran actividades ecológicas de restauración, cuyas bases técnicas y científicas no están claramente definidas, validadas para la región, y de las cuales no se conoce seguimiento alguno. Algunos estudios que han seguido protocolos similares a los utilizados para la restauración en los programas oficiales demuestran una escasa sobrevivencia bajo condiciones de aridez (Méndez, 2007).

Las especies vegetales desérticas se desarrollan alrededor de asociaciones dominadas por especies nodrizas, con lo que se establecen lo que se ha denominado islas de vegetación o parcelas de vegetación (Van de Koppel y Rietkerk, 2004; Von Hardenberg *et al.*, 2001; Whitford, 2002). Por ejemplo, uno de los impactos ecológicos mayores de la

extracción de especies arbóreas de mezquite (*Prosopis* spp) y palo fierro (*Olneya tesota*) para leña o carbón, es que se desempeñan como nodrizas, lo que afecta en forma indirecta el establecimiento de gran cantidad de otras especies anuales y perennes del Desierto Sonorense, algunas emblemáticas como el sahuaro, *Carnegiea gigantea* (McAuliffe, 1984; Suzán *et al.*, 1996). La presencia de la asociación nodriza-protégida está fuertemente representada en ecosistemas áridos y semiáridos (Flores y Jurado, 2003), lo que debería hacer factible y deseable la utilización de este tipo de relaciones en prácticas de restauración (Castro *et al.*, 2002; Páddilla y Pugnaire, 2006). En la restauración de campos agrícolas abandonados en la Costa de Hermosillo las principales limitantes al establecimiento de las especies fueron sequía y herbivoría (Méndez, 2007) cuando fueron utilizadas plántulas de especies en forma individual durante la restauración. Cuando las especies fueron establecidas asociadas a otras especies reconocidas como nodrizas, su sobrevivencia fue prácticamente total al cabo de dos años (Méndez, 2007). Aunque es conocido que las interacciones pueden modificarse con el tiempo o estacionalmente (positivas en ocasiones y negativas en otras), durante la restauración señalaron ser positivas para mezquite creciendo asociado. Las principales causas que determinaron las interacciones positivas del mezquite asociado a otras especies fueron la redistribución del agua, los cambios microclimáticos en las temperaturas bajo el dosel y la protección contra herbívoros, resultando en la mayor sobrevivencia de plántulas establecidas.

USOS ALTERNATIVOS

Bioenergía

La disminución de inventarios de combustibles fósiles a escala mundial y la reducción de las reservas probadas en México a menos de diez años, así como los efectos en el cambio climático por los niveles de uso actual, han llevado a considerar la búsqueda y uso de fuentes de energía alternativa

como una prioridad mundial y nacional. Las regiones áridas tienen un gran potencial para la producción de energía mediante fuentes alternativas, utilizando directamente la gran cantidad de energía solar y calor de estas regiones, así como para la generación de aceites y biomasa para la producción de biodiesel y biocombustibles (Castellanos, obs. pers.; Medina *et al.*, 2008). El uso de terrenos abandonados y degradados, y no la consideración de las zonas áridas como improductivas y susceptibles de ser transformadas indiscriminadamente a la producción, puede ser otra ventaja potencial en su uso para la producción de bioenergéticos.

Existen evidencias de que el potencial de producción bioenergético en el estado de Sonora puede ser importante y que tenderá a incrementarse por el potencial biofísico mencionado antes y el uso de nuevas oportunidades. Es posible que para la producción de biodiesel en zonas áridas se puedan utilizar especies nativas como jojoba (*Simmondsia chinensis*), calabacillas (*Cucurbita foetidissima*, *C. digitata* y *C. argyrosperma*), algunos mezquites (*Prosopis* spp), acacias y especies de familias como euphorbiaceas (*Jatropha* spp) y brassicaceas (*Lesquerella* spp), tanto dentro de esquemas agroforestales como de monocultivo. La expansión de este potencial será evidente en el futuro, aunque actualmente ya se encuentran en proceso grandes proyectos que utilizan especies introducidas como higuera (*Ricinus comunis*) y algas marinas en la región costera del centro y noroeste del estado.

CONCLUSIONES

Los ecosistemas sonorenses, en particular los áridos y semiáridos, los más conocidos florísticamente, son prácticamente desconocidos en su funcionamiento y relaciones específicas. No sólo la dinámica de los ecosistemas naturales es poco conocida, sino las respuestas de los mismos a las diferentes formas de perturbación por su uso y a la sucesión de formas de uso (figura 1). Menos conocidos son los demás ecosistemas de Sonora, tanto subtropicales como templados. Si no consideramos el legado eco-

lógico en el uso y manejo de los ecosistemas, con dificultad estableceremos las posibles respuestas de un ecosistema. Tradicionalmente los usos de los ecosistemas han respondido a presiones y controladores socioeconómicos de mercados locales. Más recientemente, su uso responde a mercados globales, lo que impone presiones socioeconómicas y de políticas de utilización cada vez menos sustentables.

Los cambios en el uso del terreno derivados de interacciones complejas de carácter socioeconómico resultan en lo que denominaríamos como ecología «a posteriori». Estamos aplicando formas remediales de conservación en lugar de establecer formas sustentables de uso. No sólo es cada vez más difícil encontrar ecosistemas prístinos, sino en muchos casos sus formas de uso fueron mal diseñadas e insostenibles, de tal manera que éstos presentan diversos niveles de degradación. En el mejor de los casos, algunos de estos ecosistemas serán sometidos a procesos de restauración, lo que hace que la restauración ecológica, manejo adaptativo y desarrollo sustentable estén siendo áreas científicas y tecnológicas de creciente importancia y rápido crecimiento en los últimos años.

El uso de los ecosistemas sonorenses sólo podrá ser sustentable en la medida en que el funcionamiento integral de sus ecosistemas sea conocido. Para eso, tenemos aún una tarea muy larga y apremiante.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo contó con la contribución directa e indirecta de muchos colegas y alumnos que durante décadas han compartido generosamente su conocimiento y esfuerzo para ampliar nuestro entendimiento del funcionamiento de los ecosistemas desérticos. De entre todos queremos destacar, sin seguir ningún orden, a María Jesús Martínez, Esther Saucedo, Clara Tinoco, Francisco Molina, Diego Valdez, Cruz Alfonso Acuña, Sandra Díaz, Dave Williams, William Halvorson, Ileana Espejel, Laura Arriaga, Erick de la Barrera, Lee Graham y muchos otros cuyo nombre de momento puede escapar pero que han aportado su gusto y pasión por la

ecofisiología y la búsqueda por entender cómo son y cómo funcionan los ecosistemas sonorenses.

Asimismo, se contó con el apoyo parcial de SEP-Conacyt (CB06-61865), Conacyt-Conafor (C03-10644), US-AID TIES program y IAI (isp1-071). A ellos el reconocimiento por sus apoyos a nuestros proyectos de investigación. Igualmente, a los propietarios, ejidatarios y colonos que nos han permitido utilizar sus predios en forma desinteresada para realizar nuestros estudios.

LITERATURA CITADA

- ABEL, N., J. IVE, A. LANGSTON, B. TATNELL, D.J. TONGWAY, B. WALKER y P. WALKER. 2000. Resilience of NSW Rangelands: A Framework for Analysing a Complex Adaptive Ecosystem. En: P. Hale, A. Petrie, D. Moloney y P. Sattler, eds. *Management for Sustainable Ecosystems*. Center for Conservation Biology. University of Queensland, Brisbane, Australia, pp. 58-70.
- ADLER, P.B., D.G. MILCHUNAS, W.K. LAUENROTH, O.E. SALA e I.C. BURKE. 2004. Functional Traits of Graminoids in Semi-Arid Steppes: A Test of Grazing Histories. *Journal of Applied Ecology* 41: 653-663.
- AGUIAR, M.R., J.M. PARUELO, O.E. SALA y W.K. LAUENROTH. 1996. Ecosystem Responses to Changes in Plant Functional Type Composition: An Example from the Patagonian Steppe. *Journal of Vegetation Science* 7: 381-390.
- AGUIRRE-MURRIETA, R., D.A. JOHNSON, L. CARRILLO y F. NORIEGA. 1974. Coeficientes de agostadero para el estado de Sonora. Cotecoca/SAG, México, 133 p.
- ALCALÁ-GALVÁN, C.H. 1995. Origen geográfico y características biológicas. P95009. CIPES, Hermosillo, Sonora, México, 7 p.
- ANABLE, M.E., M.P. McCLARAN y G.B. RUYLE. 1992. Spread of Introduced Lehmann lovegrass *Eragrostis lehmanniana* Ness in Southern Arizona, USA. *Biological Conservation* 61: 181-188.
- ARCHER, S.R. 1995. Tree-Grass Dynamics in a *Prosopis*-thornscrub Savanna Parkland: Reconstructing the Past and Predicting the Future. *Ecoscience* 2: 83-99.
- ARCHER, S., D.S. SCHIMEL y E.A. HOLLAND. 1995. Mechanisms of Shrubland Expansion: Land Use, Climate or CO₂? *Climatic Change* 29: 91-99.
- ARRIAGA, L., A.E. CASTELLANOS, E. MORENO y J. ALARCÓN. 2004. Potential Ecological Distribution of Alien Invasive Species and Risk Assessment: A Case Study of Buffel Grass in Arid Regions of Mexico. *Conservation Biology* 18: 1504-1514.
- BAHRE, C.J. y D.E. BRADBURY. 1978. Vegetation Change Along the Arizona-Sonora Boundary. *Annals of the Association of American Geographers* 68: 145-165.
- BAHRE, C. y M.L. SHELTON. 1993. Historic Vegetation Change, Mesquite Increases, and Climate in Southeastern Arizona. *Journal of Biogeography* 20: 489-504.
- BALLING, R. C.J. 1988. The Climatic Impact of a Sonoran Vegetation Discontinuity. *Climatic Change* 13: 99-109.
- BARNES, P.W. y S. ARCHER. 1999. Tree-Shrub Interactions in a Subtropical Savanna Parkland: Competition or Facilitation? *Journal of Vegetation Science* 10: 525-536.
- BARONI, A. 1992. Agricultura, ganadería y sociedad en la cuenca media del Rio Sonora. En: E. Camou, ed. *Potreros, Vegas y Mahuechis*. El Colegio de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.
- BARROSO, M.A. 2003. Ranchos cinegéticos salvan al cimarrón. *Cambio Sonora*, Hermosillo, Sonora, México.
- BROWN, D.E. 1982. Biotic Communities of the American Southwest. United States and Mexico. *Desert Plants* 4: 1-342.
- BRYANT, N.A., L.F. JOHNSON, A.J. BRAZEL, R.C. BALLING, C.F. HUTCHINSON y L.R. BECK. 1990. Measuring the Effect of Overgrazing in the Sonoran Desert. *Climatic Change* 17: 243-264.
- BUFFINGTON, L.C. y C.H. HERBEL. 1965. Vegetational Changes on a Semidesert Grassland Range from 1958 to 1963. *Ecological Monographs* 35: 139-164.
- BURGESS, S.S.O., J.S. PATE, M.A. ADAMS y T.E. DAWSON. 2000. Seasonal Water Acquisition and Redistribution in the Australian Woody phreatophyte, *Banksia prionotes*. *Annals of Botany* 85: 215-224.
- BÜRGI, M., A.M. HERSPERGER y N. SCHNEEBERGER. 2004. Driving Forces of Landscape Change. Current New Directions. *Landscape Ecology* 19: 857-868.
- BUTLER, D.W. y R.J. FAIRFAX. 2003. Buffel Grass and Fire in a Gidgee and Brigalow Woodland: A Case Study from Central Queensland. *Ecological Management and Restoration* 4: 120-125.
- CAMOU, E. 1990. Sonora: una ganadería para la exportación. *Revista de El Colegio de Sonora* 2: 126-132.
- CAMOU, E., ed. 1991. *Potreros, vegas y mahuechis*. Gobierno del Estado de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.

- CAMOU, E. 1998. De rancheros, poquiteros, orejanos y criollos: los productores ganaderos de Sonora y el mercado internacional. El Colegio de Michoacán/CIAD, Zamora, Michoacán, México.
- CASTELLANOS, A.E. 1990. Proyecto sobre impacto ambiental del desarrollo forestal de Chihuahua y Durango. Universidad de Sonora/Secretaría de Recursos Hidráulicos. Hermosillo, Sonora, México.
- CASTELLANOS, A.E. 1992. Ecología, utilización y conservación de las comunidades vegetales en el estado de Sonora. Un análisis. En: J.L. Moreno, ed. *Los recursos naturales del estado de Sonora*. SIUE/El Colegio de Sonora, Hermosillo, Sonora, México, pp. 25-37.
- CASTELLANOS, A.E. 1996. Physiological Ecology and Gas Exchange Characteristics of Sonoran Desert Plant Species. ICASALS/OIA, Texas Tech University, Lubbock, Texas, pp. 359-373.
- CASTELLANOS, A.E., G. YANES y D. VALDEZ-ZAMUDIO. 2002. Drought-Tolerant Exotic Buffel-Grass and Desertification. En: B. Tellman, *Weeds Across Borders*. Arizona-Sonora Desert Museum, Tucson, Arizona.
- CASTELLANOS, A.E., M.J. MARTÍNEZ, J.M. LLANO, W.L. HALVORSON, M. ESPERICUETA y I. ESPEJEL. 2005. Successional Trends in Sonoran Desert Abandoned Agricultural Fields in Northern Mexico. *Journal of Arid Environment* 60: 437-455.
- CASTELLANOS, A.E., R.A. CASTILLO-GÁMEZ y A. QUIJADA-MASCAREÑAS. En prensa. Termite Activity on Green Tissues of Saguaro (*Carnegiea gigantea*) in the Sonoran Desert. En: W.L. Halvorson, C. Schwalbe y C. van Riper, eds. *Southwestern Desert Resources*. University of Arizona Press, Tucson, Arizona.
- CASTELLANOS, A.E., W.L. HALVORSON y D. VALDEZ. 1996. Effects of Land Use-Cover Changes and Buffel Grass Spread within Desert Plant Communities in Central Sonora, Mexico. Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.
- CASTELLANOS, A.E. y F.E. MOLINA-FREANER. 1990. Differential Survivorship and Establishment in *Simmondsia-Chinensis* (Jojoba) *Journal of Arid Environment* 19: 65-76.
- CASTRO, J., R. ZAMORA, J.A. HODAR y J.M. GÓMEZ. 2002. Use of Shrubs as Nurse Plants: A New Technique for Reforestation in Mediterranean Mountains. *Restoration Ecology* 10: 297-305.
- CHAPIN, F.S., P.A. MATSON y H.A. MOONEY. 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, Nueva York.
- CIBERMIRÓN. 2004 (columna anónima) *El Imparcial*. Hermosillo, Sonora, México, febrero 14.
- CONAFOR. 2000. Inventario Nacional Forestal. Comisión Nacional Forestal, México.
- CONAFOR. 2008. Producción de plantas para reforestación (http://148.223.105.188:2222/gif/snif_portal/secciones/demas/compendio2006/Reportes/D3_FORESTAL/D3_RFORESTA09/D3_RFORESTA09_05.htm) consultada en agosto de 2008.
- CONAPESCA. 2005. Estadísticas básicas (http://www.conapescasagarpa.gob.mx/wb/cona/cona_anuario_estadistico_de_pesca) consultada en agosto de 2008.
- COTECOCA. 1973. Flora del estado de Sonora. Comisión Técnico Consultiva para la Determinación de los Coeficientes de Agostadero. México. 53 p.
- COTECOCA. 2002. Diagnóstico de los agostaderos del estado de Sonora. Comisión Técnico Consultiva para la Determinación de los Coeficientes de Agostadero. Hermosillo, Sonora, México. 52 pp.
- D'ANTONIO, C.M. y P.M. VITOUSEK. 1992. Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 63-87.
- DONLAN, C.J. y P.S. MARTIN. 2004. Role of Ecological History in Invasive Species Management and Conservation. *Conservation Biology* 18: 267.
- DREGNE, H.E. 1997. Land Degradation Control in the Drylands. En: H.N. Barakat y A.K. Hegazy, eds. *Reviews in Ecology. Desert Conservation and Development*. Metropole, Cairo, pp. 73-88.
- FARJON, A. 1984. Pines. Drawings and Descriptions of the Genus *Pinus*. Brill, Leiden, Países Bajos.
- FERNÁNDEZ, R.J., E.R.M. ARCHER, A.J. ASH, H. DOWLATABADI, P.H.Y. HIERNAX, J.R. REYNOLDS, C.H. VOGEL, B.H. WALKER y T. WIEGAND. 2002. Degradation and Recovery in Socio-ecological Systems: A View from the Household/Farm Level. En: J.F. Reynolds y D.M. Stafford Smith, eds. *Global Desertification: Do Humans Cause Deserts?* Dahlem University Press, Berlín, Alemania, pp. 297-323.
- FLORES, J. y E. JURADO. 2003. Are Nurse-Protecte Interactions more Common among Plants from Arid Environments? *Journal of Vegetation Science* 14: 911-916.
- FOSTER, D., F. SWANSON, J. ABER, I. BURKE, N. BROKAW, D. TILMAN y A. KNAPP. 2003. The Importance of Land-Use Legacies to Ecology and Conservation. *Bioscience* 53: 77-88.
- FRANKLIN, K.A., K. LYONS, P.L. NAGLER, D. LAMPKIN, E.P. GLENN, F.E. MOLINA-FREANER, T. MARKOW y

- A.R. HUETE. 2006. Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) Land Conversion and Productivity in the Plains of Sonora, Mexico. *Biological Conservation* 127: 62-71.
- GARCÍA-MOYA, E. y C.M. MCKELL. 1970. Contribution of Shrubs to the Nitrogen Economy of a Desert-Wash Plant Community. *Ecology* 51: 81-88.
- GARNER, W. e Y. STEINBERGER. 1989. A Proposed Mechanism for the Formation of 'Fertile Islands' in Desert Ecosystems. *Journal of Arid Environments* 16: 257-262.
- GUTIÉRREZ, J.R., M. HOLMGREN, R. MANRIQUE y F.A. SQUEO. 2007. Reduced Herbivore Pressure under Rainy ENSO Conditions Could Facilitate Dryland Reforestation. *Journal of Arid Environments* 68: 322-330.
- HALVORSON, W.L., A.E. CASTELLANOS y J. MURRIETA. 2003. Sustainable Land Use Requires Attention to Ecological Signals. *Environmental Management* 32: 551-558.
- HERRMANN, S.M. y C.F. HUTCHINSON. 2005. The Changing Context of the Desertification Debate. *Journal of Arid Environments* 64: 538-555.
- HOBBS, R.J. y D.A. NORTON. 2004. Ecological Filters, Thresholds, and Gradients in Resistance to Ecosystem Reassembly. En: V.M. Temperton, R.J. Hobbs, T. Nuttle y S. Halle, eds. *Assembly Rules and Restoration Ecology*. Island Press, Washington, pp. 72-95.
- HUXMAN, T.E., K.A. SNYDER, D. TISSUE, A.J. LEFFLER, K. OGLE, W.T. POCKMAN, D.R. SANDQUIST, D.L. POTTS y S. SCHWINNING. 2004. Precipitation Pulses and Carbon Fluxes in Semiarid and Arid Ecosystems. *Oecologia* 141: 254-268.
- INEGI. 2006. Superficie total por entidad federativa según uso del suelo y vegetación. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (http://sni.drus.inegi.gob.mx/CUADROS/Uso_Suelo.pdf) México, octubre 10.
- INEGI. 2007. Perspectiva Estadística Sonora. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México, 88 p.
- JOHNSON, D.G. y A. AGUAYO. 1973. Adaptación y producción de diez especies de zacates perennes bajo condiciones de temporal, en un matorral arbofruticosa del estado de Sonora. P73001. CIPES, Hermosillo, Sonora, México.
- JOHNSON, P.M., K. MAYRAND y M. PAQUIN. 2006. *Governing Global Desertification. Linking Environmental Degradation, Poverty and Participation*. Ashgate, Hampshire, Inglaterra.
- LARCHER, W. 1995. *Physiological Plant Ecology*. Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups. 3a ed. Springer, Berlín, Alemania.
- LEJEUNE, L. 1995. *Tierras mexicanas*. Consejo Nacional para la Cultura y las Artes, México.
- LÓPEZ, D. 2007. Changes in Carbon and Nitrogen with Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) Introduction in Sonora, Mexico. Biological Sciences, Northern Arizona University. Master in Science. Flagstaff, Arizona, 67 p.
- LÓPEZ-PORTILLO, J. y C. MONTAÑA. 1999. Spatial Distribution of *Prosopis glandulosa* var. *torreyana* in Vegetation Stripes of the Southern Chihuahuan Desert. *Acta Oecologica* 20: 197-208.
- MARSHALL, J.T.J. 1957. *Birds of Pine-Oak Woodlands in Southern Arizona and Adjacent Mexico*. Cooper Ornithological Society, Berkeley, California.
- MARTÍNEZ, M.J. 1998. Sucesión en campos de cultivo abandonados en la región agrícola de la Costa de Hermosillo: fisiología ecológica de las especies vegetales dominantes durante la sucesión e implicaciones para la restauración. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Maestría en Ciencias. Ensenada, Baja California, México, 98 p.
- MAUCHAMP, A., C. MONTANA, J. LEPART y S. RAMBAL. 1993. Ecotone Dependent Recruitment of a Desert Shrub, *Flourensia cernua*, in Vegetation Stripes. *Oikos* 68: 107-116.
- MCAULIFFE, J.R. 1984. Sahuaro-Nurse Tree Associations in the Sonoran Desert: Competitive Effects of Sahuaros. *Oecologia* 64: 319-321.
- MCCLARAN, M.P. y M.E. ANABLE. 1992. Spread of Introduced Lehmann Lovegrass along a Grazing Intensity Gradient. *The Journal of Applied Ecology* 29: 92-98.
- MCCLARAN, M.P. y T.R. VAN DEVENDER. 1995. The Desert Grassland. University of Arizona Press, Tucson, Arizona.
- MCINTYRE, S. y S. LAVOREL. 2001. Livestock Grazing in Sub-Tropical Pastures: Steps in the Analysis of Attribute Response and Plant Functional Types. *Journal of Ecology* 89: 209-226.
- MCNAUGHTON, S.J., L.L. WALLACE y M.B. COUGHENOUR. 1983. Plant Adaptation in an Ecosystem Context: Effects of Defoliation, Nitrogen, and Water on Growth of an African C4 Sedge. *Ecology* 64: 307-318.
- MÉNDEZ, R. 2007. Restauración en campos agrícolas abandonados: interacciones bióticas y aplicación de

- la teoría ecológica. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Maestría en Ciencias. Ensenada, Baja California, México, 126 p.
- MORALES-ROMERO, D. y F.E. MOLINA-FREANER. 2008. Influence of Buffelgrass Pasture Conversion on the Regeneration and Reproduction of the Columnar Cactus, *Pachycereus pecten-aboriginum*, in Northwestern Mexico. *Journal of Arid Environments* 72: 228-237.
- MORENO, J.L. 2000. Apropiación y sobreexplotación del agua subterránea en la Costa de Hermosillo: 1945-2000. Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social-Occidente, Universidad de Guadalajara. Doctorado. Guadalajara, Jalisco, México, 393 p.
- PADILLA, F.M. y F.I. PUGNAIRE. 2006. The Role of Nurse Plants in the Restoration of Degraded Environments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 196-202.
- PATROCIPES. 1995. Guía práctica para el establecimiento, manejo y utilización del zacate buffel. Gobierno del Estado de Sonora/UGRS/Sagar, Hermosillo, Sonora, México.
- PÉREZ, E.P. y E. CAMOU. 2004. Pecuarización y mercado internacional. En L.M. Hernández, ed. *Historia ambiental de la ganadería en México*. Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz, México, pp. 233-240.
- PERRAMOND, E. 2000. A Preliminary Analysis of Soil Erosion and Buffelgrass in Sonora, Mexico. *Yearbook, Conference of Latin American Geographers* 26: 131-138.
- PERRAMOND, E. 2004. La ganadería sonorense y los cambios ecológicos. En: L.M. Hernández, ed. *Historia ambiental de la ganadería en México*. Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz, México, pp. 108-113.
- PETERS, D.P.C. y K.M. HAVSTAD. 2006. Nonlinear Dynamics in Arid and Semi-Arid Systems: Interactions among Drivers and Processes Across Scales. *Journal of Arid Environments* 65: 196-206.
- PFEFFERKORN, I. 1989. *Sonora: A Description of the Province*. The University of Arizona Press, Tucson, Arizona.
- POTTS, D.L., T.E. HUXMAN, J.M. CABLE, N.B. ENGLISH, D.D. IGNACE, J.A. EILTS, M.J. MASON, J.F. WELTZIN y D.G. WILLIAMS. 2006. Antecedent Moisture and Seasonal Precipitation Influence the Response of Canopy-Scale Carbon and Water Exchange to Rainfall Pulses in a Semi-Arid Grassland. *New Phytologist* 170: 849-860.
- RAMÍREZ, F., J.A. BECERRA, V.M. DEL CID y J.C. SERVIN. 1981. Parcelas experimentales de adaptación y producción de zacates en el estado de Sonora. P81005. CIPES. Hermosillo, Sonora, México, 4 p.
- REYNOLDS, J.F., R.A. VIRGINIA, P.R. KEMP, A.G. DE SOYZA y D.C. TREMMEL. 1999. Impact of Drought on Desert Shrubs: Effects of Seasonality and Degree of Resource Island Development. *Ecological Monographs* 69: 69-106.
- ROMO, J.R. 2006. Conservation and the Changing Pattern of Land Cover and Land Use in Central Sonora, Mexico. Environmental Sciences and Policy, Northern Arizona University. Master of Science. Flagstaff, Arizona, 103 p.
- RYEL, R.J., M.M. CALDWELL, A.J. LEFFLER y C.K. YODER. 2003. Rapid Soil Moisture Recharge to Depth by Roots in a Stand of *Artemisia tridentata*. *Ecology* 84: 757-764.
- RZEDOWSKI, J. 1978. *Tipos de vegetación de México*. Limusa, México.
- RZEDOWSKI, J. 1993. Diversity and Origins of the Phanerogamic Flora of Mexico. En: T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa, eds. *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, Nueva York, pp. 129-146.
- SAGARHPA. 2007. Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Rural Sustentable del Estado de Sonora (<http://www.oeidrus-sonora.gob.mx>) agosto 2008.
- SAGARPA. 1995. Aprovechamiento de carbón vegetal. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Acuicultura. Hermosillo, Sonora, México.
- SALA, O.E., F.S. CHAPIN, J.J. ARMESTO, E. BERLOW, J. BLOOMFIELD, R. DIRZO, E. HUBER-SANWALD, L.F. HUENNEKE, R.B. JACKSON, A. KINZIG, R. LEEMANS, D.M. LODGE, H.A. MOONEY, M. OESTERHELD, N. LEROY POFF, M.T. SYKES, B.H. WALKER, M. WALKER y D.H. WALL. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- SALAZAR, M.C. 2003. Ranchos cinégeticos, única alternativa para animales en extinción. *El Imparcial*, Hermosillo, Sonora, México, febrero 8.
- SAUCEDO-MONARQUE, E. 1994. La introducción de zacate buffel (*Cenchrus ciliaris* L) en el estado de Sonora, un factor de modificación de la vegetación. Instituto de Recursos Naturales, Colegio de Postgraduados. Maestría en Ciencias. Montecillo, Estado de México, 129 p.
- SAUCEDO-MONARQUE, E., E. GARCÍA-MOYA, A.E. CASTELLANOS y J.L. FLORES-FLORES. 1997. La riqueza, una variable de respuesta de la vegetación a la introducción del zacate buffel. *AgroCiencia* 31: 83-90.

- SCHLESINGER, W.H., A.D. ABRAHAMAS, A.J. PARSONS y J. WAINWRIGHT. 1999. Nutrient Losses in Runoff from Grassland and Shrubland Habitats in Southern New Mexico: I. Rainfall Simulation Experiments. *Biogeochemistry* 45: 21-34.
- SCHLESINGER, W. H., J.A. RAIKES, A.E. HARTLEY y A.F. CROSS. 1996. On the Spatial Pattern of Soil Nutrients in Desert Ecosystems. *Ecology* 77: 364-374.
- SCHLESINGER, W.H., J.F. REYNOLDS, G.L. CUNNINGHAM, L.F. HUENNEKE, W.M. JARREL, R.A. VIRGINIA y W.G. WHITFORD. 1990. Biological Feedbacks in Global Desertification. *Science* 247: 1043-1048.
- SCHOLZ, F.G., S.J. BUCCI, G. GOLDSTEIN, F.C. MEINZER y A.C. FRANCO. 2002. Hydraulic Redistribution of Soil Water by Neotropical Savanna Trees. *Tree Physiology* 22: 603-612.
- SEAGER, R., M. TING, I.M. HELD, Y. KUSHNIR, J. LU, G. VECCHI, H. HUAN, N. HARNIK, A. LEETMAA, N. LAU, C. LI, J. VÉLEZ y N. NAIK. 2007. Model Projections of an Imminent Transition to a More Arid Climate in Southwestern North America. *Science* 316: 1181-1184.
- SEMARNAT. 2002. Ley General de Vida Silvestre. México.
- SERVÍN, J.C. y F. RAMÍREZ. 1981. Evaluación de nuevas variedades de zacate buffel en el estado de Sonora. P81006. CIPES. Hermosillo, Sonora, México, 3 p.
- SHREVE, F. 1917. The Establishment of Desert Perennials. *Journal of Ecology* 5: 210-216.
- SHREVE, F. 1951. Vegetation of the Sonoran Desert. Publication 591. Carnegie Institution of Washington, Washington, D.C.
- SHREVE, F. y A. HINCKLEY. 1937. Thirty Years of Change in Desert Vegetation. *Ecology* 18: 463-478.
- SISK, T., A.E. CASTELLANOS y G.W. KOCH. 2007. Ecological Impacts of Wildlife Conservation Units Policy in Mexico. *Frontiers in Ecology and Environment* 5: 209-212.
- SPERRY, L.J., J. BELNAP y R.D. EVANS. 2006. *Bromus tectorum* Invasion Alters Nitrogen Dynamics in an Undisturbed Arid Grassland Ecosystem. *Ecology* 87: 603-615.
- STAFFORD-SMITH, D.M. y J.F. REYNOLDS. 2002. The Dahlem Desertification Paradigm: A New Approach to an Old Problem. En: J.F. Reynolds y D.M. Stafford-Smith. eds. *Global Desertification: Do Humans Cause Deserts?* Dahlem University Press, Berlín, pp. 403-424.
- SUZÁN, H., G.P. NABHAN y D.T. PATTEN. 1996. The Importance of *Olneya tesota* as a Nurse Plant in the Sonoran Desert. *Journal of Vegetation Science* 7: 635-644.
- TAYLOR, M.J. 2006. Biomass in the Borderlands: Charcoal and Firewood Production in Sonoran Ejidos. *Journal of the Southwest* 48: 63-90.
- THOMSON, R. 1989. Pioneros de la Costa de Hermosillo. Artes Gráficas y Editoriales Yescas, Hermosillo, Sonora, México.
- THROOP, H.L. y S.R. ARCHER. 2007. Interrelationships among Shrub Encroachment, Land Management, and Litter Decomposition in a Semidesert Grassland. *Ecological Applications* 17: 1809-1823.
- TURNER, R. M. 1990. Long-Term Vegetation Change at a Fully Protected Sonoran Desert Site. *Ecology* 71: 464-477.
- TURNER, R.M., J.E. BOWERS, T.L. BURGESS y J.R. HASTINGS. 1995. *Sonoran Desert Plants: An Ecological Atlas*. The University of Arizona Press, Tucson, Arizona.
- VALDEZ-ZAMUDIO, D. 2002. Clave para identificar las principales malezas agrícolas del Valle del Yaqui, Valle de Guaymas y Costa de Hermosillo. *Biotecnia* 4: 17-27.
- VALENZUELA, E. 1982. La Costa de Hermosillo y necesidades de información técnica de los productores agrícolas, en relación a la escasez de agua. Departamento de Agricultura y Ganadería, Universidad de Sonora. Ingeniero Agrónomo, Hermosillo, Sonora, México.
- VAN-AUKEN, O.W. 2000. Shrub Invasions of North American Semiarid Grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 197-215.
- VAN DE KOPPEL, J., M. RIETKERK, F. VAN-LANGEVELDE, L. KUMAR, C.A. KLAUSMEIER, J.M. FRYXELL, J.W. HEARNE, J. VAN-ANDEL, N. de RIDDER, A. SKIDMORE, L. STROOSNIJDER y H.H.T. PRINS. 2002. Spatial Heterogeneity and Irreversible Vegetation Change in Semiarid Grazing Systems. *American Naturalist* 159: 209-218.
- VAN DE KOPPEL, J., M. RIETKERK y F.J. WEISSING. 1997. Catastrophic Vegetation Shifts and Soil Degradation in Terrestrial Grazing Systems. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 352-356.
- VAN DE KOPPEL, J. y M. RIETKERK. 2004. Spatial Interactions and Resilience in Arid Ecosystems. *American Naturalist* 163: 113-121.
- VON HARDENBERG, J., E. MERON, M. SHACHAK y Y. ZARMI. 2001. Diversity of Vegetation Patterns and Desertification. *Physical Review Letters* 87: 198101-198104.

- WALKER, B. y J.A. MEYERS. 2004. Thresholds in Ecological and Social-Ecological Systems: A Developing Database. *Ecology and Society* 9: 3.
- WALKER, B.H., N. ABEL, D.M. STAFFORD SMITH y J. LANGRIDGE. 2002. A Framework for the Determinants of Degradation in Arid Ecosystems. En: J.F. Reynolds y D.M. Stafford Smith, eds. *Global Desertification: Do Humans Cause Deserts?* Dahlem University Press, Berlín, pp. 75-94.
- WEST, R.C. 1993. *Sonora its Geographical Personality*. University of Texas Press, Austin, Texas.
- WHITFORD, W.G. 2002. *Ecology of Desert Systems*. Academic Press, San Diego, California.
- WISE, M.J. y W.G. ABRAHAMSON. 2005. Beyond the Compensatory Continuum: Environmental Resource Levels and Plant Tolerance to Herbivory. *Oikos* 109: 417-428.
- WISE, M.J. y W.G. ABRAHAMSON. 2007. Effects of Resource Availability on Tolerance of Herbivory: A Review and Assessment of Three Opposing Models. *American Naturalist* 169: 443-454.
- YANES, G. 1999. *Evaluación de los patrones de cambio de la cubierta vegetal y uso de suelo de la parte central del estado de Sonora durante el período 1970-1992, utilizando imágenes Landsat MSS*. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Maestría en Ciencias. Ensenada, Baja California, México, 100 p.