

UNIVERSIDAD DE SONORA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

**EVALUACIÓN DE LA DINÁMICA DE CAMBIO DE COBERTURA DE SUELO EN
LAS SUBCUENCAS RÍO SAN MIGUEL Y RÍO ZANJÓN, SONORA**

TESIS PROFESIONAL

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADO EN BIOLOGÍA
CON OPCIÓN EN:

RECURSOS NATURALES TERRESTRES

PRESENTA:

FABIOLA JUDITH GANDARILLA AIZPURO

Universidad de Sonora

Repositorio Institucional UNISON



"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

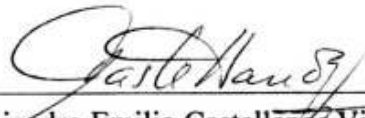
FORMATO DE APROBACIÓN

Los miembros del Comité de Tesis designado para revisar la Tesis de Fabiola Judith Gandarilla Aizpuro la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito para obtener el Título de Licenciado en Biología con Opción en Recursos Naturales Terrestres.



Dr. José Raúl Romo León

Director de Tesis



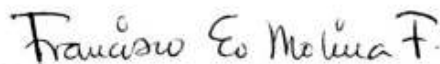
Dr. Alejandro Emilio Castellanos Villegas

Sinodal Secretario



M. C. Romeo Méndez Estrella

Sinodal



Dr. Francisco E. Molina Frenan

Suplente

DEDICATORIA

A mi familia, especialmente a mi principal fuente de inspiración para continuar todos los días mi preparación profesional

Soledad Pérez Ramos

Esperando que este momento te llene de alegría y orgullo.

AGRADECIMIENTOS

A **Raúl Romo** por tomar el riesgo de emprender este proyecto con un extraño y junto a **Romeo Méndez** brindarme su apoyo, paciencia, amistad y guía en todos los ámbitos de la vida.

Al **Doc Castellanos** y al **Doc Molina**, por ser mis padres académicos y enseñarme que verdaderamente

La vida es demasiado simple como para tomártela en serio.

Al **Laboratorio de Ecología del Paisaje y Análisis Espacial**, **Cris**, **Karen** y **Reta**, por compartir el bunker y hacerlo un lugar cada vez más cómodo.

A todo el equipo **Ecofisiol**, por el compañerismo en todo momento y el aliento a siempre seguir intentando todo lo que nos proponemos.

A mis familias

A mi abuela, por enseñarme que todo, cuando lo compartes, sabe mejor.

A mis papás, **Leticia** y **Cástulo**, por enseñarme a aprovechar los días soleados para disfrutar los días nublados y a mis tres hermanos, **Adelina**, **Emmanuel** y **Ana Laura**, por siempre intentar enderezar mi camino.

Gracias por ser mis hermanos de vida y permitirme escribir una historia juntos **Irma**, **Andrea**, **Diana**, **Nacho**, **Leo**, **Jaime**, **Vence**, **María**, **Monos**, **Ama**. Especialmente a **Gloria Sánchez** por todos estos años de hermandad sin límites.

A **Juan Manuel Manzano**, por enseñarme a viajar a través de las páginas.

Gracias a todos aquellos que nos cuestionan sobre hacer biología, porque forman parte de la inspiración para seguir contestando preguntas.

“Si quieres tener resultados diferentes, debes hacer cosas diferentes”

-Varios

CONTENIDO

FORMATO DE APROBACIÓN	i
DEDICATORIA	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
CONTENIDO	v
LISTA DE TABLAS	vii
RESUMEN	viii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	4
II.1. El Uso de Suelo y la Cobertura Vegetal	4
II.2. Percepción Remota para el Análisis de la Ecología del Paisaje	8
II.2.1. Índices de vegetación	11
III. JUSTIFICACIÓN	14
IV. HIPÓTESIS	15
V. OBJETIVOS	16
V.1. Objetivo General	16
V.2. Objetivos Específicos	16
VI. METODOLOGÍA	17
VI.1. Área de Estudio	17
VI.2. Imágenes Landsat	19
VI.3. Esquema de clasificación	20
VI.4. Puntos de Entrenamiento	24
VI.5. Derivación de Variables Espaciales	24
VI.6. Clasificación de Cobertura de Suelo y Análisis de Precisión	26
VI.6.1. Modelo de árboles de regresión	26
VI.6.2. Análisis de precisión	28
VI.7. El Cambio de Cobertura de Suelo	29
VII. RESULTADOS	31
VII.1. Selección de Imágenes y Derivación de Variables	31
VII.2. Clasificación de Cobertura de Suelo	32
VII.3. Cambio de Cobertura de Suelo	35
VII.3.1. Cambios en la clase agricultura	36

VII.3.2. Cambios en la clase pastizal	39
VII.3.3. Cambios en la clase Vegetación Ribereña	42
VIII. DISCUSIÓN	45
IX. CONCLUSIONES	50
X. LITERATURA CITADA	51
XI. APÉNDICES	65

LISTA DE TABLAS

Tabla I	Bandas espectrales de los sensores TM 4 y 5 de las plataformas Landsat	10
Tabla II	Descripción de los tipos de vegetación y uso de suelo	21
Tabla III	Capas de información utilizadas como variables espaciales	25
Tabla IV	Escenas seleccionadas para la elaboración de la clasificación	31
Tabla V	Valores en porcentaje de las Precisiones de Usuario (PU) y Productor (PP)	32
Tabla VI	Abreviaturas utilizadas en las figuras para representar las clases	35

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Escena satelital (Landsat TM 4-5) mostrando un compuesto en “falso color”	12
Figura 2	Mapa de ubicación de la zona de estudio	18
Figura 3	Escena de la plataforma Landsat TM mostrando delineada el área de estudio	20
Figura 4	Conjunto de capas de información derivadas para la clasificación	27
Figura 5	Ejemplo de la trayectoria de cambio en una matriz espacial (mapa)	30
Figura 6	Gráfica de extensiones territoriales por clase	33
Figura 7	Mapas de clasificación de coberturas de suelo	34
Figura 8	Gráfica de conversión de cobertura hacia la clase Agricultura	36
Figura 9	Gráfica de conversión de cobertura desde la clase Agricultura	37
Figura 10	Mapas de cambio de coberturas de suelo por períodos para la clase Agricultura	38
Figura 11	Gráfica de conversión de cobertura hacia la clase Pastizal	39
Figura 12	Gráfica de conversión de cobertura desde la clase Pastizal	40
Figura 13	Mapas de cambios de coberturas de suelo de la clase Pastizal	41
Figura 14	Gráfica de conversión de cobertura de suelo hacia la clase Vegetación Ribereña	42
Figura 15	Gráfica de conversión de cobertura de suelo desde la clase Vegetación Ribereña	43
Figura 16	Mapas de cambios de coberturas de suelo de la clase Vegetación Ribereña	44

RESUMEN

El uso indiscriminado de los recursos naturales se ha visto sobrepasando los límites de su resiliencia, lo cual compromete la integridad estructural y funcional de los ecosistemas (Vitousek et al., 1997). En zonas áridas, los sistemas ribereños contribuyen en gran medida a la conservación de la biodiversidad, formación de suelos, retención de nutrientes y humedad en éstos, por lo cual se han utilizado como sitios óptimos para el desarrollo de actividades humanas. Este desarrollo implica modificaciones en la estructura y funcionamiento de dichos ecosistemas, por lo que la identificación espacial y temporal de los tipos de cobertura presentes nos permite detectar y entender dichos cambios. Las técnicas de percepción remota son herramientas que facilitan la obtención de información de esta índole. En este trabajo se realizó un análisis de cambios de cobertura, post-clasificación, en el que se identificaron las modificaciones de los tipos de cobertura Agricultura, Pastizal y Vegetación Ribereña, los cuales se refieren a los campos de cultivo agrícolas, pastizales y vegetación asociada al cauce de los ríos, respectivamente. Los resultados obtenidos nos indican una permanencia de Agricultura mayormente sobre las zonas de cauce de los ríos, mientras que el Pastizal presenta una tendencia a incrementar su cobertura, principalmente hacia las zonas de cadenas montañosas. Por otro lado, la cobertura de la Vegetación Ribereña presenta una tendencia de reducción, principalmente observada en las zonas de escorrentías. La identificación de estos cambios de cobertura de suelo, por medio de la utilización de técnicas de percepción remota, nos permite comprender la dinámica a la que se enfrenta el sistema natural en relación con la administración de recursos para las actividades productivas. En este trabajo recomendamos la implementación de dichas técnicas con la finalidad de mejorar la comprensión de la dinámica *ambiente-humano*.

I. INTRODUCCIÓN

Gran parte de los ecosistemas terrestres se ven afectados por las actividades humanas alrededor del mundo (Vitousek et al., 1997). De acuerdo con numerosas investigaciones los dos mayores precursores de cambios a nivel global, generados por las actividades humanas, son: 1) el cambio en el régimen climático y 2) el acelerado cambio en la cobertura y uso de suelo (Turner et al., 1994; Vitousek et al., 1997). Los principales precursores de las modificaciones en el clima son los gases de efecto invernadero y la remoción de la cubierta vegetal (Chapin III et al., 2000). Por su parte, el cambio de cobertura y uso de suelo es, en gran medida, provocado por el hombre, derivado principalmente de las actividades socioeconómicas y el manejo de los recursos naturales presentes en el ecosistema en que se llevan a cabo (Chapin III et al., 2000; Kepner et al., 2000; Mas et al., 2004b; Feddema et al., 2005; Vitousek et al., 1996).

Los cambios de uso de suelo se han identificado como un fuerte precursor de las alteraciones ambientales que se viven en las últimas décadas (Sagan et al., 1979; Vitousek et al., 1997; Velasco et al., 2005). Como consecuencia del incremento en las actividades humanas y modificaciones de cobertura de suelo, múltiples factores pueden ser alterados a nivel local y regional (ej. ciclos biogeoquímicos, frecuencia de incendios, remoción de flora y fauna; Levien et al., 1999; Feddema et al., 2005; Lambin et al., 2013). Estas afectaciones a los sistemas naturales, eventualmente pueden verse reflejadas en la cantidad y calidad de recursos naturales disponibles y aprovechables por el hombre (Odum, 1972; Rounsevell et al., 2003).

Para las zonas áridas del noroeste de México, una de las actividades productivas de mayor influencia en los cambios de cobertura vegetal es la agricultura (Kepner et al., 2000; Vitousek et al., 1997). Debido a la constante necesidad de producir alimentos, fibras naturales, aceites, forrajes, entre otros consumibles, la conversión de áreas con cobertura vegetal natural a áreas agrícolas se ha vuelto cada vez más común (Castellanos et al., 2002; Franklin et al., 2006; Vivoni et al., 2007; Romo-Leon et al., 2014). En zonas áridas, las características bióticas y abióticas de las áreas asociadas al cauce de los ríos las convierten en tierras deseables por los productores agrícolas, resultando a menudo en una rápida modificación de la cobertura vegetal presente en esos sitios (Nabhan y Sheridan 1977; Vivoni et al., 2007).

Al igual que la actividad agrícola, la ganadería se ha convertido en un fuerte precursor de modificaciones de cobertura de suelo en las zonas áridas del noroeste mexicano (Chapin et al., 2000; Dregne, 2002; Asner et al., 2004; Bravo y Castellanos, 2013). El más claro ejemplo de esto es la introducción de especies exóticas con fines forrajeros, que ayudarían a incrementar la productividad del hato ganadero, por parte de los productores pecuarios de la región (ej. *Cenchrus ciliare*; Castellanos et al., 2002; Franklin et al., 2006). El establecimiento de los pastos exóticos introducidos puede promover, entre otras consecuencias, afectaciones a la diversidad de la zona debido a la remoción de cobertura vegetal nativa, principalmente para la implementación de monocultivos de estas especies (Bravo et al., 2010a).

La Cuenca del Río Sonora, localizada en la región central de Sonora, constituye un área altamente dinámica en el uso y manejo de recursos naturales (Bracamonte et al., 2007). Esto se ha dado principalmente debido a que 1) alrededor del 25% de la población del estado desarrolla sus actividades en esta área y 2) dicha zona se encuentra sujeta a un régimen de lluvias seco y muy seco (Brito-Castillo et al., 2010). Debido a lo mencionado y tomando en cuenta que la cuenca del Río Sonora tiene un alto grado de aridez (CONAGUA, 2014), resalta la importancia de realizar una evaluación de las modificaciones de coberturas de suelo con posible influencia por parte de las actividades económicas.

Las subcuencas Río San Miguel (RSM) y Río Zanjón (RZ), que en conjunto constituyen alrededor del 30% de la cuenca del Río Sonora, presentan entre sus principales actividades la agricultura y la ganadería (Bracamonte et al., 2007; Nabhan y Sheridan, 1977). Durante las últimas décadas, esta región ha sufrido cambios en la distribución los tipos de cobertura de suelo, promovidos por la introducción de especies no nativas y la intensificación de las actividades agrícolas establecidas en zonas asociadas al cauce del río (Vivoni et al., 2008; Méndez-Barroso et al., 2009). Sin embargo, no se ha generado información acerca de la dinámica que presentan los cambios en estas coberturas de suelo, asociados a las actividades productivas. Es por esto que consideramos indispensable llevar a cabo estudios que nos indiquen las trayectorias de modificación en las coberturas de suelo, con la capacidad de identificar los agentes de influencia de estos cambios y las posibles implicaciones de estos en el sistema natural.

Con el fin de comprender la dinámica de ganancia, pérdida y permanencia de los tipos de cobertura de suelo, incluyendo los hábitats ribereños, que pueden estar asociadas a las

actividades productivas mencionadas, es necesario llevar a cabo la evaluación de la magnitud de dichos cambios de manera sistemática (Villarreal et al., 2012). Estas evaluaciones pueden ser realizadas mediante la utilización de herramientas de percepción remota, que facilitan la identificación de coberturas de suelo en una región y permiten la elaboración de análisis de cambios en estas a través del tiempo (Jensen, 2005; Romo-León et al., 2013). En el presente trabajo se evaluaron las dinámicas de cambios de cobertura de suelo en las subcuencas Río San Miguel y Río Zanjón, en un período de 19 años, por medio del uso de herramientas de percepción remota.

II. ANTECEDENTES

II.1. El Uso de Suelo y la Cobertura Vegetal

El término “cobertura vegetal” hace referencia a los tipos de vegetación natural presentes en una zona (ej., Bosque, Vegetación de ribera, Matorral; Romo-León et al., 2013); mientras que el de “uso de suelo” se ha definido como el tipo de aprovechamiento que el ser humano ejerce sobre una extensión territorial determinada (ej., Industrial, Agrícola, Urbano; Valdez-Zamudio et al., 2000), lo cual puede promover cambios en la cobertura vegetal (Odum, 1972). Por tanto, la referencia hacia ambos conceptos se interpreta como cobertura de suelo (Jensen, 2005).

En las últimas décadas ha tomado gran importancia la comprensión de la magnitud de influencia que tienen las actividades antropogénicas en la dinámica del paisaje, influyentes en el cambio a nivel local, regional y global (Daily, 1997; Feddema et al., 2005). El consumo desmedido de los recursos naturales disponibles en un sitio puede causar la modificación del sistema utilizado, alterando patrones biológico-ecológicos, biofísicos e inclusive biogeoquímicos (Lubchenco et al., 1991; Vitousek et al., 1997; Chapin et al., 2000). Estas alteraciones promueven un efecto de revés ecológico, afectando la disponibilidad de recursos para ser utilizados en las actividades productivas (Odum, 1972).

Los cambios en la cobertura de suelo son un fenómeno que se ha venido registrando de manera acelerada, a nivel mundial en las últimas décadas (Lambin et al., 2001). Estos cambios pueden ser provocados por distintos factores como el incremento de actividades económicas o alteraciones climáticas, que en consecuencia pueden promover afectaciones en varios niveles ecosistémicos (Tucker et al., 1985). Las modificaciones en las coberturas de suelo, debido a las actividades humanas, pueden presentarse directamente al momento de expandir las actividades productivas, e indirectamente como consecuencia de las mismas, debido al disturbio que se genera en las comunidades vegetales de la zona (Vitousek, 1994; Chapin et al., 2000; Lambin et al., 2003; Vivoni et al., 2008).

Las alteraciones en los tipos de cobertura vegetal son el reflejo de la exposición de un sistema a eventos adversos, antropogénicos o ambientales, que dificultan la capacidad del mismo a reestablecer su funcionamiento natural (Lambin et al., 2003; Turner et al., 2003). Las consecuencias de esta serie de cambios en el sistema pueden implicar pérdida de biodiversidad del sitio y degradación del suelo, así como incremento en la dificultad de obtención de recursos para el desarrollo de las actividades productivas (Lubchenco et al., 1991; Rindfuss et al., 2004). Dichas modificaciones en el sistema comúnmente se presentan por efecto del establecimiento o desarrollo de las actividades económicas en una región (Dirzo y García 1992; Jenerette y Wu 2001).

En el caso de zonas áridas es de suma importancia la identificación de afectaciones en la vegetación natural, relacionadas con la disponibilidad de agua en el sistema, debido a que esta última es un proceso fundamental para el mantenimiento del ambiente natural (Dregne, 2002) La dificultad en la obtención de este recurso puede repercutir en una reducción de la cobertura vegetal natural de estas regiones, principalmente en la vegetación presente en la zonas ribereñas (Vitousek et al., 1997). Debido a que estos son los sitios con mayor disponibilidad de extracción de agua en zonas áridas, las actividades económicas establecidas en ellos dificultan la obtención del recurso hídrico por parte de la vegetación presente en los sitios (Vivoni et al., 2008; Villarreal et al., 2012; Lambin et al., 2013).

En México, las zonas áridas y semiáridas se encuentran localizadas en su mayoría en el norte del país, con una cobertura cercana al 50% del territorio nacional (González-Medrano, 2012). En estos sitios, las actividades económicas principales que se llevan a cabo en las poblaciones rurales son la minería, extracción forestal, agricultura y ganadería, siendo estas dos últimas las que representan la principal fuente de ingresos de la mayoría de los pobladores (INEGI, 2013). El Estado de Sonora, siendo la segunda entidad más grande del país y con un 56% de superficie con características desérticas (Castellanos, 1992), tiene entre sus principales actividades productivas a la ganadería y la agricultura (Búrquez y Martínez-Yrizar, 2006).

Para el Estado de Sonora, Kepner y colaboradores (2000) registraron los cambios de cobertura de suelo que se presentaron en la cuenca del Río San Pedro, por medio de la utilización de técnicas de percepción remota. En este trabajo los autores detectaron que los mezquiales tienen una fuerte interacción de cambios de cobertura con los sitios de pastizal y matorral

desértico. De la misma forma, reportan una reducción de la cobertura de vegetación ribereña entre los años 1973 y 1992. Según los autores, esta dinámica de cambios puede interpretarse como un posible incremento en la vulnerabilidad de la población y el sistema natural del sitio. Por su parte, Vivoni y colaboradores (2008) realizaron un análisis de la precisión en la detección de variaciones de humedad de suelo durante el monzón de verano por medio de sensores satelitales. Con la finalidad de probar dicha precisión, compararon los resultados obtenidos por medio de las plataformas satelitales con los datos tomados directamente en suelo. Los autores revelan que en ambos casos las estimaciones de humedad medidas son similares, así como el comportamiento de los niveles de humedad en diferentes elevaciones.

Similar a esto, Villarreal y colaboradores (2012) realizaron un análisis de cambios en las coberturas de suelo, por medio de la comparación de clasificaciones temáticas elaboradas para la subcuenca Río Santa Cruz, con el objetivo de identificar las modificaciones que se han presentado en esta región. Comparando las clasificaciones generadas, con especial enfoque en la vegetación ribereña, encontraron una reducción en ese tipo de cubierta vegetal durante el período analizado (1987-2006), lo cual interpretan como un deterioro en la salud del sistema. Así mismo, los autores describen la tendencia de los mezquiales a cubrir los sitios que presentaron pérdida de vegetación ribereña.

Algunos de los principales promotores de fuertes modificaciones al paisaje, en el Estado de Sonora, son las actividades agrícolas y ganaderas. En esta zona, el establecimiento y desarrollo de las actividades económicas mencionadas promueve conflictos en la disponibilidad de los recursos naturales presentes, afectando a la vegetación natural (Lambin et al., 2013; Romo-León et al., 2013; Shreve y Wiggins, 1964). Un ejemplo del efecto de estos conflictos es el registrado en la zona costera de Sonora, donde se presentan un poco más de 55,000 hectáreas de territorio destinado a campos agrícolas activos, y en donde el abandono de algunos de estos campos se ha dado por efectos relacionados con la salinización de los suelos en la zona (Búrquez y Martínez-Yrizar, 2006; Romo et al., 2014). El abandono de los campos agrícolas, por diversas causas, propicia la sucesión de vegetación en esos sitios, siendo de igual forma un promotor de cambios en la cobertura de suelo (Castellanos et al., 2010).

En la región central de Sonora, la actividad agrícola se ha visto desarrollada desde hace varios siglos (Nabhan y Sheridan, 1977; Bracamonte et al., 2007). Comúnmente, esta actividad

se realizaba con cultivos de riego de temporal, en los cuales el ciclo vegetativo, o de crecimiento, de los cultivos hasta su cosecha dependen de la cantidad de precipitación del sitio, así como de la capacidad del suelo para retener el agua de lluvia (INEGI, 2009). Sin embargo, a mediados del siglo pasado, los agricultores cambiaron esta forma de cultivar por la agricultura de riego, en la cual se utiliza agua suplementaria para el desarrollo de los cultivos durante el ciclo agrícola (Nabhan y Sheridan, 1977; Bracamonte et al., 2007; INEGI, 2009). Esta modificación en el sistema agrícola, promovió la implementación de pozos o sistemas de bombeo de agua subterránea, en zonas con mayor dificultad de almacenamiento de agua superficial (Castellanos et al., 2005).

Al igual que la agricultura, la ganadería en la región central del Estado de Sonora representa una actividad de alta promoción de cambios en las coberturas naturales (Castellanos et al. 2013). Uno de los principales promotores de cambios de cobertura de suelo, derivado de la actividad ganadera, es la introducción de praderas de pastos no nativos para forrajeo (ej. *Cenchrus ciliaris*; Arriaga et al., 2004, Velasco et al., 2005; Franklin et al., 2006). El establecimiento de praderas de zacate buffel con esta finalidad, facilitan su establecimiento en zonas perturbadas y la introducción en zonas con vegetación natural, debido a que presenta una alta tasa de dispersión y colonización de nuevas áreas (Castellanos et al., 2002, Castellanos et al., 2013).

Los sistemas ribereños en esta área de Sonora contribuyen en gran medida a la conservación de la biodiversidad, formación de suelos, retención de nutrientes y humedad en el mismo (Camacho-Rico et al., 2006). La escasa disponibilidad de agua y nutrientes, aunado a la alta perturbación por influencia antropogénica, son factores que propician la pérdida de este tipo de cobertura vegetal (Nabhan y Sheridan, 1977; Velasco et al., 2005; Brenner, 2009). La reducción de estos tipos de coberturas en dicha región representa un incremento en la vulnerabilidad, tanto en el sistema natural como en la economía y el desarrollo social de las poblaciones aledañas (Rindfuss et al., 2004; Norman et al., 2012).

En esta región, Méndez-Barroso y colaboradores (2009) reportaron la composición vegetal de la subcuenca Río San Miguel, así como una estimación de la actividad fotosintética durante el monzón de verano. Para esto, los autores utilizaron los índices de vegetación NDVI y EVI con la finalidad de comparar la actividad de la vegetación registrada antes y durante la

época de crecimiento de los años 2004, 2005 y 2006. Encontrando que la vegetación ribereña en la zona sur de la subcuenca, reflejó menor variación en la actividad fotosintética durante el período de estudio, lo cual fue relacionado con la escasa disponibilidad de humedad en el suelo y por ende de absorción de nutrientes. Estas técnicas de percepción remota pueden ser utilizadas para llevar a cabo estudios basados en la observación y diferenciación de los componentes presentes en la superficie terrestre (Jensen, 2005; Romo et al., 2013). Los análisis destinados a la evaluación de dinámicas de cobertura de suelo en zonas áridas, utilizando herramientas de percepción remota a nivel satelital, comenzaron en la década de los años ochenta, con trabajos como los reportados por Felker y colaboradores (1982) y Tucker y colaboradores (1985).

La identificación de las modificaciones de cobertura de suelo a nivel paisajístico, con ayuda de información satelital, se ha implementado en la región con mayor recurrencia a partir de la última década. Para esta zona de Sonora, el estudio de la dinámica de cambios en la vegetación, utilizando herramientas de percepción remota, sigue siendo muy limitado, por lo cual en este trabajo se propone utilizar las técnicas de percepción remota con el objetivo de conocer el comportamiento de los sistemas ribereños de zonas áridas a nivel paisaje y a través de una escala temporal, detectando su dinámica en distintas etapas (sequía, no-sequía; Velázquez et al., 2003; Nash et al., 2014).

II.2. Percepción Remota para el Análisis de la Ecología del Paisaje

La detección de cambios de cobertura de suelo a nivel global, por medio de herramientas de percepción remota, comenzó en la década de 1970 con la implementación de sensores especializados en plataformas satelitales (Roy et al., 2014). Anterior a esto, los registros de coberturas vegetales y usos de suelo se capturaban con ayuda de imágenes aéreas o cartas topográficas y mapas descriptivos, lo cual requiere una alta inversión económica y de tiempo (Mas et al., 2004a). El desarrollo de las herramientas de percepción remota ha facilitado la identificación de las distribuciones de las distintas coberturas de suelo alrededor del mundo,

permitiendo la estandarización de métodos de clasificación y la observación de modificaciones en dichas coberturas (Anderson et al., 1976; Hall et al., 1991; Mendoza y Dirzo 1999).

En México se han aplicado estas herramientas con el fin de analizar el efecto de las actividades humanas en los ecosistemas terrestres (Velázquez et al., 2003). Con este objetivo, Mendoza y Dirzo (1999) detectaron una reducción de la cobertura vegetal natural de la selva Lacandona en un período de 17 años. Los autores atribuyeron esta pérdida de cobertura a la tala ilegal, ya que las zonas de mayor afectación fueron aquellas en las que se facilitó la accesibilidad. Estas herramientas también han sido empleadas para registrar cambios en los santuarios de la mariposa monarca (Vidal et al., 2014), en los cuales se ha documentado la dinámica de cambios, revelando que al menos hasta 2009 la pérdida de cobertura vegetal estuvo principalmente influenciada por la tala ilegal; sin embargo, a partir de dicho año, la pérdida se redujo y el remanente se encontró mayormente ligado a factores climáticos y/o de enfermedades (12%).

La percepción remota, o teledetección, puede definirse como la capacidad de obtener información de un objeto sin entrar en contacto con éste (Jenerette y Wu, 2001; Lu et al. 2004; Jensen, 2005). Debido a sus capacidades intrínsecas, los estudios de percepción remota y fotogrametría se enfocan en el análisis de información obtenida a diferentes escalas espaciales (Jensen, 2005). Estas herramientas han sido ampliamente utilizadas para analizar fenómenos atmosféricos, de suelo y vegetación (Hall et al., 1991; Qi et al., 1994; Stow et al., 2004; Lowry et al., 2007). Una de las técnicas de percepción remota mayormente utilizada para el análisis de la cobertura vegetal es la clasificación de esta a través del procesamiento de imágenes satelitales (Tucker, 1985; Salinas-Zavala et al., 2002). Dichas imágenes están compuestas por un conjunto de píxeles que representan la información de la energía reflejada por la superficie terrestre, la cual es captada por diversos sensores colocados en plataformas espaciales (Roy et al., 2014). La información captada por los sensores es la magnitud del voltaje de energía reflejada por la superficie, organizada en diferentes intervalos del espectro electromagnético (EEM; Tabla I muestra ejemplo de sensor TM), convirtiendo estos datos en una imagen digital (Jensen, 2005).

Cada tipo de cobertura presente en la superficie de la tierra muestra una reflectancia de energía distinta, lo que se conoce como Firma Espectral (Spurr y Barnes, 1980; Hall et al., 1991; Tso y Mather, 2009). La identificación de los distintos tipos de materiales que tienen lugar en

un sitio determinado, por medio de las firmas espectrales, permite el reconocimiento de los componente presentes, así como la oportunidad de utilizar esta información para diferenciarlos (Tucker et al., 1985).

Tabla I. En la tabla se observan las bandas espectrales de los sensores TM 4 y 5 de las plataformas Landsat. Se muestra el número de banda, así como el intervalo de longitud de onda que captan y la etiqueta del tipo de luz a que corresponde.

Banda	Longitud (μm)	Región
1	0.45-0.52	Azul visible
2	0.52-0.60	Verde visible
3	0.63-0.69	Rojo visible
4	0.76-0.90	Infrarrojo cercano
5	1.55-1.75	Infrarrojo medio
6	10.40-12.50	Termal
7	2.08-2.35	Infrarrojo lejano

La capacidad de discernir entre distintos tipos de coberturas de suelo presentes en la superficie, por medio de la información espectral, ha sido ampliamente utilizada para clasificar dichas coberturas a nivel mundial (Jensen, 2005; Sesnie et al., 2012). Existen dos aproximaciones para realizar una clasificación de cobertura de suelo o clasificación temática (Jensen, 2005): la clasificación supervisada y la no supervisada. Para la elaboración de esta última, se especifica al clasificador la cantidad de clases que deben aparecer en el producto y ésta se genera sin sitios de entrenamiento previamente identificados. La clasificación supervisada utiliza un modelo clasificador generado a partir de productos derivados de algunos análisis espectrales (ej. índices de vegetación; Huete et al., 2002), así como una muestra del área de interés (Schiattino y Silva, 2008; Tso y Mather, 2009), la cual consiste en una serie sitios georreferenciados representativos de cada tipo de cobertura de suelo (Anderson et al., 1976; Jensen, 2005). En ambos casos, el reconocimiento de patrones en la información de las variables, así como el establecimiento de un esquema de clases debidamente delimitado, son la base sobre la cual se construye el modelo (Jensen, 2005; Tso y Mather, 2009).

II.2.1. Índices de vegetación

Algunos de los productos derivados de las escenas satelitales que generalmente se observan en la elaboración de una clasificación temática, son los índices de vegetación. Estos índices nos aportan información acerca del estado fenológico en el que se encuentra la vegetación de un sitio, debido a que están basados en características fisiológicas relacionadas con la energía reflejada desde la cobertura vegetal (Nash et al., 2014; Huete et al., 2011; Sesnie et al., 2011). Uno de éstos, comúnmente utilizado, es el NDVI (Normalized Difference Vegetation Index; Ecuación 1), el cual hace uso de la energía reflejada de la vegetación en longitudes de onda “rojo visible” (R) e “infrarrojo cercano” (IRC; Figura 1), para obtener una estimación de la productividad (verdor) en el área (Huete et al., 2002; Salinas-Zavala et al., 2002; Nyokabi y Laneve, 2004).

$$\text{NDVI} = \frac{\text{IRC} - \text{R}}{\text{IRC} + \text{R}} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Al igual que éste, el EVI (Enhanced Vegetation Index) es un índice que se basa en la energía reflejada por la vegetación, desarrollado para optimizar la señal de la misma, aumentando su sensibilidad en regiones de alta biomasa. El algoritmo que se utiliza se observa en la Ecuación 2:

$$\text{EVI} = G \frac{\text{IRC} - \text{R}}{\text{IRC} + C1 * \text{R} - C2 * \text{A} + L} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde L se refiere a un ajuste de la reflectancia que se encuentra por debajo del dosel, A es la información captada por la banda del “azul visible”, la cual es utilizada para definir la resistencia de aerosoles presentes, junto a los coeficientes C1 y C2. Los valores de coeficientes para este índice son L=1, C1=6, C2=7.5 y G= 2.5, siendo este último un factor de corrección.

La principal finalidad del desarrollo de este índice fue el reducir las variaciones de reflectancia que se encuentran por debajo del dosel, así como la influencia de perturbaciones atmosféricas (Huete et al., 2002). Ambos índices han sido utilizados en conjunto por varios autores, con la

finalidad de obtener mayor precisión en la identificación de los tipos de cobertura de suelo presentes en un área (Huete et al., 2002; Villarreal et al., 2012; Romo-León et al., 2014).

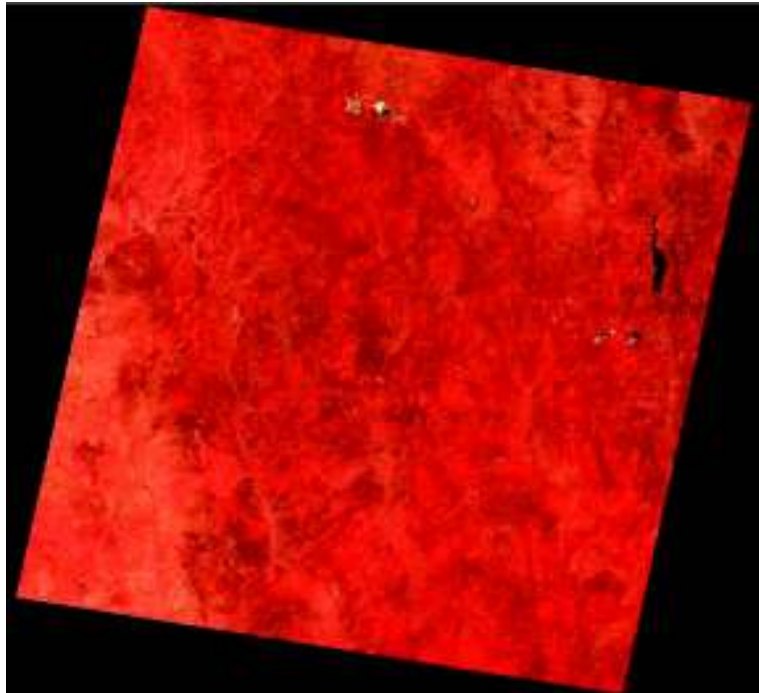


Figura 1. Escena satelital (Landsat TM 4-5) mostrando un compuesto en “falso color”, en el cual, en color rojo que se observa la información captada por el sensor en longitudes de onda “infrarrojo cercano”. La inclinación de la imagen se debe a la dirección que lleva la plataforma al momento de la captura.

El suelo es un componente capaz de reflejar energía a la atmósfera, por lo cual, para un análisis de productividad de vegetación, puede generar errores de interpretación (Huete et al., 2002). Para minimizar el efecto de la influencia del suelo, Huete (1988) desarrolló SAVI (Soil Adjust Vegetation Index) el cual es una modificación a NDVI que toma en cuenta las bandas “rojo visible” e “infrarrojo cercano”, con la adición de un factor de corrección basado en la pendiente del suelo. Dicho factor varía dependiendo del tipo de ecosistema en que se aplique, ya que la finalidad del análisis es dar información sobre la energía que se refleja desde el suelo, la cual va cambiando conforme varía la cobertura del dosel en un sistema (Huete et al., 1988).

Al igual que los índices mencionados, se han desarrollado herramientas de reordenamiento de datos que se utilizan con la finalidad de complementar la identificación de las coberturas en un sitio (Jensen, 2005). Una de estas herramientas es el Análisis de

Componentes Principales, el cual es un análisis multivariado utilizado para organizar la información contenida en las escenas, dando prioridad a aquellos componentes espectrales con mayor variabilidad (Romo-León et al., 2012). La conversión Tasseled Cap es igualmente una técnica de reordenamiento, sin embargo, esta conversión organiza los datos obedeciendo las zonas con mayor exposición de verdor, brillantez y humedad en el área (Crist y Cicone, 1984; Tso y Mather, 2009). En 1976, Kauth y Thomas desarrollaron un análisis multitemporal de esta última técnica, que nos permite caracterizar aquellos sitios en que se mantienen los tres conceptos mencionados en distintas épocas del año. Así como estas, se han desarrollado otras técnicas utilizadas para analizar distintos aspectos de la superficie terrestre y diferenciar los tipos de coberturas presentes (Tso y Mather, 2009).

La detección de cambios en la cobertura vegetal natural, con ayuda de estas herramientas, tiene aplicaciones tanto en la identificación de sitios de importancia para conservación como para la optimización del aprovechamiento de los recursos naturales (Villarreal et al., 2012). Es por esto, que la identificación de modificaciones en las coberturas de suelo puede ser utilizada tanto para evaluar distintos aspectos de las comunidades vegetales presentes en un sistema, como para optimizar las decisiones futuras con respecto a las actividades productivas y los recursos naturales de nuestra región, ya que debemos considerar las condiciones ambientales para identificar la forma óptima de cubrir las necesidades humanas (Lubchenco et al., 1991; Chapin et al., 2000; Feddema et al., 2005; Clark, 2007).

III. JUSTIFICACIÓN

Las herramientas de percepción remota proveen información acerca de los elementos presentes en la superficie terrestre, facilitando la evaluación de cambios de cobertura de suelo en una región a través del tiempo. Este tipo de análisis nos permite determinar el efecto que han causado la variabilidad ambiental y las actividades humanas en la distribución de los distintos tipos de cobertura de suelo. Debido a que las áreas ribereñas en zonas áridas son sitios de alta productividad vegetal y proveen refugio a múltiples especies, consideramos que es de gran importancia evaluar las dinámicas del paisaje en los sistemas asociados a los ríos en zonas áridas. En nuestro estudio se evaluaron las dinámicas de cambio de cobertura de suelo, en un intervalo de 19 años, en la región de las subcuencas Río San Miguel y Río Zanjón en Sonora. Este trabajo propone un marco estandarizado para realizar el análisis de las modificaciones en las coberturas de suelo a diferentes escalas, aplicando protocolos y metodologías que combinan técnicas de percepción remota y trabajo de campo para la identificación precisa de las coberturas presentes.

IV. HIPÓTESIS

Las actividades humanas y la variabilidad ambiental, inducen cambios en la distribución espacial y temporal de las coberturas de suelo presentes en ecosistemas asociados al cauce de los ríos en zonas áridas, los cuales pueden ser detectados mediante el uso de herramientas de percepción remota.

V. OBJETIVOS

V.1. Objetivo General

Evaluar la dinámica de cambios de cobertura de suelo en la vegetación adyacente al cauce del río, pastizales y actividad agrícola en las subcuencas Río San Miguel y Río Zanjón, Sonora.

V.2. Objetivos Especificos

1. Identificar los tipos de cobertura de suelo presentes en los años 1993, 2002 y 2011 por medio de la generación de mapas temáticos elaborados mediante técnicas de percepción remota.
2. Identificar las modificaciones en cobertura de suelo mediante análisis de cambio, utilizando los mapas temáticos de clasificación generados.
3. Analizar el cambio de cobertura de suelo identificado para los tipos de cobertura agricultura, pastizal y vegetación adyacente al cauce del río.

VI. METODOLOGÍA

Con el fin de cumplir con los objetivos del presente trabajo, se generaron tres mapas temáticos de Clasificación de Cobertura de Suelo para las subcuencas Río San Miguel y Río Zanjón, de los años 1993, 2002 y 2011. Estas clasificaciones tienen como objetivo detectar la distribución y extensión de las coberturas del suelo en cada año. Una vez realizados los mapas temáticos, se generó un Análisis de Precisión y, por último, se elaboró un Análisis de Cambio de Cobertura de Suelo. En este apartado se describen los pasos que se llevaron a cabo para la preparación, el procesamiento y la presentación de resultados.

VI.1. Área de Estudio

El Estado de Sonora, en el noroeste de México, pertenece a las zonas áridas del país, con la mayoría de sus climas cálidos y con pocas lluvias (Brito-Castillo et al., 2010). Cerca del 80% de la precipitación anual se presenta en el monzón de verano, entre los meses de julio a septiembre, y el otro 20% durante las equipatas de invierno (Salinas-Zavala et al., 2002). Para esta región se tiene registrada una temperatura media anual de 21°C, con una oscilación que va de 10°C, en los meses de noviembre a febrero, a 43°C entre junio y septiembre (SEMARNAT, 2009).

Nuestra área de estudio abarca las subcuencas Río San Miguel y Río Zanjón (Figura 2), las cuales se localizan dentro de la cuenca del Río Sonora, entre las latitudes 30° 45' 59.5" norte y 29° 32' 23.6" sur, y las longitudes -110° 21' 24.5" este y -111° 21' 27.3" oeste. El Río San Miguel se extiende desde la Sierra Azul, situada a una altitud de 2,000 msnm, pasando por los municipios de Cucurpe, Opodepe, Rayón y San Miguel de Horcasitas, hasta Hermosillo, presentando un régimen climático mayormente semiseco (SEMARNAT, 2009). El Río Zanjón, por su parte, transita por algunas porciones de los municipios de Carbó y Querobabi, naciendo al oeste de la Sierra de Cucurpe, a una altitud de 1,150msnm y presentando clima muy seco y

seco. Estas dos subcuencas abarcan alrededor de 9,437 km² (Leyva-Martínez, 2007), que es aproximadamente el 30% de la cuenca de la cual forman parte.



Figura 2. Mapa de ubicación de la zona de estudio, localizada en la región central de Sonora. En el mapa se observan las poblaciones principales y el relieve de ambas subcuencas.

La vegetación descrita para la subcuenca Río San Miguel está caracterizada como Mesetas de Arizona, mientras que para la subcuenca Río Zanjón se define como Planicies de Sonora según Shreve y Wiggins (1964). El Inventario Nacional Forestal (INF) en 2009 clasifica como tipos de vegetación dominante al Matorral Subtropical, Bosque y Mezquital para la subcuenca Río San Miguel y para la subcuenca Río Zanjón la vegetación de Pastizal y Matorral Espinoso.

En la subcuenca Río San Miguel se tiene registrada como actividad principal a la agricultura, la cual se concentra en el área del cauce del río, mientras que en la zona del Río

Zanjón se puede apreciar que los sitios no transformados en terrenos agrícolas o urbanos y de fácil acceso, tienden a utilizarse como zonas de pastoreo por parte de los productores ganaderos (Bravo-Peña, 2009).

VI.2. Imágenes Landsat

Para la elaboración de los mapas temáticos se decidió usar información de percepción remota colectada por los satélites Landsat 4 y Landsat 5. Específicamente, se utilizó el sensor Thematic Mapper (TM), cuya resolución espacial (30 metros), temporal (16 días), espectral y radiométrica, se ajustan a las necesidades del presente estudio (Jensen, 2005). Con el fin de aumentar nuestra precisión en la clasificación de cobertura de suelo, se tomaron en cuenta los estadios fenológicos de la vegetación (Villarreal et al., 2012, Romo et al., 2014). Por lo cual, se eligieron dos escenas Landsat por año, la primera anterior a la temporada de lluvias y la segunda durante/después del monzón de verano (durante la época de crecimiento; Figura 3).

El segundo criterio aplicado a la selección de imágenes fue la calidad de las mismas, específicamente se seleccionaron imágenes con baja o nula nubosidad (entre 0 y 10 % de cobertura). La búsqueda de escenas Landsat se realizó desde la plataforma electrónica de GLOVIS, utilizando la ubicación Path 35-Row 39, para los años 1993, 2002 y 2011. Para la utilización de las escenas seleccionadas fue necesario realizar la remoción de ruido atmosférico (LEDAPS; Wolfe et al., 2004). Este proceso se llevó a cabo en los laboratorios del Arizona Remote Sensing Center (ARSC) en la Universidad de Arizona.

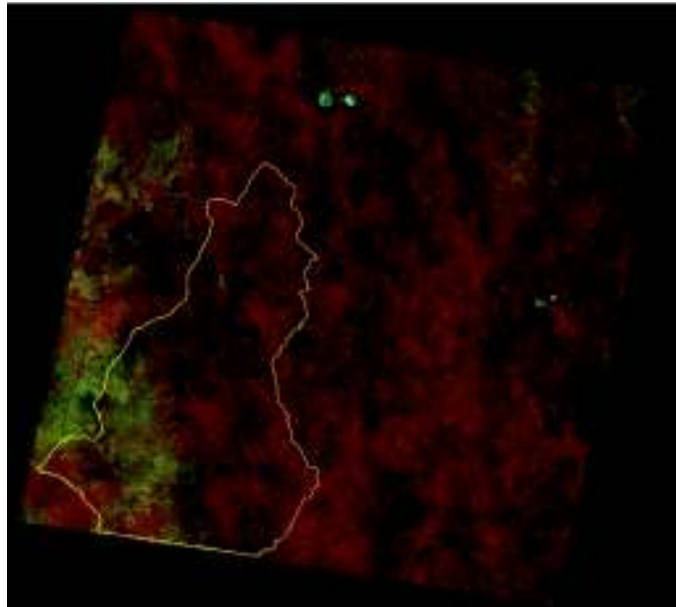


Figura 3. Escena de la plataforma Landsat TM visualizada en falso color “Verde-Rojo-Infrarrojo”, mostrando delineada el área de estudio.

VI.3. Esquema de clasificación

Para realizar la Clasificación de Uso de Suelo fue necesario realizar una revisión de los tipos de vegetación que se pueden encontrar en la zona, así como la nomenclatura que se le da a cada uno dependiendo de su forma de vida o fisionomía (INEGI, 2009). Para este proceso se utilizó la clasificación propuesta por Anderson (1976), tomando en cuenta una combinación de criterios fisionómicos y de forma de vida provistos por diversas fuentes (Inventario Nacional Forestal, 2009; Shreve y Wiggins, 1964; Rzedowski 2006) con la finalidad de esclarecer los elementos distintivos de cada una de las clases. Utilizando esta información y datos obtenidos de campo, se estableció el esquema de clasificación de 11 clases, presentado en la Tabla II.

Tabla II. Descripción de los tipos de vegetación y uso de suelo utilizados en la elaboración del esquema de clasificación.

ID	Clase	Clave	Descripción
1	Agricultura	AG	Cobertura de suelo en la cual se presentan áreas cultivadas.
2	Cuerpo de Agua	CA	Cobertura de suelo que cuenta con presencia de agua en la mayor parte del año.
3	Bosque	BO	Vegetación de tipo arbórea presente principalmente en regiones montañosas de clima frío. La cobertura de copa de esta clase se observa en más del 10% de la zona, alcanzando tallas mayores a los 15 metros de altura. En esta clase se considera el Bosque Cultivado, Bosque de Encino, Bosque de Encino-Pino, Bosque de pino y Bosque de Pino-Encino. Se pueden presentar algunas especies de los géneros <i>Quercus</i> , <i>Abies</i> y <i>Pinus</i> .
4	Matorral Sarcocaula	SC	Vegetación compuesta principalmente por árboles de tallo carmoso y algunos con corteza papirácea, así como individuos de cactáceas. Se ubican en las regiones de lomeríos y elevaciones medias, sobre suelos someros de laderas de cerros. Se pueden observar especies de los géneros <i>Cercidium</i> , <i>Opuntia</i> , <i>Carnegia</i> y <i>Lophocereus</i> , <i>Acacia</i> , <i>Prosopis</i> , <i>Larrea</i> , <i>Celtis</i> y <i>Ferocactus</i> , entre otros.
5	Suelo Desnudo	SD	Extensión de terreno en la cual no se encuentra vegetación aparente. Se ubica principalmente en las zonas mineras y algunos caminos rurales.

Continuación de la Tabla II.

6	Matorral Espinoso	ME	Vegetación formada principalmente por arbustos de hoja pequeña. Se presenta sobre terrenos aluviales, con asociaciones entre especies espinosas o sin estas y con otras formas de vida. En este tipo de cobertura, el estrato herbáceo es casi nulo en temporada seca, sin embargo, en época de lluvias germina rápidamente, cambiando drásticamente el aspecto del sitio. Dentro de esta clase se pueden encontrar especies pertenecientes a los géneros <i>Cercidium</i> , <i>Olneya</i> , <i>Condalia</i> , <i>Lycium</i> , <i>Opuntia</i> y <i>Fouquieria</i> , entre otros.
7	Mezquital	MZ	Vegetación caracterizada por la dominancia de especies de leguminosas arbóreas, como las del género <i>Prosopis</i> y <i>Acacia</i> . Se puede encontrar en las regiones de planicie, entre las colinas de elevación pequeña de la zona. Esta clase puede albergar individuos de las coberturas subtropical o espinoso, pero con menor presencia.
8	Pastizal	PA	Vegetación caracterizada por la dominancia de gramíneas. Estas comunidades son favorecidas por las condiciones del suelo, principalmente, el disturbio ocasionado por los animales domésticos. Esta clase conjunta las coberturas de pastizal natural, inducido y cultivado, principalmente especies de <i>Bouteloua</i> y <i>Cenchrus</i> .

Continuación de Tabla II.

9	Vegetación Ribereña	RÑ	Vegetación arbórea localizada en los márgenes del cauce del río o sobre éste. Se caracteriza por la presencia de especies que requieren condiciones de humedad favorables, como las de los géneros <i>Populus</i> o <i>Baccharis</i> . En esta clase se pueden presentar individuos del género <i>Prosopis</i> con una altura mayor a los 5m.
10	Matorral Subtropical	SB	Vegetación conformada principalmente por arbustos o árboles bajos y espinosos. Los principales géneros que se pueden observar son <i>Ipomoea</i> , <i>Bursera</i> y <i>Acacia</i> , por mencionar algunos. Este tipo de cobertura se presenta como transición ecológica entre la clase de Bosque y el Matorral Espinoso
11	Zona Urbana	UR	Cobertura de suelo en la que se presentan residencias urbanas.

VI.4. Puntos de Entrenamiento

La identificación de los tipos de vegetación se realizó por medio de visitas al sitio, utilizando la descripción de clases para identificar la cobertura de suelo y georreferenciar los sitios visitados, con ayuda de un GPS. Estos puntos de descripción en campo fueron descargados al programa Google Earth para la identificación de texturas, colores y tonos en las imágenes de cada tipo de cobertura. Posteriormente, se completaron entre 80 y 100 puntos de entrenamiento por clase (Villarreal et al., 2012), exceptuando las clases Suelo Desnudo y Agua, para las cuales se colocaron menos de 30 puntos ya que 1) no existe gran variación de sus señales espectrales para las bandas analizadas y 2) no se encuentran distribuidas en grandes extensiones de terreno a lo largo de la zona de estudio. Este proceso fue aplicado para las escenas de los años 1993, 2002 y 2011 utilizando trabajo de campo, la herramienta de imágenes históricas en Google Earth y las escenas satelitales. Cabe mencionar que para el caso de 1993, no se encontraron disponibles imágenes de alta resolución espacial (Google Earth) para la zona, por lo cual se decidió utilizar los puntos generados para la clasificación del año 2002 como referencia para generar la de 1993. Estos puntos fueron modificados analizando la información espectral en las escenas Landsat, principalmente.

Debido a que la clase Zona Urbana cuenta con diversos tipos de cobertura, lo cual podría introducir error en la clasificación, se decidió incluir esta clase de manera manual.

VI.5. Derivación de Variables Espaciales

Para la obtención de la clasificación de uso de suelo fue necesaria la derivación de capas de información espacial a partir las escenas satelitales Landsat TM seleccionadas y la utilización de información auxiliar (Modelos de elevación digital). Se derivaron las variables necesarias para realizar la clasificación temática por año utilizando diversas herramientas de fotogrametría y análisis espectral, presentes en el software ERDAS Imagine y ArcGis (Tabla III).

Para este trabajo se utilizaron los índices de vegetación NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), EVI (Enhanced Vegetation Index) y SAVI (Soil-Adjusted Vegetation

Index), los cuales son índices que utilizan lecturas de la energía reflejada de la superficie terrestre en diversas longitudes de onda del Espectro Electromagnético (EEM). Los primeros dos tienen como función registrar la productividad de la vegetación que se encuentra en el área, mientras que el último es una herramienta de remoción de ruido provocado por la brillantez del suelo.

Tabla III. Capas de información utilizadas como variables espaciales para la elaboración de la clasificación de cobertura de suelo.

Variable	Capas	Referencia
DEM	3	USGS (NED)
Tasseled Cap	12	(Crist y Cicone, 1984)
Multitemporal Tasseled Cap	12	(Collins y Woodcock, 1996)
Componentes Principales	12	(Collins y Woodcock, 1996)
Reflectancias	12	Landsat TM
EVI	2	(Van Leeuwen et al., 1999; Huete et al., 2002)
Varianzas	12	(Asner et al., 2004)
SAVI	2	(Huete, 1988)
NDVI	2	(Tucker, 1979)

Seguido de la obtención de los índices se realizó la transformación Tasseled Cap, la cual aporta información de brillantez, humedad o verdor de las coberturas, basada en la reflectancia de éstas (Tso y Mather, 2009). Posteriormente, se generó la variable Multitemporal Kauth-Thomas la cual distingue cambios entre el verdor de la vegetación, la humedad y la brillantes (Collins y Woodcock, 1996). Se realizó también un análisis de Varianzas, esto con la finalidad de conocer la variación de información entre los píxeles de la escena. Seguido de esto, se efectuó un Análisis de Componentes Principales (ACP), el cual consiste en un reordenamiento de las capas de información con base en la varianza de los datos (Tso y Mather, 2009). Finalmente se derivaron variables de elevación, aspecto y pendiente del terreno, derivadas de un Modelo de Elevación Digital (MED) provisto por el US Geological Survey.

La información de las escenas satelitales, el conjunto de variables derivadas y el MED fueron re-escalados (en resolución espacial y radiométrica) y re-proyectados, con el fin de

generar una integración vertical satisfactoria y concordante, permitiendo la utilización de las capas de información en la elaboración del modelo clasificador (Longley et al., 2005).

VI.6. Clasificación de Cobertura de Suelo y Análisis de Precisión

La clasificación supervisada es un método de clasificación de cobertura de suelo que consiste en utilizar un conjunto de información obtenida *a priori* que caracterice los tipos de cobertura presentes en la superficie. Una de las ventajas de utilizar este esquema supervisado, es el hecho de que la clasificación se realiza con base en información obtenida directamente del área de estudio, por lo cual, se tiene mayor confiabilidad en la representatividad del producto obtenido, con respecto a las coberturas presentes en el área (Jensen, 2005).

VI.6.1. Modelo de árboles de regresión

Uno de los esquemas de clasificación comúnmente utilizado son los Árboles de Decisión o modelos CART (Classification and Regression Trees), los cuales a diferencia de otros modelos (ej. redes neurales, random forest; Mas et al., 2008) son clasificadores no paramétricos que construyen un esquema de decisiones basado en la información de una muestra (Alcover et al., 2007; Hall et al., 1991; Tso y Mather, 2009; Loh, 2011; Rodríguez-Galiano y Chica-Rivas, 2012). Este modelo, como su nombre lo dice, se basa en árboles de decisión, donde la raíz está formada por la matriz de datos, los cuales se someten al cumplimiento de diferentes variables, dando como resultado los nodos terminales en donde se encuentran los datos ya clasificados (Felicísimo et al., 2004; Bowker et al., 2006; Trujillano et al., 2008; Villarreal et al., 2012).

En la construcción del modelo se utilizan los puntos de entrenamiento, para identificar los píxeles que caracterizan a cada clase o tipo de cobertura, así como los datos de cada variable derivada (Figura 4). Al obtener el modelo de clasificación se aplican los mismos criterios de decisión a todos los píxeles de la escena que no fueron seleccionados como puntos de

entrenamiento, por medio del software See5 (C5; Breiman et al., 1984; Gordon et al., 1984; Quinlan 1996). Una de las ventajas de usar CART es que utiliza un modelo no paramétrico y acepta datos nominales y continuos, por lo cual es más fácil de interpretar (Felicísimo et al., 2004). Utilizando esta herramienta se obtuvieron las clasificaciones temáticas de cobertura de suelo en la zona de estudio para los años 1993, 2002 y 2011.

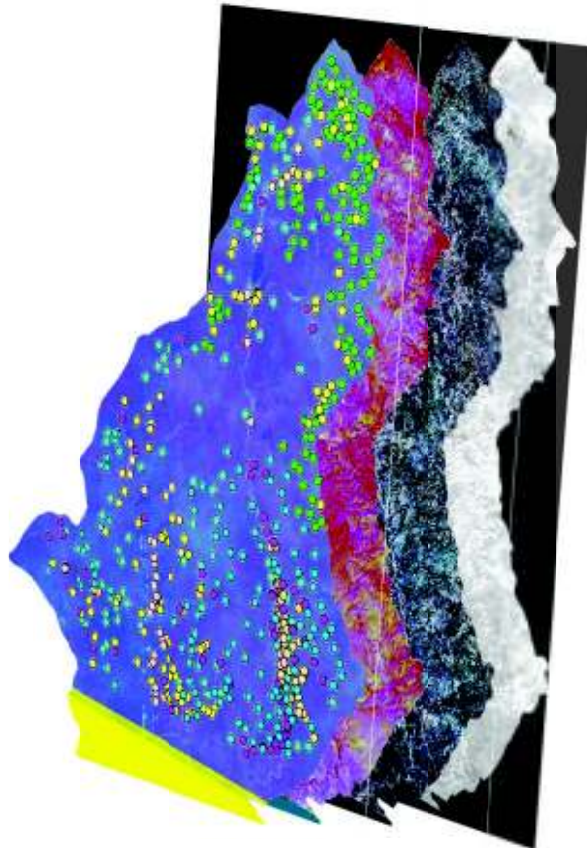


Figura 4. Representación de la forma en que el clasificador utiliza el conjunto de capas de información derivadas para la clasificación de cobertura de suelo. La capa superior representa algunos de los puntos de entrenamiento utilizados en la construcción del modelo CART.

Comúnmente, los productos de una clasificación presentan un efecto conocido como “sal y pimienta” (Townshend, 1986), el cual se refiere a la confusión de algunos píxeles dentro de la escena clasificada debido a las similitudes que pueden presentarse entre las diferentes clases (Li et al., 1995; Caprioli 2001). Este efecto es suavizado por medio de la aplicación de un proceso llamado filtros de mayoría, el cual consiste en reclasificar los píxeles que quedan aislados en la

escena, haciendo comparaciones entre la información de éstos y los que se localizan alrededor (Caprioli y Tarantino, 2001). Este proceso permite discernir entre los píxeles que verdaderamente pertenecen a una clase distribuida en parches muy pequeños, de otra que pudo haber presentado mayor confusión durante la clasificación, obteniendo mayor concordancia entre el mapa generado y los elementos presentes en la superficie del área de estudio (Bischof et al., 1992).

VI.6.2. Análisis de precisión

Las clasificaciones de cobertura de suelo, elaboradas con estos métodos, normalmente presentan un porcentaje de confusión, debido a que se utiliza una muestra de la superficie del sitio para clasificar el resto del área (Hall et al., 1991; Mas et al., 2004b). Esta confusión, puede deberse a factores como el efecto borde (Villarreal et al., 2012) o la similitud de la firma espectral de un píxel y otro, derivado de la resolución espacial de la escena (Caprioli y Tarantino, 2001; Hall et al., 1991). Es por esto que es recomendable aplicar un Análisis de Precisión al producto (Congalton, 1991; Foody, 2002), el cual se realiza colectando otra muestra de la superficie de interés para compararla con los mapas temáticos generados y así evaluar el porcentaje de concordancia entre la clasificación obtenida y la superficie presente (Hall et al., 1991; Stehman y Czaplewski, 1998).

Para el análisis de precisión se seleccionó otra muestra de sitios representativos de cada clase de cobertura (entre 25 y 35 sitios por clase) con ayuda de trabajo de campo, imágenes de alta resolución de Google Earth y las escenas Landsat. Esta muestra fue colocada sobre la clasificación a la cual se le aplicó el análisis de precisión con la finalidad de corroborar que los puntos seleccionados para cada clase correspondieran a los píxeles clasificados (Congalton, 1991). Los resultados de este proceso fueron integrados a una matriz de error, en la cual se registraron los sitios que efectivamente correspondieran a la clase que se había asignado, así como aquellos sitios que fueron clasificados de manera errónea en el mapa (Muller et al., 1998; Foody, 2002).

Con base en los resultados de la matriz, se realizó el cálculo del Coeficiente Kappa (Foody, 2002) para conocer el porcentaje de confiabilidad de la clasificación. Esta herramienta utiliza la precisión global de la matriz de confusión para realizar una estimación del porcentaje de concordancia entre la superficie clasificada y el mapa generado (Foody, 2002; Congalton, 1991). De igual forma, de las matrices de error se obtuvo información acerca de la precisión del productor (PP), del usuario (PU) y la precisión global (Congalton, 1991; Longley et al., 2005), aplicando este proceso a cada una de las clasificaciones temáticas generadas (1993, 2002 y 2011). La PP puede interpretarse como el porcentaje de áreas pertenecientes a cierta clase de cobertura de suelo que fueron correctamente plasmadas en el mapa; mientras que la PU se refiere a la confiabilidad de interpretación de la persona que utiliza el mapa, es decir, que un pixel clasificado como una clase en el mapa corresponda precisamente a esta clase en el suelo (Congalton, 1991; Kepner et al., 2000; Mas et al., 2004b; Villarreal et al., 2012).

VI.7. El Cambio de Cobertura de Suelo

Con el fin de analizar la transición entre los tipos de cobertura de suelo, se realizó un análisis post-clasificación de los cambios en la cobertura de suelo (Singh 1989; Rogan et al., 2002). Este análisis consiste en comparar la información de la clasificación generada para un año con la obtenida para una fecha posterior, lo cual nos permite localizar aquellas regiones, o píxeles, que pertenecieron a una clase determinada y cambiaron su cobertura a otra, o bien se mantuvieron dentro de la misma clase (Figura 5; Villarreal et al., 2012, Romo et al., 2014). En nuestro trabajo se analizó el cambio entre los años 1993-2002, 2002-2011 y por último uno para los años 1993-2011, con la finalidad de analizar el cambio total en los 19 años. Con los resultados de estos análisis, se generaron matrices de cambio (Mas et al., 2004b) para cada una de las clases de interés.

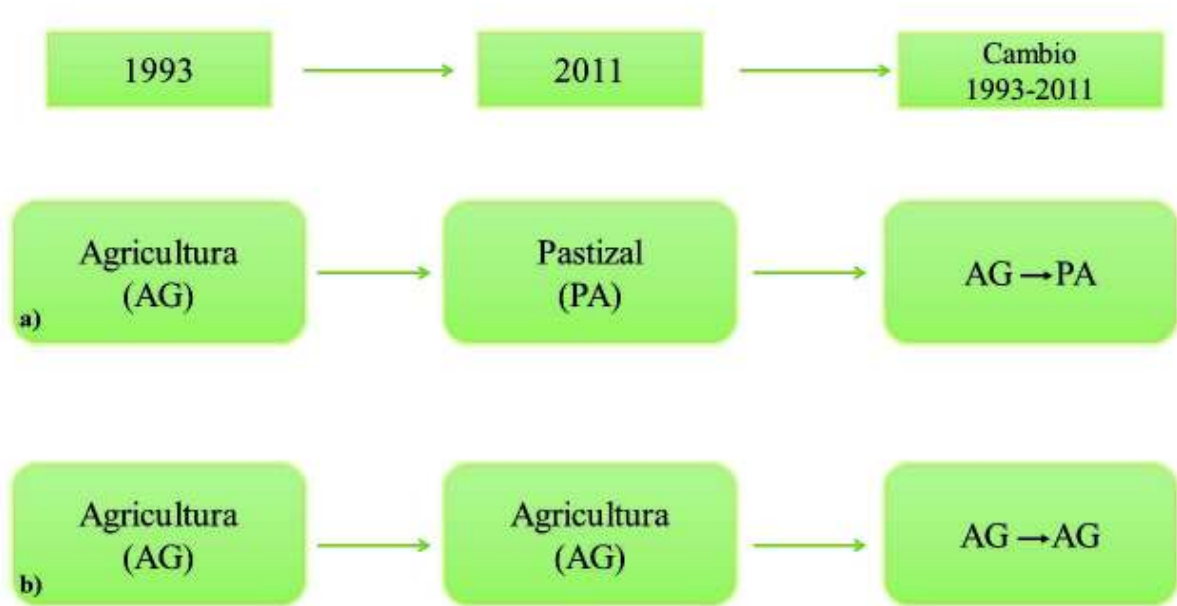


Figura 5. Ejemplo de la trayectoria de cambio en una matriz espacial (mapa). En el caso a) se muestra la reducción de cobertura de la clase Agricultura, otorgando territorio a la clase Pastizal, incrementando la cobertura de esta última. Por otro lado, en el caso b) se observa la permanencia del mismo tipo de cobertura en ambos años, por lo cual se registra una permanencia de la clase Agricultura en la matriz de cambios. Cada unidad mínima de mapeo (pixel) es analizada para entender su trayectoria entre clases.

VII. RESULTADOS

VII.1. Selección de Imágenes y Derivación de Variables

Se seleccionaron dos escenas Landsat TM, para cada año en que se llevó a cabo la clasificación de uso de suelo (Tabla IV). Para realizar la selección de escenas se consideró el estado fenológico de la vegetación, por lo cual se utilizó una escena anterior y otra durante o posterior al monzón de verano. A cada una de las imágenes se les aplicaron correcciones radiométricas y atmosféricas, con el fin de estandarizar la calidad de los insumos de clasificación (Chavez, 1996).

Tabla IV. Escenas del sensor Landsat TM, seleccionadas para la elaboración de la clasificación de cobertura de suelo.

Año	Pre-monzón	Post-monzón
1993	10 de abril	17 de septiembre
2002	21 de mayo	25 de agosto
2011	29 de abril	19 de septiembre

Un total de 66 capas de información fueron derivadas (ver Tabla III) de las escenas obtenidas para cada año, con el fin de utilizarlas como variables para la clasificación de cobertura de suelo. A cada uno de estos conjuntos se le incluyeron las tres variables obtenidas del Modelo de Elevación Digital. Posteriormente, estas variables fueron utilizadas para generar el modelo CART y clasificar el área de estudio.

VII.2. Clasificación de Cobertura de Suelo

Con ayuda de los modelos de clasificación se obtuvieron tres mapas temáticos de cobertura de suelo, correspondientes a los años 1993, 2002 y 2011. Del análisis de precisión, aplicado a cada clasificación, se obtuvieron las matrices de confusión con el estadístico Kappa calculado (Apéndices 1, 2 y 3), el cual muestra el porcentaje de precisión de la clasificación elaborada con respecto a la cobertura presente en la superficie terrestre (Foody, 2002). La precisión global calculada fue de 82%, 86% y 81% para las clasificaciones de los años 1993, 2002 y 2011, respectivamente (Tabla V). Según los resultados de precisión de usuario y productor, para el año 1993 las coberturas mejor representadas fueron Bosque y Cuerpos de Agua, siendo Matorral Espinoso y Pastizal las que presentaron mayor confusión. En la clasificación generada para 2002, el Bosque y la Agricultura resultaron las mejor representadas, mostrando a Mezquital y Matorral Sarcocaula como las coberturas de menor precisión. Para la clasificación de 2011, el Bosque y los Cuerpos de Agua presentan mayor precisión, siendo Pastizal y Mezquital los de menor precisión.

Tabla V. Valores en porcentaje de las Precisiones de Usuario (PU) y Productor (PP) alcanzados por cada clase en los mapas de clasificación generados para cada año. Se presentan los resultados de Precisión Global y Coeficiente Kappa para cada una de las clasificaciones.

Clases	1993		2002		2011	
	PU	PP	PU	PP	PU	PP
Agricultura	97	85	96	93	86	84
Cuerpos de Agua	93	100	87	100	100	93
Bosque	97	97	97	97	100	100
Suelo Desnudo	92	100	93	93	83	83
Matorral Espinoso	69	63	81	81	69	71
Mezquital	69	69	63	88	60	86
Pastizal	42	77	79	85	69	69
Vegetación Ribereña	90	76	100	74	97	78
Matorral Sarcocaula	88	91	68	81	68	90
Matorral Subtropical	83	81	93	82	83	69
Precisión Global	82		86		81	
Coeficiente Kappa	80		85		79	

La clase con mayor cobertura de suelo en los tres años fue Matorral Subtropical. Para el año 2002, el Bosque, el Mezquital, el Pastizal y los Cuerpos de Agua reflejan la principal reducción en su cobertura, siendo en este mismo año, donde el Matorral Espinoso, el Matorral Sarcocaula, el Suelo Desnudo y la Agricultura mostraron su mayor cobertura de suelo de los tres años en el área de estudio (Figura 6). Por otro lado, la Vegetación Ribereña presentó su mayor extensión de cobertura de suelo en el año 1993, observándose una disminución de cobertura en los años posteriores (Apéndice 4).

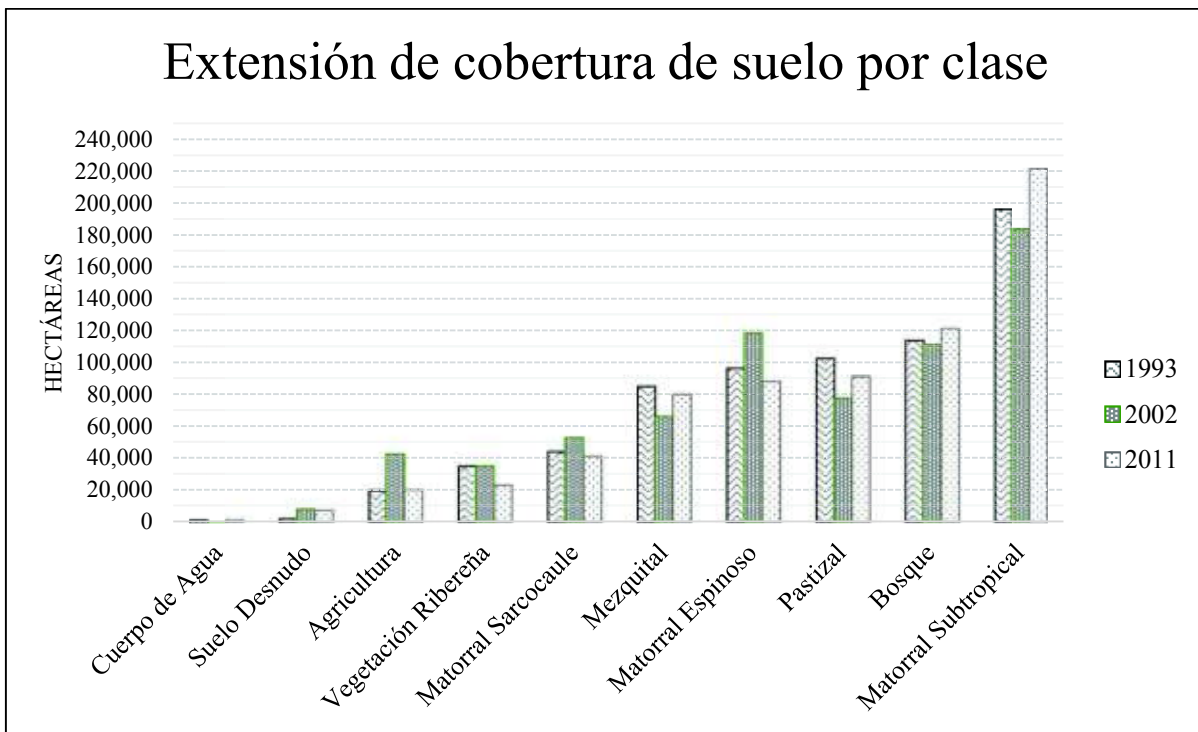


Figura 6. Gráfica de extensiones territoriales por clase.

En un análisis visual de las clasificaciones elaboradas es posible identificar que el Bosque, el Matorral Sarcocaula y el Matorral Subtropical presentan su mayor concentración de cobertura en la porción de la subcuenca Río San Miguel (Figura 7). Por otro lado, las coberturas de Matorral Espinoso, Mezquital y Pastizal son mayormente detectables en la porción de la subcuenca Río Zanjón, mientras que la Vegetación Ribereña y la Agricultura se observan principalmente restringidas a las zonas de escorrentías y al cauce de los ríos del área de estudio. Los Cuerpos de Agua, el Suelo Desnudo y la Zona Urbana presentaron las menores extensiones de cobertura de suelo.

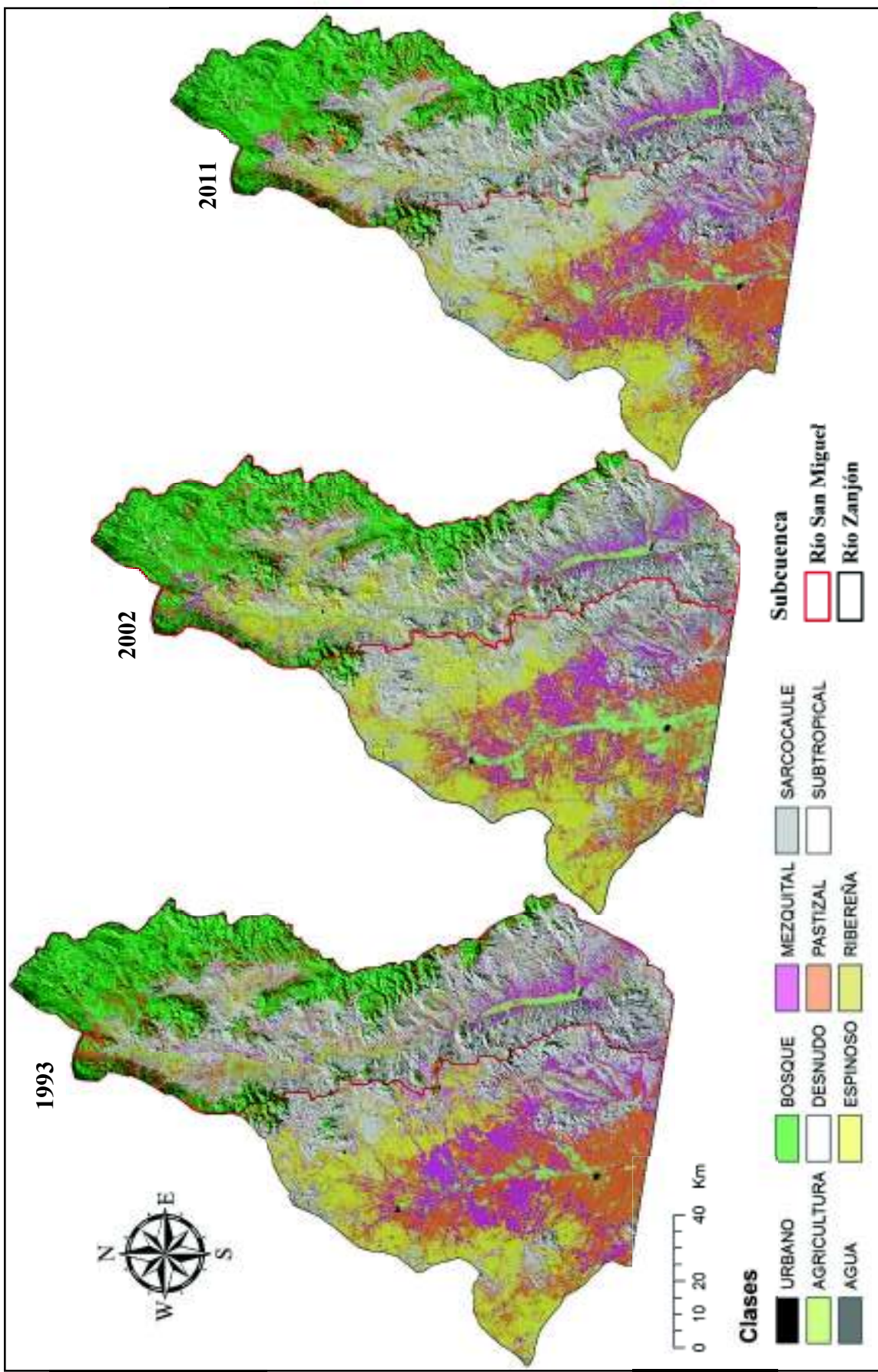


Figura 7. Mapas de clasificación de coberturas de suelo presentes en las subcuencas Río San Miguel y Río Zanjón, Sonora.

VII.3. Cambio de Cobertura de Suelo

Del análisis de cambios de cobertura de suelo se obtuvieron tres mapas temáticos de cambio con información para cada clase. Con base en nuestros objetivos, se analizaron los cambios de cobertura de suelo ocurridos en Agricultura, Pastizal y Vegetación Ribereña. Los tres períodos analizados estuvieron comprendidos entre los años 1993-2002, 2002-2011 y finalmente 1993-2011 (para analizar el cambio total). La precisión de estos mapas se interpreta como el producto de la precisión que obtuvo cada clasificación individualmente (Foody, 2002). Para el análisis de cambio del período 1993-2002 se obtuvo una precisión de 70%, entre los años 2002 y 2011 la precisión resultó en 69%, y para el análisis entre 1993 y 2011 la precisión fue de 65%. Para facilitar la interpretación, a continuación se muestra la Tabla VI, en la que se observan los nombres de las clases y las abreviaturas utilizadas para su representación en figuras posteriores.

Tabla VI. Abreviaturas utilizadas en las figuras para representar las clases.

Clase	Abreviatura
Agricultura	AG
Cuerpo de agua	CA
Bosque	BO
Matorral Espinoso	ME
Mezquital	ME
Pastizal	PA
Matorral Sarcocaulle	SC
Matorral Subtropical	SB
Vegetación Ribereña	RÑ

VII.3.1. Cambios en la clase agricultura

Los cambios de cobertura hacia Agricultura se dieron principalmente en sitios que correspondían a Pastizal, Matorral Espinoso y Mezquital (Figura 8). En el período de 1993-2002 el Pastizal contribuyó en un 46% del total de territorio convertido hacia la Agricultura. Entre los años 2002 y 2011, el Matorral Espinoso y el Mezquital, en conjunto, registraron el 42% de conversión de cobertura hacia Agricultura (Apéndice 5). El cambio neto (1993 a 2011) indica que el Pastizal y el Matorral Espinoso constituyen 63% de la conversión total hacia Agricultura en este período.

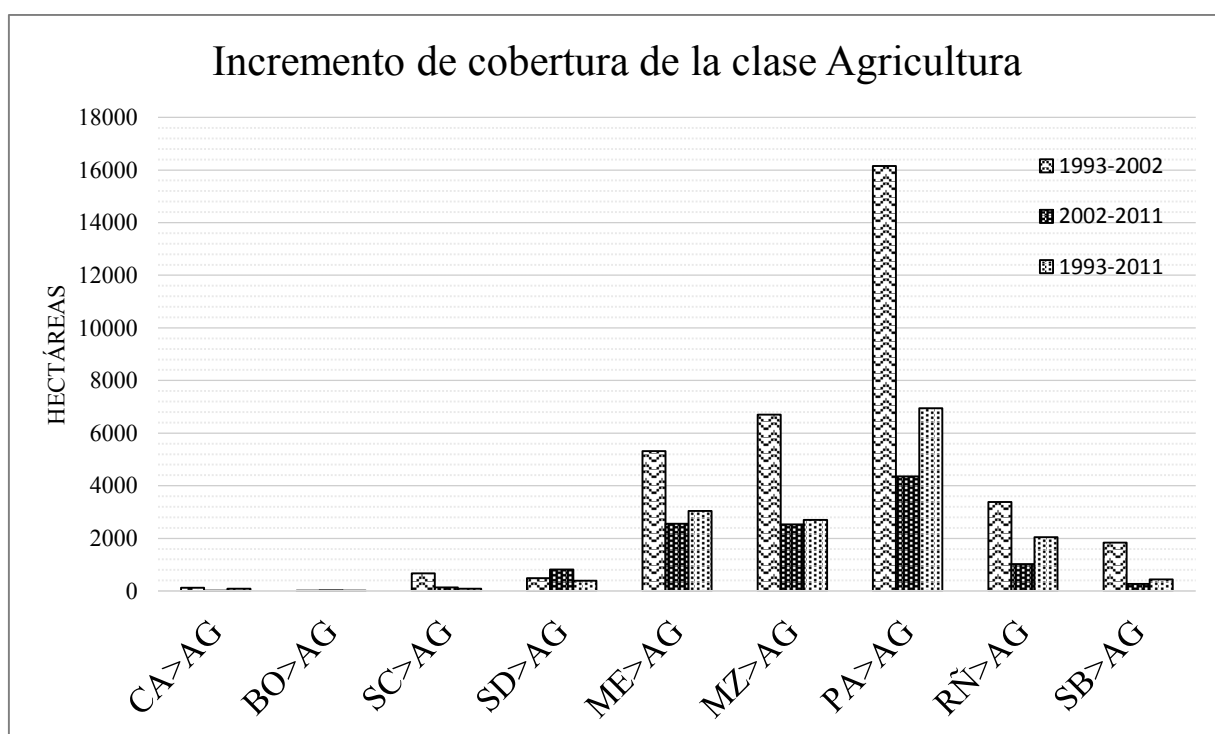


Figura 8. Gráfica de conversión de cobertura desde otras clases hacia la clase Agricultura.

Por otro lado, la conversión de territorio de Agricultura se observó principalmente hacia Pastizal, Mezquital y Matorral Espinoso en los tres períodos (Apéndice 6). Entre los años 2002 y 2011 el 75% de las hectáreas convertidas desde Agricultura se registró hacia el conjunto de las tres coberturas mencionadas (Figura 9), y una conversión de 94 hectáreas hacia el Suelo Desnudo. Del año 1993 al 2011, la conversión principal se dio hacia el Matorral Espinoso y el Mezquital, con un 20% y 22% respectivamente.

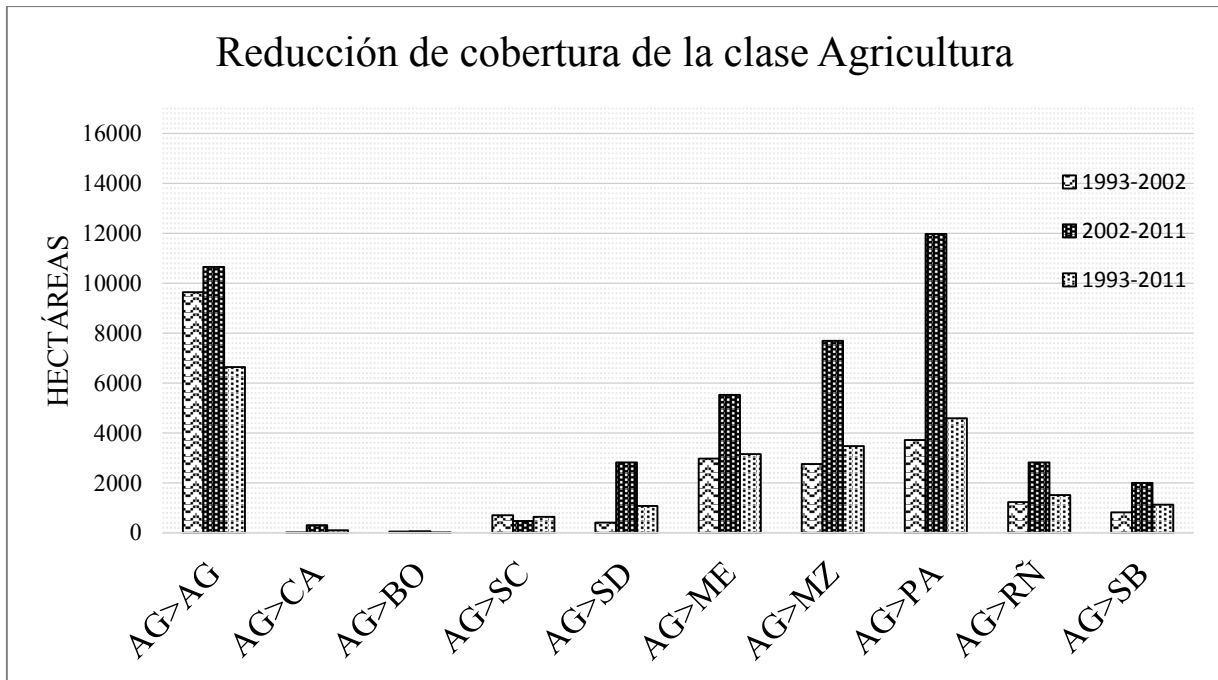


Figura 9. Gráfica de conversión de cobertura desde la clase Agricultura hacia las otras clases.

En los mapas de cambio generados para Agricultura se puede observar que durante el período 1993-2002 el incremento de cobertura se dio principalmente en la porción sur de la subcuenca Río Zanjón (Figura 10-a). En este período, los sitios en que se presentó reducción de cobertura de Agricultura se observan con mayor dispersión a lo largo del área de estudio. Por otro lado, su cobertura constante se presentó mayormente, en sitios asociados al cauce del río, en los tres períodos analizados. Para el período 2002-2011, la conversión de territorio de Agricultura, tanto en ganancia como en pérdida, es mayormente detectable en la porción de la subcuenca del Río Zanjón (Figura 10-b). Entre los años 1993 y 2011 (cambio neto del período de estudio), la reducción de cobertura de suelo de Agricultura se observó mayormente concentrada en sitios aledaños a los cauces del río, siendo principalmente identificable en la zona baja de la subcuenca Río Zanjón y en la zona alta de la subcuenca Río San Miguel (Figura 10-c).

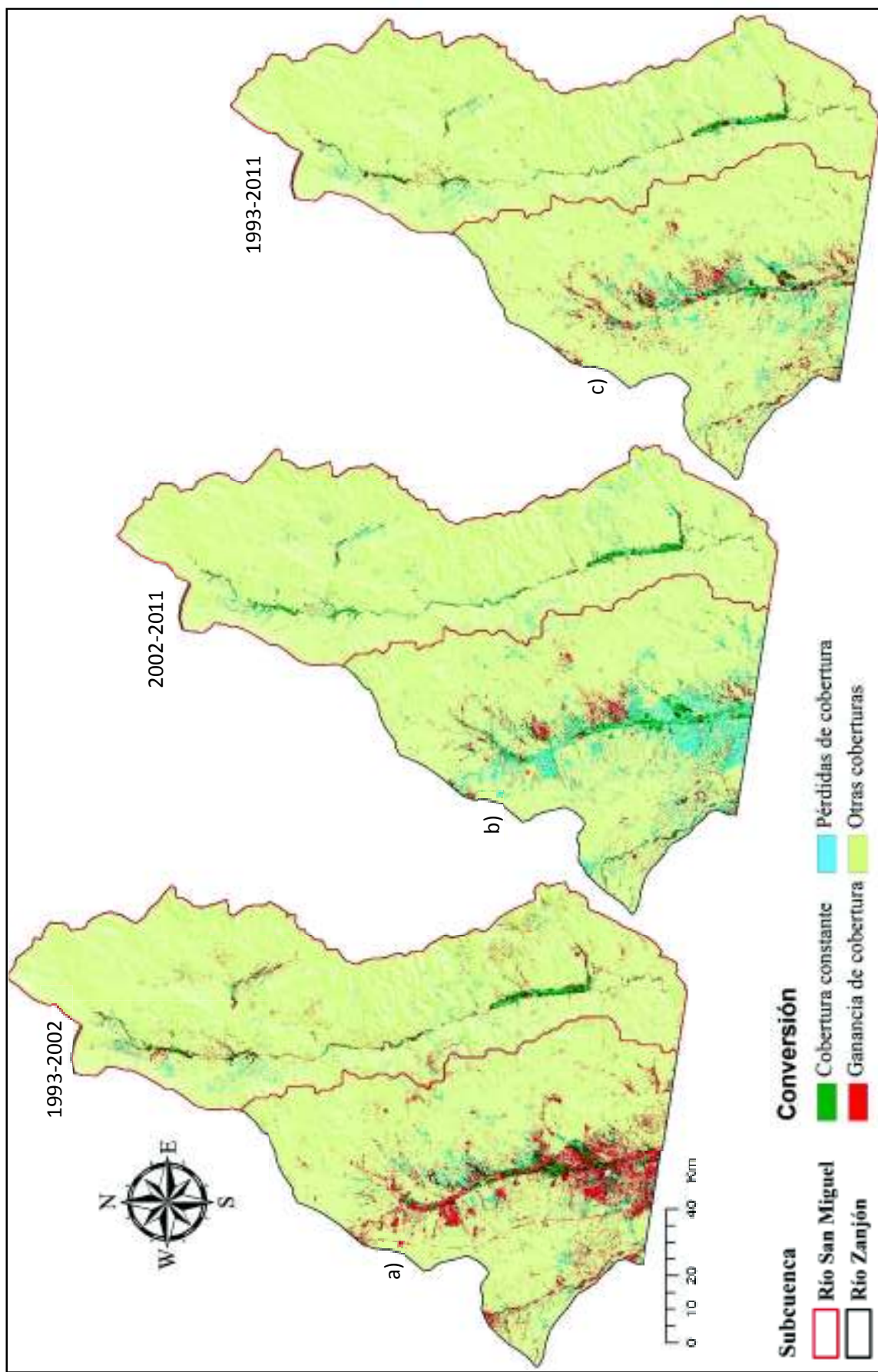


Figura 13. Mapas de cambio de coberturas de suelo por períodos para la clase Agricultura.

VII.3.2. Cambios en la clase pastizal

Para los años 1993 y 2002, se puede observar que las conversiones hacia el Pastizal ocurren principalmente desde Matorral Espinoso, Bosque y Mezquitil (Figura 11). De la misma forma, del año 2002 al año 2011, el incremento del Pastizal se dio principalmente en sitios que presentaban Matorral Espinoso y Agricultura. De 1993 a 2011 el Matorral Espinoso y el Bosque resaltaron como las coberturas de mayor conversión de territorio hacia el Pastizal, con un 55% del total de los aportes (Apéndice 7), sin embargo, es posible destacar que las áreas agrícolas también contribuyen de manera significativa en el intercambio de coberturas con el Pastizal.

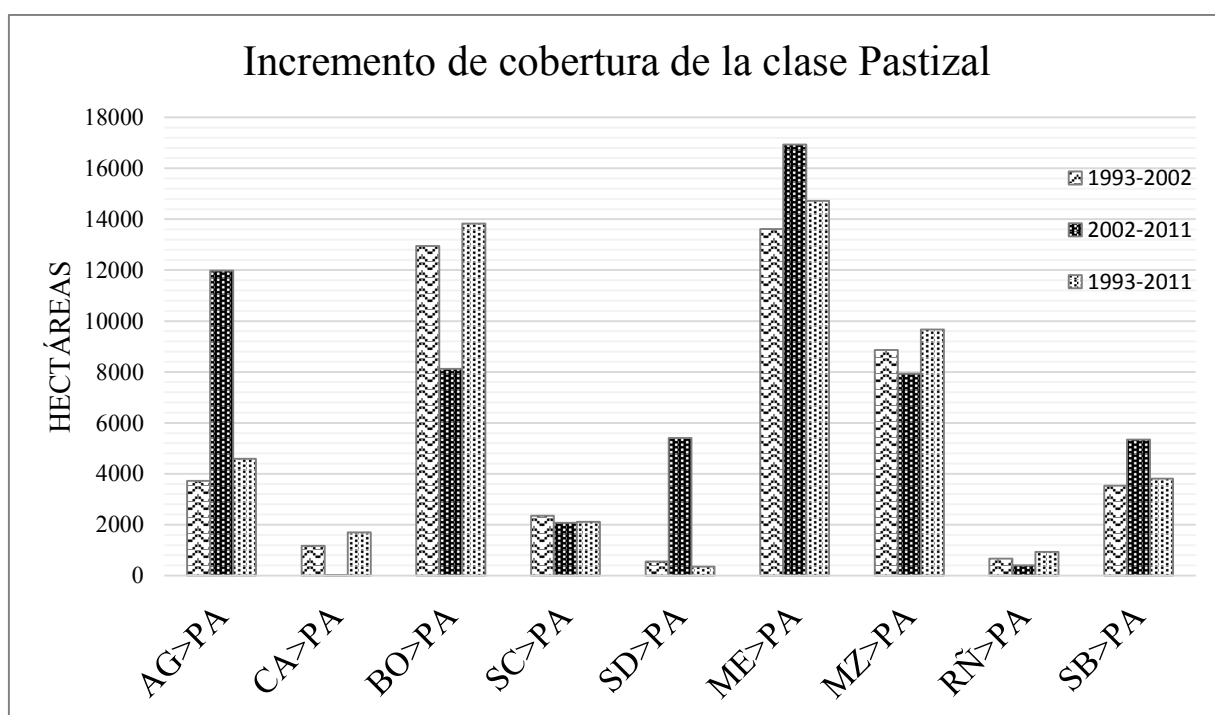


Figura 11. Gráfica en la que se observa la conversión de cobertura desde otras clases hacia la clase Pastizal en los diferentes periodos.

Del año 1993 al 2002, la reducción de cobertura de suelo del Pastizal se registró principalmente otorgando territorio al Bosque, Matorral Espinoso y Agricultura (Apéndice 8). Entre los años 2002 y 2011, la conversión de cobertura desde el Pastizal se observó en un 58% hacia el Bosque y el Matorral Espinoso. Para el periodo 1993-2011 la conversión de cobertura se detectó principalmente hacia el Bosque, Matorral Espinoso y Mezquitil (Figura 12).

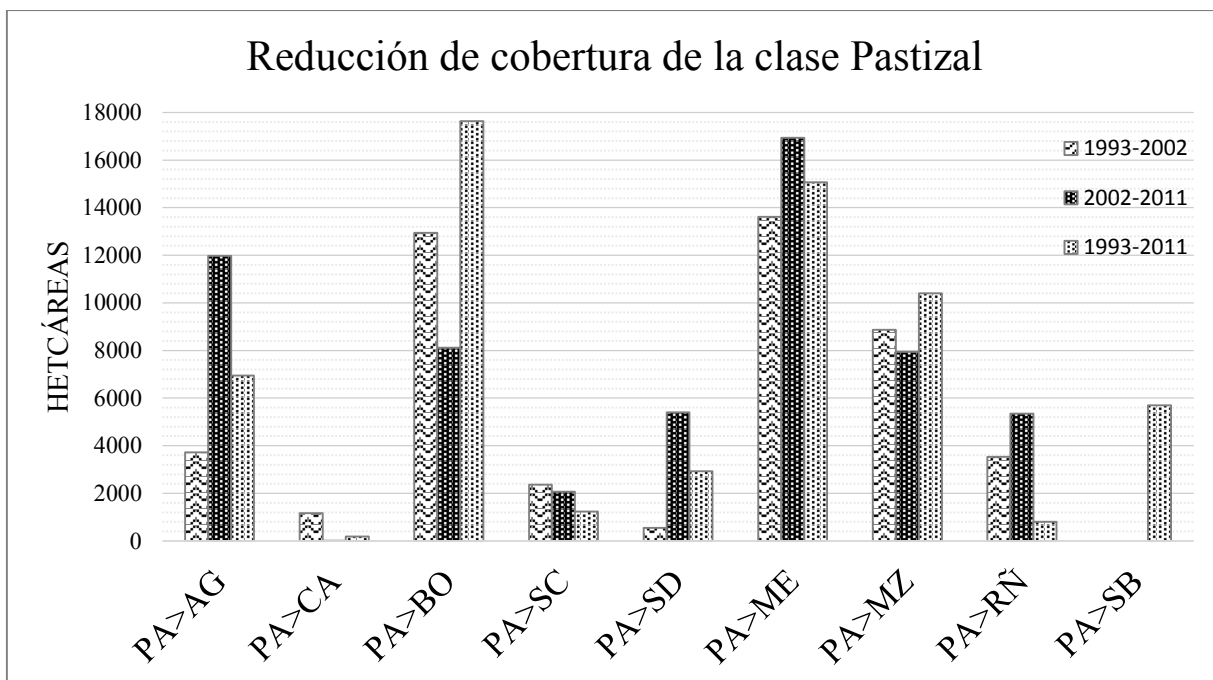


Figura 1214. Gráfica en la que se observan las conversiones de cobertura desde la clase Pastizal hacia otras clases.

En los mapas de cambio generados para Pastizal es posible observar las mayores concentraciones de cobertura constante en la zona sur, principalmente en la porción de la subcuenca Río Zanjón para los tres períodos (Figura 13). Del año 1993 al 2002 las reducciones de este tipo de cobertura se visualizan con una distribución dispersa en toda el área de estudio, exceptuando la zona sur-este de la subcuenca Río San Miguel, donde la cobertura presente de Pastizal fue constante (Figura 13-a). En el período 2002-2011 podemos resaltar la ganancia de cobertura en toda el área de estudio, principalmente en las zonas adyacentes a los cauces de ríos y avenidas de agua en la subcuenca Río Zanjón (Figura 13-b). En el período 1993-2011, la cobertura constante de Pastizal se observa mayormente concentrada en los extremos norte y sur del área de estudio (Figura 13-c), resaltando la zona de cabecera, con una concentración de territorio en el que se registró pérdida o ganancia de esta cobertura.

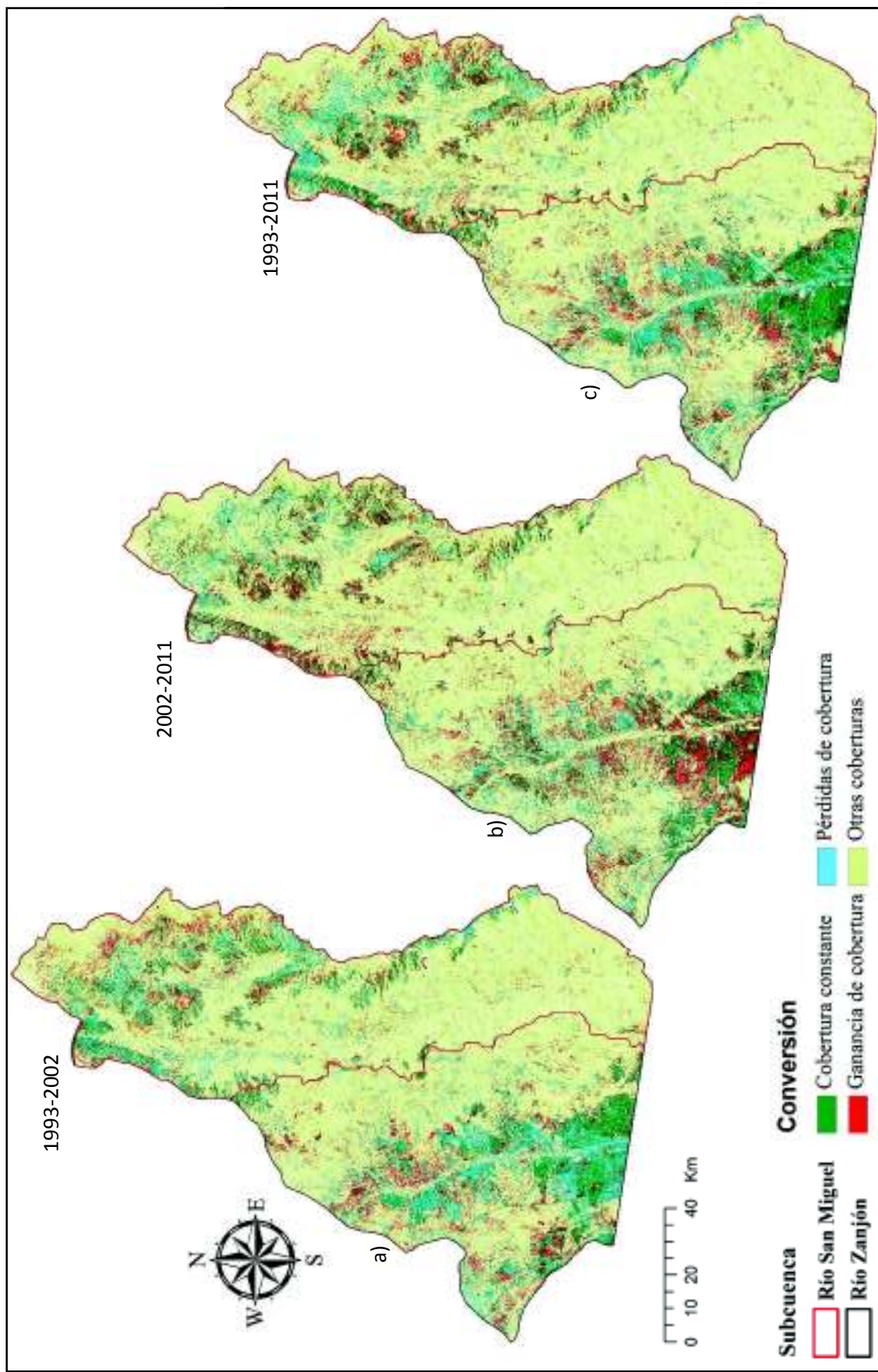


Figura 13. Mapas de cambios de coberturas de suelo para los tres períodos de la clase Pastizal.

VII.3.3. Cambios en la clase Vegetación Ribereña

Para la Vegetación Ribereña, el análisis de cambio de cobertura de suelo reveló que en el período 1993-2002 el Matorral Subtropical fue el de mayor aporte territorial hacia ésta, con un 56% del total de aportaciones a la cobertura (Apéndice 9). Agricultura, Mezquital y Matorral Subtropical fueron las coberturas que aportaron el 76% de la conversión total hacia la Vegetación Ribereña, en el período comprendido entre los años 2002 y 2011. Similar al primer período analizado, del año 1993 al 2011 la conversión de cobertura hacia Vegetación Ribereña se dio en un 43% desde el Matorral Subtropical y el Mezquital (Figura 14).

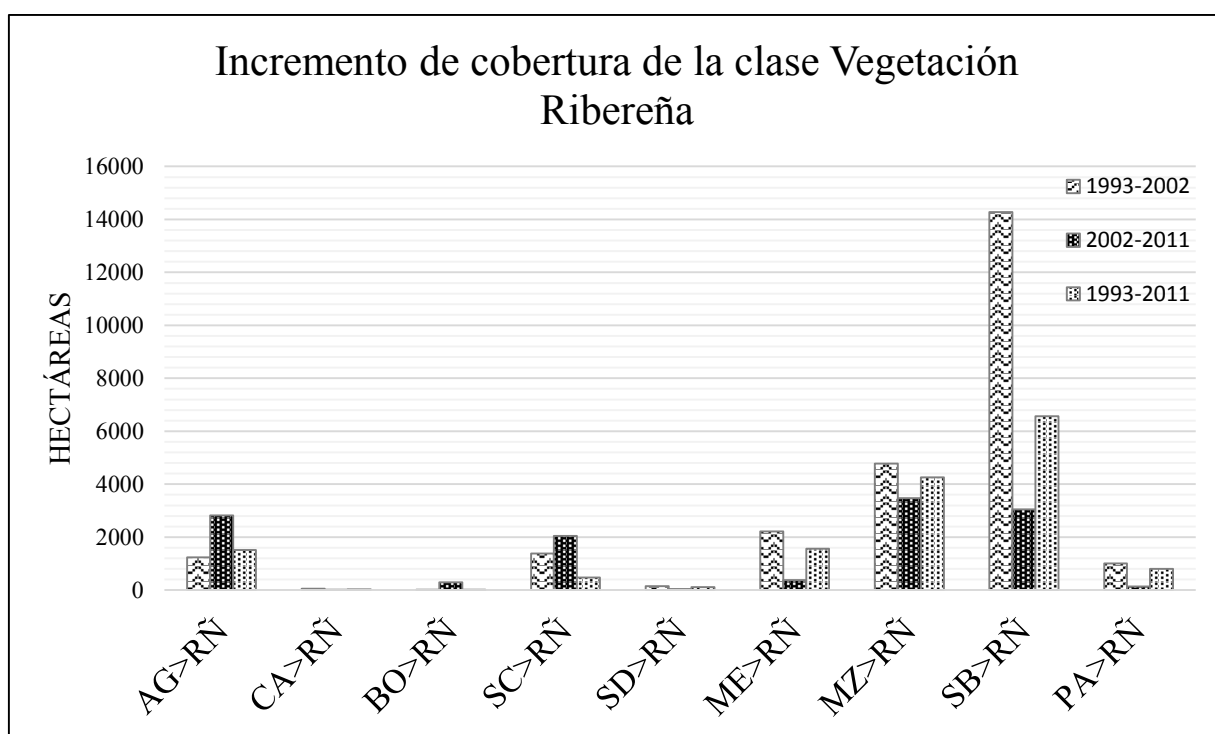


Figura 14. Gráfica de conversión de cobertura de suelo hacia la clase Vegetación Ribereña.

De manera neta, la Vegetación Ribereña redujo su cobertura en cada período. Entre los años 1993 y 2002, la mayor conversión de esta cobertura se dio hacia Matorral Subtropical en un 40% (Apéndice 10). En el período 2002-2011, la conversión hacia las otras coberturas se vio reducida en comparación a los otros períodos analizados. Del año 1993 al 2011, la reducción de la Vegetación Ribereña se dio en un 83% hacia el Matorral Subtropical, el Mezquital y el Matorral Espinoso en conjunto (Figura 15).

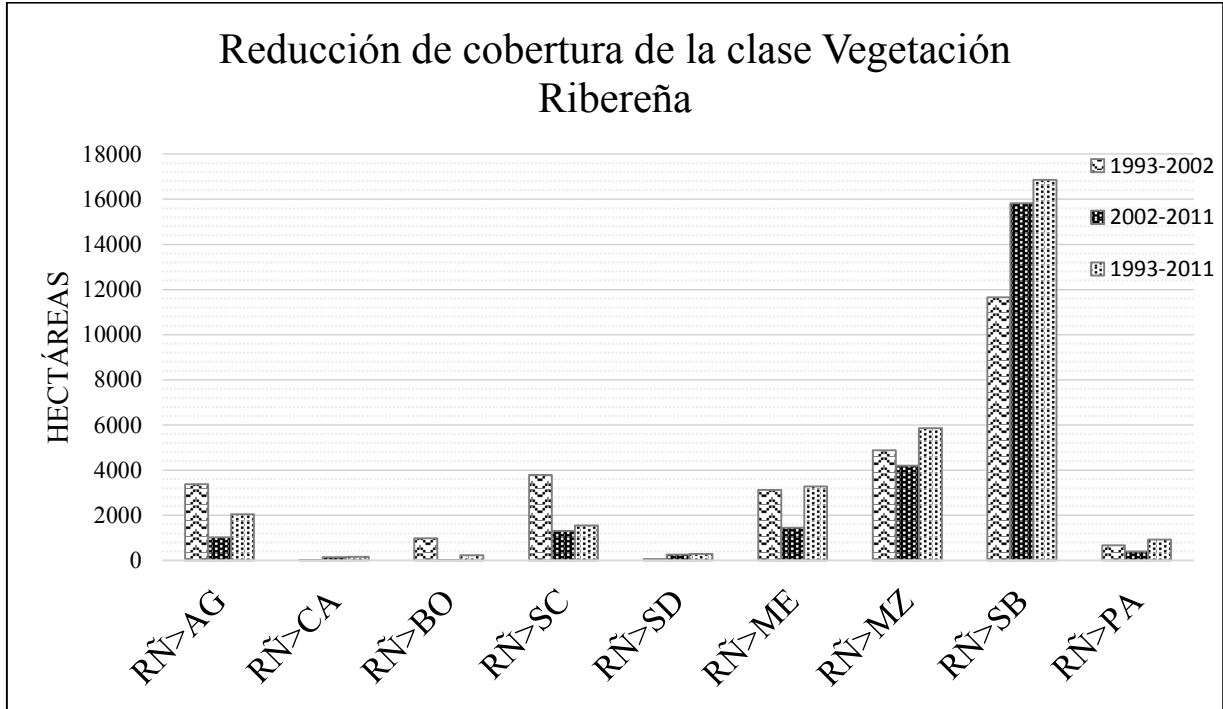


Figura 15. Gráfica de conversión de cobertura de suelo desde la clase Vegetación Ribereña a otras.

Los mapas de cambio generados para Vegetación Ribereña muestran, para el período 1993-2002, que el incremento de cobertura se encuentra principalmente localizado en la porción de la parte alta de la subcuenca Río San Miguel (Figura 16-a). Entre estos mismos años, las pérdidas de cobertura se observan en mayor concentración en las zonas de escorrentía. En el período 2002-2011, los sitios con cobertura constante de Vegetación Ribereña se observan principalmente sobre las zonas de cauce de los ríos (Figura 16-b). En este mismo período, la pérdida de cobertura se observa mayormente concentrada en la zona centro-norte del área de estudio, mientras que la ganancia de cobertura se encuentra con mayor dispersión. De 1993 a 2011 la pérdida de cobertura se observa mayormente concentrada en la porción de la subcuenca Río San Miguel, mientras la cobertura constante se mantiene en las zonas de escorrentías y área del cauce de los ríos en el área de estudio (Figura 16-c).

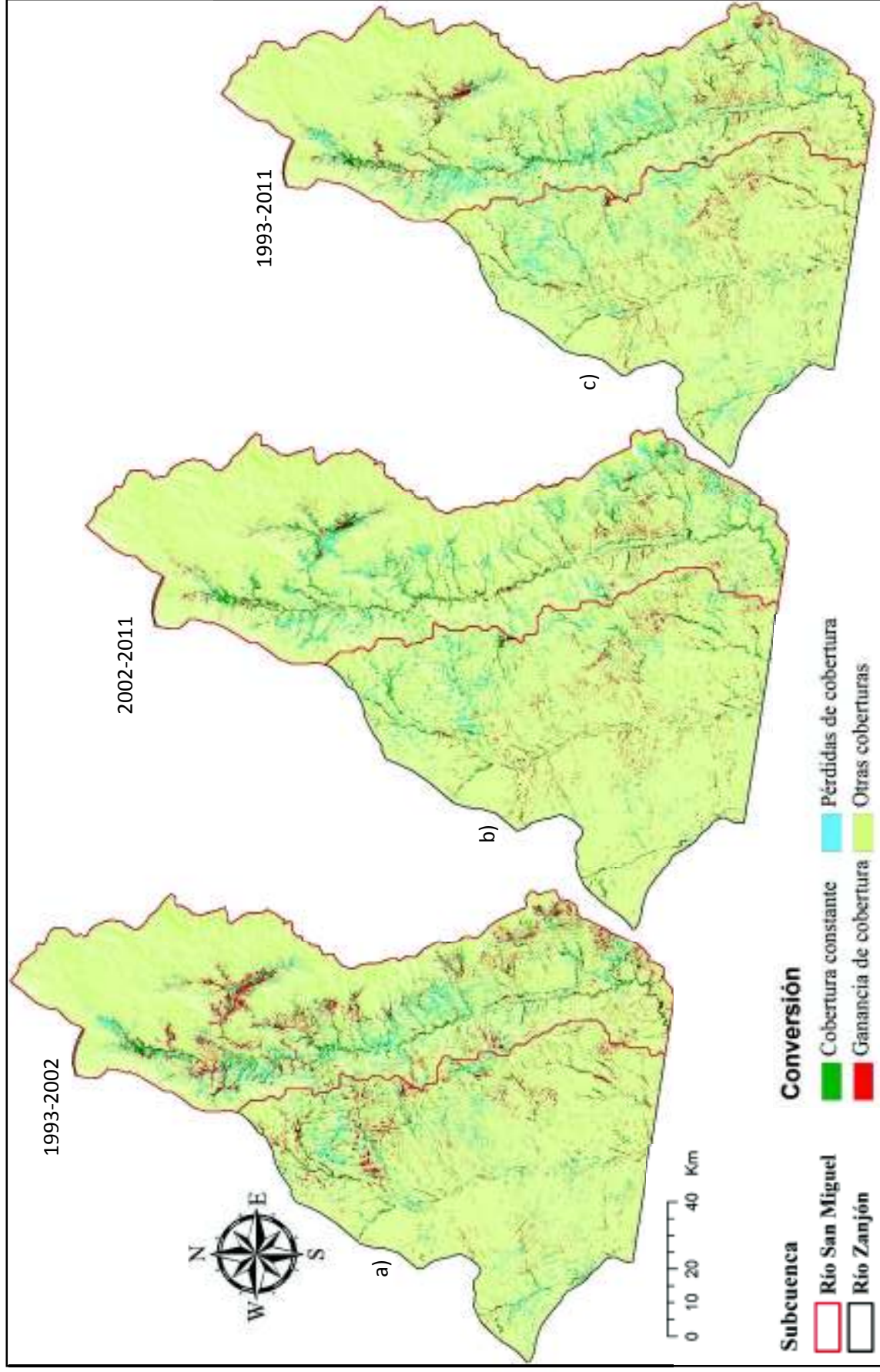


Figura 1618. Mapas de cambios de coberturas de suelo de la clase Vegetación Ribereña para los tres periodos.

VIII. DISCUSIÓN

El desarrollo de actividades humanas modifica la disponibilidad de los recursos naturales disponibles a nivel local, promoviendo alteraciones a nivel global debido a la gran cantidad de desarrollos presentes en el planeta (Vitousek et al., 1997). Uno de los principales cambios, derivado de las actividades humanas, es la modificación del uso de suelo y en muchas ocasiones de la cobertura vegetal presente (Chapin et al., 2000). Para las zonas áridas del noroeste de México, donde gran cantidad de los cambios de uso de suelo son derivados del desarrollo de actividades tanto agrícolas como pecuarias, es importante estudiar la trayectoria de conversión entre los diferentes tipos de cobertura de suelo.

Con el fin de identificar las modificaciones en las coberturas de suelo asociadas a la vegetación ribereña, la agricultura y la ganadería en las subcuencas Río San Miguel y Río Zanjón, en este trabajo se elaboraron los mapas de clasificaciones temáticas, que nos permitieron detectar la distribución y trayectoria de cambio de los tipos de coberturas presentes durante un intervalo de tiempo de 19 años (Escribano et al., 2008). En dichos mapas, detectamos a la agricultura principalmente localizada sobre los cauces de los ríos, donde el suelo presenta mayor fertilidad, disponibilidad de asimilación y retención de nutrientes, así como mayor accesibilidad al agua, en comparación a otras zonas, por lo que los productores agrícolas las prefieren para cultivar (Búrquez y Martínez-Yrizar, 2001; Trujillo-López, 2014; Turner et al., 2001). Por otro lado, el pastizal se detecta con mayor presencia en sitios de planicie. Debido a que en esta clasificación el pastizal toma en cuenta el pastizal natural y el introducido (zacate buffel), la distribución de este tipo de cobertura puede verse influenciada tanto por el establecimiento de praderas como por dispersión natural de las especies asociada a eventos climáticos o de disturbio favorables para su expansión en el territorio (Bravo-Peña et al., 2009; Castellanos et al., 2002; Franklin et al., 2006). La vegetación ribereña se observó mayormente concentrada en las zonas de escorrentías y algunas veces adyacente a los campos de cultivo. Aun cuando estos sitios presentan las condiciones bióticas y abióticas requeridas para el establecimiento y permanencia de este tipo de cobertura, los sitios observados en campo presentaron una baja cobertura de especies propias de sistemas ribereños de zonas áridas (*Populus spp.*, *Bacharis spp.*; Stromberg et al., 2009; Villarreal et al., 2012), en su lugar encontramos gran cantidad de especies asociadas los tipos de vegetación de mezquite (*Prosopis sp.*). Lo anterior, puede deberse a múltiples

factores tales como la competencia por el agua (tamaño y forma de raíces, profundidad del manto freático), adaptación a la sequía, entre otras (Lambin et al., 2003; Villarreal et al., 2012).

De acuerdo a los resultados obtenidos en los mapas temáticos de clasificación, observamos que las principales modificaciones en la cobertura de la vegetación ribereña (pérdida o ganancia) se registraron con el Matorral Subtropical y el Mezquital. En el análisis global de cambios, la vegetación ribereña registra una reducción de 11,885 ha., lo cual representa cerca de un 34% del área total de la cobertura de esta vegetación presente en 1993. Las áreas ribereñas en zonas áridas han sido denominadas como sitios de alta importancia para la extracción de servicios y para la biodiversidad, por lo cual es importante destacar la detección de una reducción cada vez mayor en la vegetación ribereña (Villarreal et al., 2012). Debido a que los procesos que se llevan a cabo en estos sitios comprenden una importante fuente de recursos (agua, alimento, sombra, refugio), indispensables para los organismos presentes en las áreas de estudio, la disminución de este tipo de cobertura vegetal denota una pérdida potencial del capital natural regional en las zonas estudiadas.

La agricultura se mantuvo asociada al cauce de los ríos, y sus modificaciones se relacionan principalmente a los tipos de cobertura de pastizal y en menor grado a la vegetación ribereña y el mezquital, estudios previos ya han resaltado el cambio entre estos tipos de cobertura en el pasado (Bravo-Peña, 2009; Villarreal et al., 2012). De manera global, nuestra área de estudio registró un ligero incremento de 337 ha. en el área agrícola. Esto coincide con las tendencias observadas por otros estudios realizados para estas subcuencas (Bracamonte et al., 2007; Nabhan y Sheridan, 1977). Nuestros mapas de cambio muestran las áreas de principal pérdida y ganancia de la cobertura de agricultura dentro del área de estudio (Figura 10), sin embargo, es necesaria una futura interpretación de los procesos espaciales asociados a estos cambios. La modificación de coberturas para la introducción de campos agrícolas implica grandes cambios en el ecosistema, tanto en biodiversidad y procesos bióticos (Halvorson et al., 2003; Tinoco-Ojanguren et al., 2013), como en hidrología, ciclos de suelo y procesos microclimáticos (Davison et al., 2011) entre otros. En un escenario de cambio global, la introducción de campos agrícolas en zonas áridas, puede desembocar en la modificación del sistema ribereño, hacia un estado de degradación (Westoby, 1989). Debido a la necesidad de producción de alimento y fibras, el ser humano ha llevado a cabo prácticas agrícolas para

sustentar su población, sin embargo, el uso desmedido de los recursos con esta finalidad puede desencadenar una serie de procesos que limiten, en el futuro, el aprovechamiento de los mismos (Bracamonte et al., 2007).

En el caso del pastizal, los principales tipos de cobertura asociados a su modificación (ganancia o pérdida) a través de los períodos estudiados son la agricultura y el matorral espinoso. Durante el período analizado, este tipo de cobertura reflejó una reducción de 10,934 ha., equivalente al 10% de la cobertura de pastizal en 1993. Durante nuestra temporada de campo, congruentemente con otros estudios realizados, fue posible percibir extensiones de terreno con establecimiento de pradera de buffel (*Cenchrus ciliaris*), como práctica agrícola (Bravo-Peña et al., 2010b). De la misma forma, se encontraron algunas parcelas abandonadas, con presencia de vegetación nativa, lo cual se puede interpretar como un fenómeno de sucesión en estas áreas. Sin embargo, es importante resaltar la interacción de cambios de cobertura entre el pastizal y el bosque, este último localizado en zonas de serranía. Tomando como referencia lo anterior, el incremento en la cobertura de pastizales en la zona serrana ha sido (muy probablemente) influida por la capacidad de dispersión y establecimiento del buffel (Castellanos et al., 2002; Franklin et al., 2006). Esta especie, por su carácter invasor, presenta mayores probabilidades de dispersión y establecimiento en poco tiempo en comparación a los pastos nativos del Desierto Sonorense y se ha identificado como un promotor de la pérdida de diversidad en los sitios en que se encuentra, con la posibilidad de ocasionar deterioro en la vegetación nativa, lo cual repercute en un incremento de este tipo de vegetación en otras zonas (Castellanos et al., 2002; Tinoco et al., 2013).

La remoción de cobertura vegetal natural para introducción de praderas de zacate buffel ha propiciado pérdida de diversidad de especies y de nutrientes del suelo que permiten el establecimiento y mantenimiento de la vegetación natural (Bravo-Peña et al., 2010a). Los sitios con estas características, sometidos a sobrepastoreo, presentan un alto porcentaje de erosión, provocando pérdida de suelos y dificultando el repoblamiento de comunidades vegetales que permitan la recuperación de dichos suelos (Bravo-Peña et al., 2009; Castellanos, 2002). La reducción de la cobertura vegetal natural, en sitios sometidos al establecimiento de praderas de zacate buffel, puede ser detectada a nivel paisaje, facilitando la localización de los sitios con mayor susceptibilidad de presencia (Retamoza, 2013).

La detección de coberturas de suelo a nivel paisaje presenta un margen de confusión, el cual puede incrementarse en zonas áridas debido a que la vegetación se distribuye normalmente en parches y con elementos mezclados de los distintos tipos de vegetación (Romo-León et al., 2012). Esta confusión puede repercutir en sub- o sobre-estimaciones de las modificaciones que tuvieron lugar en nuestra zona de estudio, sin embargo, la dinámica de cambios registrada en las subcuencas se relaciona con eventos sociopolíticos y climáticos que se presentaron en la región y que posiblemente fueron promotores de dichos cambios (Bravo-Peña et al., 2010b; CONAGUA, 2014)

La implementación de actividades económicas en las subcuencas del Río San Miguel y Río Zanjón, generan modificaciones en las coberturas de suelo, lo cual supone alteraciones en los procesos del sistema. Estas modificaciones a menudo implican la pérdida de servicios provistos por el ecosistema, tanto en procesos (biodiversidad, hidrología; Vitousek et al., 1997), como en provisión de recursos (extracción de forraje, alimento, fibra, agua, madera, etcétera; Rindfuss et al., 2004). Aun en nuestros días, estos procesos, que permiten al ser humano aprovechar los recursos que provee el sistema, están siendo explotados de manera incorrecta (Turner et al., 2003). La conservación parcial de los recursos naturales presentes en un sistema, en conjunto con el uso regulado de éstos, facilita y puede asegurar su obtención y aprovechamiento a corto y largo plazo (Velázquez et al., 2003).

El reconocimiento de las dinámicas de cambios de cobertura de suelo permite establecer los factores de mayor vulnerabilidad en el sistema, así como tomar decisiones para el cuidado y preservación de los recursos (Búrquez y Martínez-Yrizar, 2006; Norman et al., 2012; Romo-León et al., 2014; Turner II et al., 2003). La utilización de técnicas de percepción remota para la detección de estas dinámicas de cambio se plantea como una alternativa eficiente para este tipo de evaluaciones debido a su capacidad de integrar la información a nivel paisaje (Romo-León et al., 2012; Romo-León et al., 2014).

El uso de los mapas de cambio de cobertura nos permite entender cuáles son las áreas donde los cambios anteriormente mencionados ocurren (Fig 10, 13 y 16), y analizar la magnitud de estos cambios (Apéndices 4-10; Kogan, 1997). Creemos que mediante el uso de este tipo de herramientas y aproximaciones, es posible entender cuáles son los cambios, analizar cuáles son promotores de estos cambios y sugerir/generar herramientas útiles y oportunas para la toma de

decisiones. Aun cuando lo anterior esta fuera del enfoque del presente trabajo, es importante considerarlo para futuras aproximaciones en el estudio y manejo de recursos naturales.

IX. CONCLUSIONES

Con las técnicas de percepción remota empleadas se identificaron los tipos de cobertura de suelo presentes en la zona de estudio en los años 1993, 2002 y 2011, con una alta confiabilidad de representación en los mapas. En dichos mapas se detectó la distribución que presentan las distintas clases en el área, así como la extensión territorial de cada una.

Los resultados muestran la permanencia de los campos agrícolas en las zonas asociadas al cauce de los ríos y la apertura de nuevos desarrollos, a expensas de la vegetación ribereña o pastizales principalmente. La permanencia o desarrollo de actividades agrícolas en las subcuencas Río San Miguel y Río Zanjón propicia, en la mayoría de los casos, modificaciones de la cubierta vegetal y por ende afectaciones en algunos servicios provistos por el sistema.

En la cobertura de pastizal se detectó un incremento probablemente asociado a la capacidad de dispersión y establecimiento de los pastos presentes en la zona. Este efecto se ve favorecido por la actividad ganadera presente en la zona.

La vegetación ribereña mostró una tendencia hacia la disminución de su cobertura presentándose, entre los principales cambios, una introducción del mezquite a estos sitios. Esta reducción puede repercutir en una afectación a la vulnerabilidad de la zona a eventos adversos como la sequía (Norman et al., 2012).

El desarrollo de actividades económicas asociadas a las actividades agrícola y pecuaria implican la explotación intensiva de recursos naturales (principalmente hídricos y edáficos), afectando la disponibilidad de los mismos para la vegetación natural. Debido a que las zonas áridas han sido consideradas regiones frágiles, este fenómeno posiblemente se refleja de manera pronunciada en las modificaciones de aquellas coberturas de suelo con altos requerimientos de agua y nutrientes, como la vegetación ribereña. El uso de herramientas de percepción remota nos permite realizar estimaciones de la dinámica de cambios en las coberturas de zonas áridas a nivel paisajístico, con el fin de desarrollar aproximaciones oportunas que puedan ser aprovechadas para informar la toma de decisiones en el uso y manejo de recursos.

X. LITERATURA CITADA

- Alcover, R., J. Benlloch, P. Blesa, M. A. Calduch, M. Celma, C. Ferri, J. Hernández-Orallo, L. Iniesta, J. Más, M. J. Ramírez-Quintana, A. Robles, J. M. Valiente, M. J. Vicent y L. R. Zúnica. 2007. Análisis del rendimiento académico en los estudios de informática de la Universidad Politécnica de Valencia aplicando técnicas de minería de datos. 163-170. En: Evaluación del alumnado, XIII Jornadas de Enseñanza Universitaria de la Informática.
- Anderson, J. E., E. Hardy, J. T. Roach, y R. E. Witmer. 1976. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. U.S. Geological Survey, Washington, D.C.
- Arriaga, L., A. E. Castellanos V., 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.
- Asner, G. P., A. J. Elmore, L. P. Olander, R. E. Martin y A. T. Harris. 2004. Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual Review of Environment and Resources* 29: 261-299.
- Bischof, H., W. Schneider y A. J. Pinz. 1992. Multispectral classification of Landsat-Images using neural networks. *Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 30: 482-490.
- Bowker, M. A., L. Belnap y M. E. Miller. 2006. Spatial Modeling of Biological Soil Crusts to Support Rangeland Assessment and Monitoring. *Rangeland Ecology Management* 59: 519–529.
- Bracamonte, A., N. Valle D. y R. Méndez B. 2007. La nueva agricultura sonorenses: historia reciente de un viejo negocio. *Región y Sociedad, El Colegio de Sonora* 19: 51-70.
- Bravo-Peña, L. C. 2009. Ganadería y cambios de la cubierta vegetal en la región central de Sonora. Impactos sobre el paisaje y vulnerabilidad de los productores pecuarios en el contexto del cambio climático. Tesis de Doctorado. Centro de Investigación en Alimentos y Desarrollo, A. C. Hermosillo, Sonora, México.

- Bravo, L. C., S. Doode, A. E. Castellanos, I. Espejel. 2010. Políticas rurales y pérdida de cobertura vegetal. Elementos para reformular instrumentos de fomento agropecuario relacionados con la apertura de praderas ganaderas en el noroeste de México. *Región y Sociedad* 22:3-34.
- Bravo, L. C., A. Castellanos y O. S. Doode. 2010. Sequía agropecuaria y vulnerabilidad en el centro oriente de Sonora. Un caso de estudio enfocado a la actividad ganadera de producción y exportación de becerros. *Estudios Sociales* 18:209-241.
- Bravo, L. C. y A. E. Castellanos. 2013. Tendencias del Índice de la Diferencia Normalizada de la Vegetación (NDVI) en el estado de Sonora. Implicaciones potenciales sobre el sector pecuario en el contexto del cambio climático. 245-283 p. En: Sanchez-Flores, E. y Díaz-Caravantes, R. E. (Eds.), *Dinámicas Locales del Cambio Ambiental Global*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, México.
- Breiman, L, J. Friedman, R. Olshen y C. Stone. 1984. *Classification and Regression Trees*. Wadsworth International Group. Belmont, California.
- Brenner, J. C. 2009. Structure, agency, and the transformation of the Sonoran Desert by buffelgrass (*Cenchrus ciliaris*): An application of land change science. Tesis de Doctorado. Graduate School of Geography. Clark University, Worcester, Massachusetts.
- Brito-Castillo, L., M.A. Crimmins y S.C. Díaz C. 2010. Clima. 73-96 p. En: Molina-Freaner, F. E. y Van-Devender, T. R. (Eds.), *Diversidad biológica de Sonora*. Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal, México.
- Búrquez, A. y A. Martínez-Yrizar. 2006. Conservation and Landscape transformation in Northwestern Mexico: Status and future of biological reserves. p. 537-547. En: R.S. Felger and B. Broyles (Eds). *DRY BORDERS: Great Natural Areas of the Gran Desierto and Upper Gulf of California*. University of Utah Press, Utah, United States of America.
- Camacho-Rico, F., I. Trejo y C. Bonfil. 2006. Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del Río Tembembe, Morelos, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 78: 17-31.

- Caprioli, M. y E. Tarantino. 2001. Accuracy assessment of per-field classification integrating very fine spatial resolution satellite imagery with topographic data. *Journal of Geospatial Engineering* 3: 127-134.
- Castellanos, A. E. 1992. Ecología, utilización y conservación de las comunidades vegetales en el estado de Sonora. 25-37 p. Un análisis. En: Moreno, J. L. (Ed), *Los Recursos Naturales del Estado de Sonora*. SIUE/El Colegio de Sonora, Sonora, México.
- Castellanos-V., A.E., G. Yanes y D. Valdez-Zamudio. 2002. Drought-tolerant exotic buffel-grass and desertification. 99-112 p. En: B. Tellman (Ed), *Weeds across borders: Proceedings of a North American Conference, Arizona – Sonora Desert Museum*. Mayo 2002, Tucson, Arizona.
- Castellanos, A.E., M. J. Martinez, J. M. Llano, W. L. Halvorson, M. Espiricueta y I. Espejel. 2005. Successional trends in Sonoran Desert abandoned agricultural fields in northern Mexico. *Journal of Arid Environment* 60: 437-455.
- Castellanos-Villegas, A. E., L. C. Bravo, G. W. Koch, J. Llano, D. López, R. Méndez, J. C. Rodríguez, R. Romo, T. D. Sisk y G. Yanes-Arvayo. 2010. Impactos ecológicos por el uso del terreno en el funcionamiento de ecosistemas áridos y semiáridos. 157-188 p. En: Molina-Freaner, F. E. y Van-Devender, T. R. (Eds.), *Diversidad biológica de Sonora*. Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal, México.
- Castellanos, A. E., H. Celaya, C. Hinojo, A. Ibarra y J. R. Romo. 2013. Biodiversity Effects on Ecosystem Function Due to Land Use: The Case of Buffel Savannas in the Sky Islands Seas in the Central Region of Sonora. 191-196 p. En: Gottfried, G. J., P. F. Ffolliott, B. S. Gebow, L. G. Eskew y L. C. Collins. Comps. 2013. *Merging science and management in a rapidly changing world: Biodiversity and management of the Madrean Archipelago III*; Del 1 al 5 de Mayo 2012, Tucson, Arizona, Estados Unidos.
- Chapin, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack y S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Chavez, P. S. J. 1996. Image-based atmospheric corrections- revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62:1025–1035.

- Clark, W. C. 2007. Sustainability science: a room of its own. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:1737–1738.
- Collins, J. B. y C. E. Woodcock. 1996. An Assessment of Several Linear Change Detection Techniques for Mapping Forest Mortality Using Multitemporal Landsat TM Data. *Remote Sensing of Environment* 56: 66-77.
- CONAGUA. 2014. Programa de medidas preventivas y de mitigación de la sequía. Consejo de cuenca del alto noroeste. México.
- Congalton, R. G. 1991. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment* 37:35-46.
- Crist, E. P. y R. C. Cicone. 1984. A physically-based transformation of thematic mapper data—the TM Tasseled Cap. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 22: 256-263.
- Daily, G. C. 1997. Introduction: What are ecosystem services?. 1-10 p. En: Daily, G. C. (Ed.), *Nature's services: societal dependence on natural*. Island Press. United States of America.
- Davison, J. E., D. D. Breshears, W. J. D. Van Leeuwen y G. M. Casady. 2011. Remotely sensed vegetation phenology and productivity along a climatic gradient: On the value of incorporating the dimension of woody plant cover. *Global Ecology and Biogeography* 20: 101–113.
- Dirzo, R. y M. C. García. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6: 84-90.
- Dregne, H. E. 2002. Land Degradation in the Drylands. *Arid Land Research and Management* 16: 99-132.
- Escribano, P., A. Palacios-Orueta y C. Oyonarte. 2008. Cuantificación y distribución espacial de los tipos de cubierta en los ecosistemas semiáridos con imágenes hiperespectrales, caso práctico en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería). *Ecosistemas* 17: 79-88.

- Feddema, J. J., K. W. Oleson, G. B. Bonan, L. O. Mearns, L. E. Buja, G. A. Meehl y W. M. Washington. 2005. The Importance of Land-Cover Change in Simulating Future Climates. *Science* 310: 1674-1678.
- Felicísimo, A. M., A. Gómez y J. Muñoz. 2004. Potential distribution of forest species in dehesas of Extremadura (Spain). 231-246 p. En: Schnabel, S. y Ferreira, A. (Eds.). Sustainability of Agrosilvopastoral Systems-Dehesas, Montados. *Advances in GeoEcology*. Reiskirchen, Germany.
- Felker, P., P. R. Clark, J. F. Osborn y G. H. Cannell. 1982. Biomass estimation in a young stand of Mesquite (*Prosopis spp.*), Ironwood (*Olneya tesota*), Palo Verde (*Cercidium floridum*, and *Parkinsonia aculeata*), and Leucaena (*Leucaena leucocephala*). *Journal of Range Management* 35: 87-89.
- Foody, G. M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* 80: 185– 201.
- Franklin, K. A., K. Lyons, P. L. Nagler, D. Lampkin, E. P. Glenn, F. Molina-Freaner, T. Markow y A. R. Huete. 2006. Buffelgrass (*Cenchrus ciliaris*) land conversion and productivity in the plains of Sonora, Mexico. *Biological Conservation* 127: 62-71.
- Gonzalez-Medrano, F. 2012. Las zonas áridas y semiáridas de México y su vegetación. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Distrito Federal, México.
- Gordon, D., L. Breiman, J. H. Friedman, R. Olshen y C. J. Stone. 1984. Classification and Regression Trees. *Biometrics* 40: 874.
- Hall, F. G., D. B. Botkin, D. E. Strebel, K. D. Woods y S. J. Goetz. 1991. Large-scale patterns of forest succession as determined by remote sensing. *Ecology* 72: 628-640.
- Halvorson, W. L., A. E. Castellanos y J. Murrieta-Saldívar. 2003. Sustainable land use requires attention to ecological signals. *Environmental Management* 32: 551–558.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E.P. Rodriguez, X. Gao y L.G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83: 195–213.

- Huete, A. R. 1988. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment* 25: 295-309.
- Huete, A., K. Didan, W. Van Leeuwen, T. Miura y E. Glenn. 2011. MODIS Vegetation Indices. 579-602 p. En: B. Ramachandran, C. O. Justice y M. J. Abrams (Eds.), *Land Remote Sensing and Global Environmental Change, Remote Sensing and Digital Image Processing*. Springer, New York, United States of America.
- INEGI. 2009. Guía para la interpretación de cartografía uso del suelo y vegetación. Serie III. México.
- INEGI. 2013. El Ganado bovino en Sonora. Censo Agropecuario 2007. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.
- Jensen, J. R. 2005. *Introductory Digital Image Processing: A remote sensing perspective*. Third edition. Prentice-Hall Inc. Estados Unidos.
- Jenerette, J. D. y J. Wu. 2001. Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona–Phoenix region, USA. *Landscape Ecology* 16: 611–626.
- Kauth, R. J. y G. S. Thomas. 1976. The Tasseled Cap -- A Graphic Description of the Spectral-Temporal Development of Agricultural Crops as Seen by LANDSAT. En: *Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data*. Laboratory for Applications of Remote Sensing. De Junio 29 a Julio 1. Purdue University West Lafayette, Indiana, Estados Unidos.
- Kepner, W. G., C. J. Watts, C. M. Edmonds, J. K. Maingi, S. E. Marsh y G. Luna. 2000. A landscape approach for detecting and evaluating change in a semi-arid environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 64: 179–195.
- Kogan, F. N. 1997. Global Drought Watch from Space. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78: 621-636.
- Lambin, E. F., B. L. Turner, H. J. Geist, S. B. Agbola, A. Angelsen, J. W. Bruce, O. T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P. S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E. F. Moran, M. Mortimer, P.S. Ramakrishnan, J.. F. Richards, H. Skanes, W. Steffen, G. D. Stone, U. Svedin, T. A. Veldkamp, C. Vogel y J. Xu. 2001. The causes of

- land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11: 261–269.
- Lambin, E. F., H. J. Geist y E. Lepers. 2003. Dynamics of land -use and land cover change in tropical regions. *Annual Review of Environmental Resources* 28: 205–241.
- Lambin, E. F., H. K. Gibbs, L. Ferreira, R. Grau, P. Mayaux, P. Meyfroidt, D.C. Morton, T.K. Rudel, I. Gasparri y J. Munger. 2013. Estimating the world's potentially available cropland using a bottom-up approach. *Global Environmental Change* 23: 892–901.
- Levien, L. M., P. Roffers, B. Maurizi, J. Suero, C. Fischer y X. Huang. 1999. A machine-learning approach to change detection using multi-scale imagery. En: *American Society of Photogrammetry and Remote Sensing 1999 Annual Conference*, 20 de Mayo. Portland, Oregon, Estados Unidos.
- Leyva, J. P. 2007. Reuso del agua. Un análisis de factibilidad en localidades del Río Sonora. Tesina de Especialidad. El Colegio de Sonora. Hermosillo, Sonora México.
- Li, H., B. S. Manjunath y S. K. Mitra. 1995. Multisensor image fusion using the wavelength transform. *Graphical Models and Image Processing* 57: 235-245.
- Lu, D., P. Mausel, E. Brondizio, y E. Moran. 2004. Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing* 25: 2365-2401.
- Loh, W. 2011. Classification and regression trees. *WIREs Data Mining and Knowledge Discovery* 1: 14-23.
- Longley, P. A., M. F. Goodchild, D. J. Maguire y D. W. Rhind. 2005. *Geographic information systems and science*, Second Edition. John Wiley and Sons. Chichester, United Kingdom.
- Lowry, J., R.D. Ramsey, K. Thomas, D. Schrupp, T. Sajwaj, J. Kirby, E. Waller, S. Schrader, S. Falzarano, L. Langs, G. Manis, C. Wallace, K. Schulz, P. Comer, K. Pohns, W. Rieth, C. Velasquez, B. Wolk, W. Kepner, K. Boykin, L. O'Brien, D. Bradford, B. Thompson y J. Prior-Magee. 2007. Mapping moderate-scale land-cover over very large geographic areas within a collaborative framework: A case study of the Southwest Regional Gap Analysis Project (SWReGAP). *Remote Sensing of Environment* 108: 59–73.

- Lubchenco, J., A. O. Olson, L. B. Brubaker, S. R. Carpenter, M. M. Holland, S. P. Hubbel, S. A. Levin, J. A. MacMahon, P. A. Matson, J. M. Melillo, H. Mooney, C. H. Peterson, H. R. Pulliam, L. A. Real, P. J. Regal y P. G. Risser. 1991. The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda. *Ecology* 72(2):371–412.
- Martínez-Yrizar, A., R.S. Felger y A. Búrquez. 2010. Los ecosistemas terrestres: un diverso capital natural. 129-156 p. En: Molina-Freaner, F. E. y Van-Devender, T. R. (Eds.), *Diversidad biológica de Sonora*. Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal, México.
- Martínez Y., A., A. Búrquez y T. Calmus. 2012. Disyuntivas: impactos ambientales asociados a la construcción de presas. *Región y Sociedad, El Colegio de Sonora* 3: 290-307.
- Mas, J. F., A. Velázquez, J. R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández y A. Pérez-Vega. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5: 249–261.
- Mas, J. F., H. Puig, J. L. Palacio y Sosa-López. 2004. Modelling deforestation using GIS and artificial neural networks. *Environmental Modelling and Software* 19: 461–471.
- Mas, J. F. y J. J. Flores. 2008. The application of artificial neural networks to the analysis of remotely sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 29:617-663.
- Méndez-Barroso, L. A., E. R. Vivoni, C. J. Watts y J. C. Rodríguez. 2009. Seasonal and interannual relations between precipitation, surface soil moisture and vegetation dynamics in the North American monsoon region. *Journal of Hydrology* 377: 59–70.
- Mendoza, E. y R. Dirzo. 1999. Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation* 8: 1621–1641.
- Muller, S. V., D.A. Walker, F.E. Nelson, N.A. Auerbach, J.G. Bockheim, S. Guyer y D. Sherba. 1998. Accuracy Assessment of a Land-Cover Map of the Kuparuk River Basin, Alaska: Considerations for Remote Regions. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 64: 619-628.

- Nabhan, G. P. y T. E. Sheridan. 1977. Living fencerows of the Río San Miguel, Sonora, Mexico: Traditional technology for floodplain management. *Human Ecology* 5: 97-111.
- Nash, M. S., D. F. Bradford, J. D. Wickham y T. G. Wade. 2014. Detecting change in landscape greenness over large areas: An example for New Mexico, USA. *Remote Sensing of Environment* 150: 152–162.
- Norman, L. M., M. L. Villarreal, F. Lara-Valencia, Y. Yuan, W. Nie, S. Wilson, G. Amaya y R. Sleeter. 2012. Mapping socio-environmentally vulnerable populations access and exposure to ecosystem services at the U.S.-Mexico borderlands. *Applied Geography* 34: 413–424.
- Nyokabi, M. W. y G. Laneve. 2004. Vegetation index calibration for dry arid ecosystems of eastern Africa. 3: 1542-1546 p. En: IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, del 20 al 24 de Septiembre de 2004, Anchorage, Alaska. United States of America.
- Odum, E. P. 1972. *Ecología*, tercera edición. Editorial Interamericana. México, D. F.
- Qi, J., Chehbouni, R. Huete, Y. H. Kerr y S. Sorooshian. 1994. A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment* 48:119–126.
- Retamoza-Gonzales, E. A. 2013. Uso de modelos de nicho ecológico para la determinación de variables ambientales y ecológicas, relacionadas con la distribución de especies. Tesis de Licenciatura. Universidad de Sonora. Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas. Hermosillo, Sonora.
- Rindfuss, R. R., S. J. Walsh, B. L. Turner, J. Fox y V. Mishra. 2004. Developing a science of land change: challenges and methodological issues. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101:13976–13981.
- Rodríguez-Galiano, V. y M. Chica-Rivas. 2012. Clasificación de imágenes de satélite mediante software libre: nuevas tendencias en algoritmos de Inteligencia Artificial. XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica, AGE-CSIC, 19-21 de Septiembre de 2012, Madrid, España.

- Rogan, J., J. Franklin y D. A. Roberts. 2002. A comparison of methods for monitoring multitemporal vegetation change using Thematic Mapper imagery. *Remote Sensing of Environment* 80: 143– 156.
- Romo L., J. R., W. J.D. Van Leeuwen y G. M. Casady. 2012. Using MODIS-NDVI for the Modeling of Post-Wildfire Vegetation Response as a Function of Environmental Conditions and Pre-Fire Restoration Treatments. *International Journal of Remote Sensing* 4: 598-621.
- Romo-León, J. R., W. J. D. Van Leeuwen y A. E. Castellanos. 2013. Percepción remota para el análisis de la distribución y cambios de uso de suelo en zonas áridas y semiáridas. 17-44 p. En: Sanchez-Flores, E. y Díaz-Caravantes, R. E. (Eds.), *Dinámicas Locales del Cambio Ambiental Global*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Chihuahua, México.
- Romo-Leon, J. R., W. J.D. Van Leeuwen y A. Castellanos-Villegas. 2014. Using remote sensing tools to assess land use transitions in unsustainable arid agro-ecosystems. *Journal of Arid Environments* 106: 27-35.
- Rounsevell, M. D., J. Annetts, E. Audsley, T. Mayr y I. Reginster. 2003. Modelling the spatial distribution of agricultural land use at the regional scale. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95:465–479.
- Roy, D. P., M. Wulder, T. R. Loveland, W. C.E., R. G. Allen, M. C. Anderson, D. Helder, J. R. Irons, D. M. Johnson, R. Kennedy, T. Scambos, C. B. Schaaf, J. R. Schott, Y. Sheng, E. F. Vermote, S. Belward, R. Bindshadler, W. B. Cohen, F. Gao, J. D. Hipple, P. Hostert, J. Huntington, C. O. Justice, Kilic, V. Kovalsky, Z. P. Lee, L. Lyburner, J. G. Masek, J. McCorkel, Y. Shuai, R. Trezza, J. Vogelmann, R. H. Wynne y Z. Zhu. 2014. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment* 145:154–172.
- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México*. 1º edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 504 pp.
- Sagan, C., O. B. Toon y J. B. Pollack. 1979. Anthropogenic albedo changes and the earth's climate. *Science* 206: 1363-1368.

- Salinas-Zavala, C. A., A. V. Douglas y H. F. Díaz. 2002. Interannual variability of NDVI in northwest Mexico. Associated climatic mechanisms and ecological implications. *Remote Sensing of Environment* 82: 417–430.
- Schiattino, I. y C. Silva. 2008. Árboles de Clasificación y Regresión: Modelos Cart. *Ciencia y Trabajo* 10: 161-166.
- SEMARNAT. 2009. Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea acuífero (2625) Río San Miguel Estado de Sonora. Comisión Nacional del Agua. México.
- Sesnie, S. E., B. G. Dickson, S. S. Rosenstock y J. M. Rundall. 2011. A comparison of Landsat TM and MODIS vegetation indices for estimating forage phenology in desert bighorn sheep (*Ovis canadensis nelsoni*) habitat in the Sonoran Desert, USA. *International Journal of Remote Sensing* 1:1-11.
- Singh, A. 1989. Review article digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 10:989–1003.
- Spurr, S. T. y B. V. Barnes. 1980. *Ecología Forestal*, primera edición en español. A. G. T. Editor S.A. México, D. F.
- Stehman, S. V y R. L. Czaplewski. 1998. Design and Analysis for Thematic Map Accuracy Assessment: an application of satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 64:331–344.
- Stow, D. A., A. Hope, D. McGuire, D. Verbyla, J. Gamon, F. Huemmrich, S. Houston, C. Racine, M. Sturm, K. Tape, L. Hinzman, K. Yoshikawa, C. Tweedie, B. Noyle, C. Silapaswan, D. Douglas, B. Griffith, G. Jia, H. Epstein, D. Walker, S. Daeschner, A. Petersen, L. Zhou y R. Myneni. 2004. Remote sensing of vegetation and land-cover change in Arctic Tundra Ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 89:281–308.
- Stromberg, J. C., S. J. Lite, M. D. Dixon y R. L. Tiller. 2009. Riparian vegetation: pattern and process. 13-36 p. En: Stromberg, J.C. y B. Tellman (Eds.), *Ecology and Conservation of the San Pedro River*. University of Arizona Press, Arizona, United States of America.

- Tinoco-Ojanguren, C., A. Díaz, J. Martínez y F. Molina-Freaner. 2013. Species diversity and regeneration of native species in *Pennisetum ciliare* (buffelgrass) pastures from the thornscrub of Sonora, México. *Journal of Arid Environment* 97:26–37.
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Trujillano, J., A. Sarria-Santamera, A. Esquerda, M. Badia, M. Palmac y J. March. 2008. Aproximación a la metodología basada en árboles de decisión (CART). Mortalidad hospitalaria del infarto agudo de miocardio. *Gaceta Sanitaria* 22: 65-72.
- Trujillo-López, C. 2014. Interacciones bióticas y de nutrientes en el suelo de la vegetación ribereña y mezquital en el Río San Miguel, Sonora. Tesis de Licenciatura. Universidad de Sonora. Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas. Hermosillo, Sonora.
- Tso, B. y P. Mather. 2009. *Classification Methods for Remotely Sensed Data*, Second Edition. Taylor and Francis, CRC Press. Boca Raton, Florida.
- Tucker, C. J., J. R. G. Townshend y T. E. Goff. 1985. African land-cover classification using satellite data. *Science*. 227:369-375.
- Turner, B. L., W. B. Meyer y D. L. Skole. 1994. Global land-use/land cover change: Towards an integrated study. *Royal Swedish Academy of Science* 23: 91-95.
- Turner, B. L., R. E. Kasperson, P. a Matson, J. J. McCarthy, R. W. Corell, L. Christensen, N. Eckley, J. X. Kasperson, A. Luers, M. L. Martello, C. Polsky, A. Pulsipher y A. Schiller. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100:8074–8079.
- Valdez-Zamudio, D., A. Castellanos-Villegas y S. E. Mash. 2000. Land cover changes in central Sonora, México. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-13*: 349-351.
- Van Leeuwen, J. J.D., A. R. Huete y T. W. Laing. 1999. MODIS vegetation index compositing approach: A prototype with AVHRR data. *Remote Sensing of Environment* 69: 264–280.

- Velasco, I., L. Ochoa y C. Gutiérrez. 2005. Sequía, un problema de perspectiva y gestión. *Región y Sociedad* 17: 35-71.
- Velázquez, A., E. Durán, I. Ramírez, J. Mas, G. Bocco, G. Ramírez y J. Palacio. 2003. Land use-cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, Mexico. *Global Environmental Change* 13: 175–184.
- Vidal, O., J. López-García y E. Rendón-Salinas. 2014. Trends in Deforestation and Forest Degradation after a Decade of Monitoring in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve in Mexico. *Conservation Biology* 28:177–186.
- Villarreal, M. L., W. J. D. Van Leeuwen y J. R., Romo-Leon. 2012. Mapping and monitoring riparian vegetation distribution, structure and composition with regression tree models and post-classification change metrics, *International Journal of Remote Sensing*, 33: 4266-4290.
- Vitousek, P.M. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology* 75: 1861–1876.
- Vitousek, P.M., C.M. D'Antonio, L.L. Loope, y R. Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468–478.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco y J. M. Melillo. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Vivoni, E. R., H. A. Gutiérrez-Jurado, C. A. Aragón, L. A. Méndez-Barroso, A. J. Rinehart, R. L. Wyckoff, J. C. Rodríguez, C. J. Whatts, J. D. Bolten, V. Lakshmi y T. J. Jackson. 2007. Variation of hydrometeorological conditions along a topographic transect in northwestern México during the North American monsoon. *Journal of Climate* 20: 1792-1809.
- Vivoni, E. R., M. Gebremichael, C.J. Watts, R. Bindlish y T. J. Jackson. 2008. Comparison of ground-based and remotely-sensed surface soil moisture estimates over complex terrain during SMEX04. *Remote Sensing of Environment* 112: 314–325.
- Westoby, M., B. Walker y I. Noy-Meir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management* 42: 266-274.

Wolfe, R., J. Masek, N. Saleous y F. Hall. 2004. LEDAPS: Mapping North American Disturbance from the Landsat Record. 4-7 p. En: IGARSS: International Geoscience and Remote Sensing Symposium Proceedings, IEEE. 20-24 de Septiembre de 2004. Anchorage, Alaska, United States of America.

XI. APÉNDICES

1) Matriz de error para 1993.

	Clase	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Total
1	Agricultura	29							1			30
2	Cuerpos de Agua		13						1			14
3	Bosque			33				1				34
4	Suelo Desnudo	1			12							13
5	Matorral Espinoso	1				20	5	2	1			29
6	Mezquital	3					18		5			26
7	Pastizal					10	3	10	1			24
8	Vegetación Ribereña								28		3	31
9	Matorral Sarcocaula									21	3	24
10	Matorral Subtropical			1		2				2	25	30
	Total	34	13	34	12	32	26	13	37	23	31	255
	Precisión Global	81.961										
	Kappa	0.7976										

2) Matriz de error para 2002.

	Clase	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Total
1	Agricultura	26						1				27
2	Cuerpos de Agua		13	1					1			15
3	Bosque			33				1				34
4	Suelo Desnudo				14	1						15
5	Matorral Espinoso	1			1	25	1	2		1		31
6	Mezquital						15		7	1	1	24
7	Pastizal	1				5		22				28
8	Vegetación Ribereña								26			26
9	Matorral Sarcocaula								1	13	5	19
10	Matorral Subtropical						1			1	28	30
	Total	28	13	34	15	31	17	26	35	16	34	249
	Precisión Global	86.345										
	Kappa	0.847										

3) Matriz de error para 2011.

Clase	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Total
1 Agricultura	32						2	2		1	37
2 Cuerpos de Agua		14									14
3 Bosque			34								34
4 Suelo Desnudo	1	1		19			1			1	23
5 Matorral Espinoso				2	20	2	5				29
6 Mezquital	1			1		18	1	7		2	30
7 Pastizal	3			1	6		22				32
8 Vegetación Ribereña	1							31			32
9 Matorral Sarcocaulle									19	9	28
10 Matorral Subtropical					2	1	1		2	29	35
Total	38	15	34	23	28	21	32	40	21	42	294
Precisión Global	80.952										
Coefficiente Kappa	0.7871										

4) Extensiones territoriales presentes por clase en cada año. Se observan resaltadas las clases de mayor interés en este estudio.

Clase	Año (Ha)		
	2011	2002	1993
Cuerpo de Agua	53.1	3.9	65.8
Suelo Desnudo	255.5	276.0	74.0
Agricultura	680.4	1426.4	669.1
Vegetación Ribereña	776.7	1181.4	1172.9
Matorral Sarcocaulle	1378.5	1773.0	1476.5
Mezquital	2674.4	2205.6	2832.2
Matorral Espinoso	2944.9	3946.4	3211.6
Pastizal	3050.3	2595.4	3414.8
Bosque	4042.4	3706.7	3791.2
Matorral Subtropical	7379.3	6120.4	6527.5

5) Conversión de cobertura desde otras clases hacia la clase Agricultura (Incremento).

Clases	1993-2002 (Ha.)	2002-2011 (Ha.)	1993-2011 (Ha.)
BO>AG	0.441	0.909	0.465
CA>AG	4.089	0.159	2.751
ME>AG	177.261	85.038	101.229
MZ>AG	223.491	84.312	89.916
PA>AG	538.572	145.263	231.528
RÑ>AG	112.68	34.203	68.226
SB>AG	61.227	8.925	14.475
SC>AG	22.155	4.671	2.991
SD>AG	16.239	27.198	12.855

6) Conversión de cobertura desde la clase Agricultura hacia las otras clases (Reducción).

Clases	1993-2002 (Ha.)	2002-2011 (Ha.)	1993-2011 (Ha.)
AG>CA	0.066	10.263	3.273
AG>BO	1.671	1.986	0.276
AG>SC	23.376	15.756	21.456
AG>SD	13.65	94.005	35.718
AG>ME	99.267	184.104	105.309
AG>MZ	92.016	256.503	115.809
AG>PA	124.101	399.3	153.099
AG>RÑ	41.253	93.918	50.493
AG>SB	27.534	66.696	37.422

7) Conversión de cobertura desde otras clases hacia la clase Pastizal (Incremento).

Clases	1993-2002 (Ha.)	2002-2011 (Ha.)	1993-2011 (Ha.)
AG>PA	124.101	399.3	153.099
BO>PA	431.547	270.51	461.109
CA>PA	38.889	0.18	56.454
ME>PA	453.915	564.306	490.779
MZ>PA	295.467	264.585	322.071
RÑ>PA	22.407	13.524	30.909
SB>PA	117.738	178.149	126.885
SC>PA	78.567	69.021	70.386
SD>PA	18.24	180.099	11.784

8) Conversión de cobertura desde la clase Pastizal hacia otras clases (Reducción).

Clases	1993-2002 (Ha.)	2002-2011 (Ha.)	1993-2011 (Ha.)
PA>AG	538.572	145.263	231.528
PA>CA	0.12	9.891	6.375
PA>BO	442.818	454.671	587.808
PA>SC	98.838	44.679	41.067
PA>SD	133.572	74.175	97.644
PA>ME	554.421	446.697	502.044
PA>MZ	314.877	244.476	346.71
PA>RÑ	33.36	4.716	26.865
PA>SB	147.864	137.952	189.891

9) Conversión de cobertura desde otras clases hacia la clase Vegetación Ribereña (Incremento).

Clases	1993-2002 (Ha.)	2002-2011 (Ha.)	1993-2011 (Ha.)
AG>RÑ	41.253	93.918	50.493
BO>RÑ	0.195	9.618	0.693
CA>RÑ	1.59	0.183	1.101
ME>RÑ	73.686	12.516	51.99
MZ>RÑ	159.447	115.788	141.921
PA>RÑ	33.36	4.716	26.865
SB>RÑ	476.091	101.829	218.949
SC>RÑ	46.167	68.343	15.942
SD>RÑ	4.845	1.149	3.732

10) Conversión de coberturas desde la clase Vegetación Ribereña a otras clases (Reducción).

Clases	1993-2002 (Ha.)	2002-2011 (Ha.)	1993-2011(Ha.)
RÑ>AG	112.68	34.203	68.226
RÑ>CA	0.129	4.86	5.202
RÑ>BO	32.817	0.597	7.905
RÑ>SC	126.531	43.812	51.498
RÑ>SD	2.034	8.478	9.816
RÑ>ME	104.271	48.417	109.329
RÑ>MZ	162.51	140.148	195.177
RÑ>PA	22.407	13.524	30.909
RÑ>SB	388.302	527.349	562.05