



UNIVERSIDAD DE SONORA

**DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS Y
TECNOLÓGICAS**

POSGRADO EN BIOCENCIAS

**MODELACIÓN ESPACIAL DE ÁREAS CRÍTICAS
PARA LA OFERTA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS
EN REGIONES SEMIÁRIDAS DEL NOROESTE DE
MÉXICO.**

TESIS

que para obtener el grado de:

DOCTOR EN BIOCENCIAS

presenta:

ROMEO MÉNDEZ ESTRELLA

Hermosillo, Sonora, México

11 de diciembre del 2017

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

DERECHOS DE AUTOR

El presente trabajo de tesis se presenta como uno de los requisitos parciales para la obtención del grado de **Doctor en Biociencias** de la Universidad de Sonora.

Se deposita en la biblioteca de Ciencias Biológicas y de la Salud para ponerla a disposición de los interesados. Se permiten citas breves del material contenido en la tesis sin permiso del autor, siempre y cuando se otorgue el crédito correspondiente. Para reproducir, o en su caso referirse a este documento en forma parcial o total, se deberá solicitar la autorización al Coordinador del Programa del Posgrado.

Bajo cualquier otra circunstancia se debe solicitar permiso directamente al autor.

Atentamente

Romeo Méndez Estrella

Autor

Dra. Nohemí Gámez Meza

Coordinadora del Programa de Doctorado en Biociencias

MODELACIÓN ESPACIAL DE ÁREAS CRÍTICAS PARA LA OFERTA DE SERVICIOS
ECOSISTÉMICOS EN REGIONES SEMIÁRIDAS DEL NOROESTE DE MÉXICO.

T E S I S

que para obtener el grado de:
DOCTOR EN BIOCENCIAS

presenta:

ROMEO MÉNDEZ ESTRELLA

Hermosillo, Sonora, México.

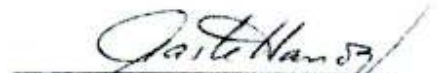
Noviembre del 2017

APROBACIÓN

Los miembros del Comité designado para revisar la tesis intitulada "Modelación espacial de áreas críticas para la oferta de servicios ecosistémicos en regiones Semiáridas del Noroeste de México" presentada por Romeo Méndez Estrella, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Doctor en Biociencias.



Dr. José Raúl Romo León
Director



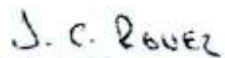
Dr. Alejandro E. Castellanos
Villegas
Secretario



Dra. Patricia Balvanera Levy
Sinodal externo



Dr. Rolando E. Díaz
Caravantes
Sinodal externo



Dr. Julio César
Rodríguez
Sinodal interno

DEDICATORIA

A mi esposa y mis hijas, a la perseverancia, al esfuerzo, a la paciencia, al amor y a la esperanza...



AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por financiar mis estudios de Doctorado.

Al proyecto: “Strengthening Resilience of Arid Region Riparian Corridors Ecohydrology and Decision – Making in the Sonora and San Pedro Watersheds” financiado por la National Science Foundation’s Dynamics of Coupled Natural and Human (CNH) Systems Program, por su apoyo económico para las salidas de campo y la asistencia técnica para el procesamiento de datos para las clasificaciones de uso del suelo y vegetación.

Al Dr. José Raúl Romo León por su apoyo incondicional, por su paciencia y por estar siempre dispuesto a dar su consejo y guiarme durante todo el camino para terminar este trabajo.

A los sinodales de esta tesis Dra. Patricia Balvanera Levy, Dr. Alejandro E. Castellanos Villegas, Dr. Rolando E. Díaz Caravantes y Dr. Julio César Rodríguez, quienes son un ejemplo a seguir, gracias por sus comentarios y aportaciones para mejorar este trabajo.

A mis compañeros de los laboratorios de Ecosistemas de Percepción Remota y de Ecofisiología Vegetal: Fabiola Gandarilla Aispuro, Ana Karen Bustamante, Lara Cornejo, César Hinojo Hinojo, Carolina Trujillo López, Emilio Piña y José Llanos Sotelo, quienes me apoyaron en mis salidas de campo y en mis seminarios, gracias por hacer más amena esta etapa de mi vida.

Y ante todo, gracias a Dios, quién junto a mi familia me dieron la fuerza necesaria para superar muchos obstáculos en este camino. Gracias por permitirnos ser padres de Regina, quién nos ha enseñado a apreciar lo bello que resulta vivir la vida sin prejuicios.

RESUMEN

El concepto de Servicios Ecosistémicos (SE) ha sido utilizado como una aproximación para integrar la teoría ecológica y económica en la planeación, uso y conservación de los recursos naturales. Sin embargo, no existen estudios que describan los SE (y su distribución espacial) asociados a los distintos ecosistemas presentes en las Zonas Semiáridas del Noroeste de México. Este estudio representa uno de los primeros esfuerzos por conocer la distribución espacial de SE de Soporte (productividad de la vegetación), Provisión (oferta de agua) y de Regulación (almacenamiento de carbono) en cuencas Semiáridas del Noroeste de México, utilizando modelos que requieren de información asequible para los tomadores de decisiones, como mapas de uso de suelo y vegetación, atributos biofísicos (obtenidos de datos oficiales disponibles) o mediante cálculos y mediciones realizadas en campo (interpolaciones de precipitación y evapotranspiración real, estimaciones de biomasa con ecuaciones alométricas, etc). Este trabajo nos permitió identificar las áreas más importantes para la oferta de los SE mencionados dentro de la región de estudio. Uno de los principales hallazgos de este trabajo es que pudimos corroborar que los Ecosistemas Ribereños, son sitios de mayor productividad respecto a otros tipos de cobertura del suelo, y son muy importantes para la oferta de agua y el almacenamiento de carbono en las regiones semiáridas del Noroeste de México. No obstante, también encontramos un decremento gradual en el tiempo de la productividad de los ecosistemas presentes en el área de estudio, resultado de una posible sinergia entre la disminución de la precipitación, los cambios observados en la cobertura del suelo y la intensidad de uso del agua en la región. La modelación espacial de los SE puede ser un instrumento muy importante para evaluar el impacto de las políticas respecto al uso del suelo y del agua las regiones Áridas y Semiáridas de México.

ABSTRACT:

The Ecosystem Services (ES) concept has increasingly been used as an approach to integrate the ecological and economic theory in the planning, use and conservation of natural resources. However, there are no studies that describe the ES (and their spatial distribution) associated with the different ecosystems present in the Semi-arid Zones of Northwest Mexico. This study represents one of the first efforts to know the spatial distribution of Support (productivity of vegetation), Provision (supply of water) and Regulation (carbon storage) Ecosystem Services in Northwest Mexico. We used models that require information that is easily to obtain for decision makers, such as land use/land cover maps, biophysical attributes obtained through calculations such as interpolations of precipitation and evapotranspiration using official data (meteorological stations) and biomass estimations using allometric equations (forest inventories and field work data). This work allowed us to identify the most important areas for the offer of the above Ecosystem Services within the study region. Likewise, we were able to corroborate that the Riparian Ecosystems, are sites of greater productivity with respect to other types of land cover and are very important for water supply and carbon storage in the semiarid regions of Northwest Mexico. However, we also found a gradual decrease in Riparian Ecosystems productivity, resulting from a possible synergy between the decrease in precipitation and surface runoff, as well as from changes in land use and intensity of use of water in the region. Spatial modeling of Ecosystem Services could be a very important instrument to evaluate the impact of public policies concerning land and water use on the Ecosystem Services in semi-arid regions.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL	1
RESUMEN:	2
ABSTRACT:	2
I.INTRODUCCIÓN	2
II. OBJETIVOS	5
II.1 OBJETIVO GENERAL:.....	5
II.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:	5
III. PUBLICACIONES.....	6
ANALYZING LANDSCAPE TRENDS ON AGRICULTURE, INTRODUCED EXOTIC GRASSLANDS AND RIPARIAN ECOSYSTEMS IN ARID REGIONS OF MEXICO	
16	
MAPPING CHANGES ON CARBON STORAGE AND PRODUCTIVITY SERVICES PROVIDED BY RIPARIAN ECOSYSTEMS OF SEMI-ARID ENVIRONMENTS IN NORTHWESTERN MEXICO.....	45
ANÁLISIS ESPACIAL DE LA OFERTA Y DEMANDA DE AGUA EN DOS SUBCUENCAS DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA DEL NOROESTE DE MÉXICO: DESFASE ENTRE LAS POLÍTICAS DE USO DEL AGUA Y OTROS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.....	87
IV. CONCLUSIONES GENERALES	124
V. TRABAJO FUTURO	126

I. INTRODUCCIÓN

Los Servicios Ecosistémicos (SE) se definen como los beneficios tangibles e intangibles que las sociedades humanas recibimos u obtenemos de los ecosistemas y sus procesos (Daily, 1997; MEA, 2003). Desde su descripción es evidente la perspectiva antropocéntrica y utilitaria en que se basa el concepto de SE, en el sentido de que los ecosistemas, sus procesos y componentes están al servicio de la sociedad y las personas, en la mayoría de los casos, perciben el beneficio o bienestar como un reflejo de la utilidad económica que genera la naturaleza de forma directa o indirecta. Incluso los servicios de soporte que son “procesos ecosistémicos básicos” (Balvanera, 2012), son valorados por su contribución indirecta al bienestar social, ya que a la postre son los que aseguran la provisión de los demás servicios.

Bajo estas premisas, es conveniente explicar a los SE en un marco de sistema Socio-Ecológico, el cual está formado por el subsistema biofísico, donde los componentes y procesos de los ecosistemas son los que suministran los recursos que a la postre pueden ser utilizados como servicios. La consumación de un servicio se da siempre y cuando un determinado suministro como por ejemplo el agua se utilice para soportar las actividades humanas que generan beneficios tangibles para el “bienestar” social o económico (Tallis *et al.*, 2012). Es importante mencionar que los servicios son definidos de acuerdo a las preferencias de la sociedad que forma al subsistema humano, y es la misma sociedad quien atribuye el valor económico, cultural o social del bienestar generado por el uso del servicio.

Éste concepto nace hace más de tres décadas, y desde sus orígenes, busca conciliar la teoría económica y la ecológica en lo referente al uso y conservación de los recursos naturales (Viglizzo *et al.*, 2011). En este sentido, y ante las evidencias del cambio global y sus consecuencias sobre los ecosistemas y la calidad de vida de la población a nivel global (Vitousek *et al.*, 1994), los SE representan una excelente herramienta para hacer ver a los tomadores de decisiones que el desarrollo humano depende profundamente de los ecosistemas, resaltando la importancia y la necesidad de contar con estrategias sustentables para el manejo de sus recursos naturales (Maass *et al.*, 2005).

Una vez que los tomadores de decisiones adquieren conciencia acerca de la importancia de los ecosistemas y sus servicios, para un correcto ordenamiento del territorio, así como para establecer políticas de desarrollo sustentable que incluyan los conceptos de SE (Latterra *et al.*, 2011), también es necesario conocer la ubicación geográfica de las áreas críticas para su oferta y demanda.

Existe una gran cantidad métodos y modelos para obtener la distribución espacial de los SE (Seppelt *et al.*, 2011), siendo los más importantes aquellos que toman en cuenta las interacciones de los componentes bióticos y abióticos que hacen posible que ocurran los procesos ecosistémicos (Costanza *et al.*, 1997); es decir, las variables biofísicas de los ecosistemas como los tipos de suelos, precipitación, pendiente, tipos de vegetación, etc (Bagstad *et al.*, 2013).

La mayoría de las herramientas para el mapeo de SE utilizan mapas de uso de suelo y vegetación, asignando a cada unidad del paisaje ya sea valores cualitativos de SE, ligados a proxies de valor (ej. calidad de hábitat); o bien, valores cuantitativos derivados de funciones ecológicas y modelos biofísicos (ej. rendimiento hídrico) (Bagstad *et al.*, 2013; Seppelt *et al.*, 2011). La ventaja de estas herramientas es que al relacionar los SE a cada tipo de cobertura del suelo, es posible observar el efecto de los cambios espaciales y temporales en el uso del suelo sobre la provisión de SE.

Actualmente existen modelos que facilitan el proceso de mapeo de múltiples SE y que pueden utilizarse en países en desarrollo, en donde generalmente existen huecos de información respecto a los insumos que utilizan dichos modelos, como registros meteorológicos, tipos de suelo, estudios de biomasa, carbono en el suelo, etc. (Arunyawat, and Shrestha, 2016).

A pesar de que existen las herramientas y el interés por parte de la comunidad científica y los tomadores de decisiones por valorar los SE y conocer su distribución espacial (Bagstad *et al.*, 2013; Costanza *et al.*, 1997; Latterra *et al.*, 2011), pocos estudios se han realizado en zonas áridas, y aún menos para el Noroeste de México.

Este estudio representa uno de los primeros esfuerzos por conocer la distribución espacial de SE de Soporte (productividad de la vegetación), Provisión (oferta de agua) y de

Regulación (almacenamiento de carbono) en la región Semi-árida del Noroeste de México, utilizando mapas de uso de suelo y vegetación generados específicamente para el área de estudio, así como atributos biofísicos obtenidos con base en datos oficiales disponibles (estaciones meteorológicas, mapas y datos de perfiles edafológicos e inventarios forestales) o mediante cálculos y mediciones propias (interpolaciones de precipitación y evapotranspiración real, estimaciones de biomasa con ecuaciones alométricas, etc).

Los servicios que se evalúan en este trabajo fueron elegidos por las siguientes razones:

- 1) En las regiones áridas, el desmonte de la vegetación (incluyendo a la vegetación ribereña) se justifica por parte los dueños de la tierra y las instancias de gobierno, debido a que existe el concepto general de que las zonas áridas son poco productivas, y que tampoco tienen la capacidad para almacenar carbono (Búrquez *et al.*, 2010). Esto puede ser cierto si comparamos los ecosistemas áridos con otros como los bosques y las selvas tropicales del sur del país, en donde el agua no es un factor limitante. En este sentido, en las regiones áridas los servicios de soporte (productividad) y de regulación (almacenamiento de carbono), han sido subvaluados y poco estudiados, sin considerar que en un contexto regional, algunos ecosistemas como los Bosques y los hábitats ribereños pueden ser sitios de gran importancia para la oferta de estos servicios.
- 2) A pesar de que es bien conocido que la escasez de agua es una característica propia de las zonas áridas (Medrano, 2012), las actividades económicas presentes en estas regiones son altamente demandantes del recurso hídrico. Ante esta situación, para una correcta administración del agua en las cuencas de zonas áridas, es de suma importancia saber cuánto y donde se produce y se consume el agua. No obstante, en los estudios para determinar la disponibilidad media anual de agua en los acuíferos de zonas áridas (CONAGUA 2009a; CONAGUA 2009b) no se identifican cuáles son las áreas más importantes para el aporte de agua, ni para la recarga de los acuíferos.

Esta disertación ofrece métodos que utilizan información accesible para la ubicación de áreas críticas para la oferta SE. Esto puede formar parte de un sistema integrado de apoyo, para que los tomadores de decisiones mejoren sus prácticas de gestión, administración y manejo de los recursos naturales en las zonas semiáridas del Noroeste de México.

II. OBJETIVOS

II.1 OBJETIVO GENERAL:

Identificar las áreas críticas para la oferta y demanda de SE en las subcuencas del Río San Miguel y Río Zanjón, ubicadas en la región semiárida del Noroeste de México, utilizando modelos que requieren de información accesible para los tomadores de decisiones de países en desarrollo.

II.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

Para abordar este desafío, esta disertación fue desarrollada a lo largo de tres capítulos, mismos que representan los objetivos específicos del tema general.

- 1) Generar los mapas de cobertura y uso del suelo para el área de estudio, que comprende las subcuencas del Río Zanjón (SRZ) y Río San Miguel (SRSM), con el fin de evaluar las transiciones entre la vegetación ribereña – agricultura – pastizal cultivado entre los años 1993 al 2011, examinando la relación entre estos cambios en la cobertura del suelo y la profundidad de la tabla de agua subterránea, cuyo comportamiento depende principalmente del desarrollo de la agricultura en la región.
- 2) Identificar de las áreas críticas para la productividad y la captura de carbono en el área de estudio, evaluando como estos servicios pueden ser afectados por el uso del agua y el suelo. Adicionalmente, se resalta la importancia que tienen los Ecosistemas Ribereños de Zonas Áridas (ERZA) en la provisión de los servicios evaluados.
- 3) Identificar las áreas críticas para la oferta y demanda de agua en la región semiárida estudiada, con el fin de analizar si existe una concordancia entre los patrones de distribución espacial la producción de agua y su demanda, analizando también como las decisiones en el uso del suelo y el agua pueden afectar el funcionamiento de los ecosistemas ribereños y la provisión de otros servicios ecosistémicos que ofrecen los hábitat ribereños de zonas áridas.

III. PUBLICACIONES

Los objetivos planteados en esta disertación son presentados como apéndices y en formato de publicación. Lo siguiente es un resumen de los hallazgos más importantes de esta investigación.

Apéndice A: Analyzing Landscape Trends on Agriculture, Introduced Exotic Grasslands and Riparian Ecosystems in Arid Regions of Mexico

(Nota: Este artículo fue publicado el 18 de agosto del 2016, por el Journal *Remote Sensing*)

A pesar de que los ecosistemas ribereños de zonas áridas son considerados son como áreas “hotspots”, por la gran cantidad de SE que ofrecen a las sociedades que habitan estas regiones (Egoh et al. 2008), el enfoque histórico que se le ha dado al manejo y uso de sus recursos, se ha centrado en utilizar de forma desmedida solo una cantidad limitada de estos, básicamente los servicios de provisión de agua y tierra fértil para las actividades pecuarias y agrícolas. El uso intensivo de solo un par de SE, podría afectar de manera significativa la continuidad de los hábitats ribereños y de otros servicios asociados que no han sido cuantificados aún, cuya importancia puede no ser percibida por la sociedad hasta que estos se pierden.

En este primer artículo de la disertación se utilizaron escenas Landsat TM, así como herramientas y técnicas de percepción remota, para obtener mapas temáticos de cobertura y uso del suelo de la región de las subcuencas del Río San Miguel y Río Zanjón, para los años 1993, 2002 y 2011, mediante clasificación supervisada, utilizando algoritmos de árboles de regresión y clasificación (CART por sus siglas en inglés) (Breiman *et al.*, 1984; De’ath and Fabricius, 2000). Posterior a la clasificación, se realizó un análisis de detección de cambios (Villarreal *et al.*, 2012) en un buffer de 5 km de influencia a partir de las corrientes principales de los ríos, para observar la magnitud y la localización de las transiciones entre las clases de cobertura de vegetación ribereña – agricultura – pastizal cultivado, con la finalidad de observar si las actividades agropecuarias tienen un impacto negativo mediante el cambio de uso del suelo en los hábitats ribereños de la región. Por último, se utilizó la técnica de análisis geoespacial de interpolación ponderada por el inverso de la distancia (IDW por sus siglas en

inglés), para determinar la profundidad de la tabla de agua dentro del buffer de 5 km, mediante el uso de los datos de profundidad de los pozos ubicados en la región. Éste último análisis fue realizado para observar si la distribución de las coberturas del suelo están relacionadas a un rango específico de profundidad de agua en el suelo, la cual es modificada mediante el bombeo de agua subterránea para uso en la agricultura regional.

Los resultados de este artículo sugieren decrementos en el área ocupada por agricultura y pastizales cultivados entre 1993 y 2011. Por otro lado, a pesar de observarse un intercambio dinámico entre las distintas coberturas del suelo, no se encontró una tendencia clara de cambios positivos o negativos en la cobertura original de la vegetación ribereña registrada para 1993. También encontramos que la distribución de la vegetación ribereña está asociada a profundidades del agua menores a 20 metros, mientras que la distribución de los tipos de cobertura agrícola y de pastizales cultivados no se encuentra restringida por la profundidad del agua.

Este artículo muestra como mediante el uso de técnicas de sensoria remota y de análisis espacial, es posible entender como los hábitats ribereños y los usos del suelo en zonas áridas son modificados a través del tiempo.

Los mapas temáticos de clasificación de la cobertura del suelo generados en este primer artículo fueron utilizados como la base para la identificación de áreas críticas para la oferta de servicios de productividad, almacenamiento de carbono y de producción de agua, descritos en los siguientes capítulos de esta disertación.

Apéndice B: Mapping changes on carbon storage and productivity services provided by riparian ecosystems of semi-arid environments in northwestern Mexico

(Nota: Este artículo fue publicado el 26 de septiembre del 2017, por el *International Journal of Geo-Information*)

En Zonas Áridas del Noroeste de México, el desmonte de la vegetación (incluyendo a la vegetación ribereña) es justificado por parte los dueños de la tierra y las instancias de gobierno, gracias a que existe el concepto general de que las zonas áridas son poco

productivas, y que tampoco tienen la capacidad para almacenar carbono en forma de biomasa (aérea o en raíces) o en el suelo (como carbono orgánico). Es por esto que en las regiones áridas los servicios de soporte (productividad) y de regulación (almacenamiento de carbono), han sido subvaluados y poco estudiados, sin considerar que en un contexto regional, los ecosistemas ribereños pueden ser sitios de gran importancia para la oferta de estos servicios.

Este trabajo busca aportar evidencia acerca de la importancia de los ecosistemas ribereños como áreas críticas para la oferta de servicios de soporte (productividad) y de regulación (almacenamiento de carbono), en un contexto regional, y como estos servicios pueden ser afectados por el uso del suelo y del agua en las regiones áridas y semi-áridas.

Se eligieron estos servicios ya que la productividad primaria se puede relacionar de forma directa con el funcionamiento de los ecosistemas, refiriéndose al intercambio de materia y energía (Huete *et al.*, 2010). Asimismo, la productividad puede calcularse y ser monitoreada a largo plazo y en extensas áreas, utilizando técnicas de percepción remota para obtener índices de vegetación como el NDVI (Huete *et al.*, 2010; Mather and Tso, 2009). Por otra parte, se ha observado que el almacenamiento de carbono por unidad de superficie (hectárea) en los ER, incluso en zonas áridas y semiáridas, puede estar al nivel de otros ecosistemas, como los bosques de pino y encino (Bagstad *et al.*, 2013; Ordoñez *et al.*, 2012) y bosques tropicales secos (Ruesch and Gibbs, 2008). Esto resalta la importancia de conservar los ER para mantener los depósitos de carbono y contribuir a la regulación climática en un contexto regional.

En este estudio identificamos las áreas críticas para el almacenamiento del carbono y la productividad primaria en la región semiárida del río Zanjón – río San Miguel, ubicada en el Noroeste de México. Analizamos los cambios en el almacenamiento del carbono asociados a cambios en el uso del suelo, comparamos la productividad de los ecosistemas ribereños respecto a los otros ecosistemas adyacentes y observamos la tendencia de la productividad en el tiempo, así como el cambio de la misma en sitios con pérdidas y ganancias de vegetación ribereña.

Para la modelación espacial del almacenamiento del carbono, utilizamos los mapas de cobertura y uso del suelo de la región generados en el primer capítulo de la disertación (años

1993, 2002 y 2011), asignando a cada tipo de cobertura, valores de carbono almacenado en la biomasa aérea, en la raíz y en el suelo como carbono orgánico. El carbono en la biomasa aérea, fue obtenido con ecuaciones alométricas, utilizando datos dendrométricos del Inventario Nacional Forestal (INF) y de campo; o bien, utilizando valores reportados en estudios regionales. El carbono en las raíces se calculó con la relación shoot:root reportada para cada tipo de cobertura, mientras que el carbono orgánico en el suelo, se obtuvo de la bibliografía.

Para las estimaciones de la productividad primaria, se generaron series de tiempo con los valores de NDVI (de los sensores MODIS y TM de Landsat) por tipo de cobertura del suelo.

Nuestros resultados muestran que los ecosistemas ribereños, sumando todos los stock de carbono, almacenan un promedio de 93.147 tC/ha, lo que representa 1.5 veces más de lo que se almacena en los bosques de encino (65.048) de la región. Por otra parte, la productividad de los ecosistemas ribereños fue similar a la del bosque y la agricultura, los dos tipos de cobertura que registraron los más altos valores de productividad en este estudio, y mayor a la del resto de los tipos de cobertura presentes en la región. También se observó que los cambios de la vegetación ribereña a agricultura y a pastizales cultivados representa un decremento en la productividad. Finalmente, se reporta un decremento gradual de la productividad en el tiempo, resultado de una posible sinergia entre la disminución de la precipitación y de los escurrimientos superficiales, así como los cambios en el uso del suelo y la intensidad de uso del agua en la región.

Apéndice C: Análisis espacial de la oferta y demanda de agua en dos subcuencas de la región semiárida del Noroeste de México: Desfase entre las políticas de uso del agua y otros servicios eco-sistémicos.

(Nota: Este artículo será sometido al *Journal of Arid Environments*)

Debido a las características climatológicas presentes en las zonas áridas, su balance hídrico es más delicado en relación a otras regiones más húmedas, resumiéndose en una mayor escasez y una alta variabilidad espacial y temporal de la precipitación, altas temperaturas y elevadas tasas de evapotranspiración. El modelo de balance hídrico para estas regiones basado en los datos obtenidos en la cuenca experimental Walnut Gulch ubicada

dentro de la cuenca del río San Pedro en Arizona, muestra que del total de la precipitación anual, cerca del 85% del agua se pierde por efecto de la evaporación desde la superficie del suelo y del follaje, y por la transpiración de la vegetación presente en la cuenca (Renard *et al.*, 2008). De esta forma, solo entre el 5% y el 15% del agua escurre por la superficie del suelo y llega al cauce de los ríos (Ffolliott y DeBano, 2003). De esta agua que llega al cauce de los ríos y arroyos, cerca del 90% se pierde por transmisión, la cual puede llegar a los mantos acuíferos, representando un suministro a la oferta de agua subterránea de los acuíferos. Al final, solo el 2% del total de agua que precipita en las cuencas de zonas áridas escurre superficialmente por los ríos (Renard *et al.*, 2008), la cual representa un posible suministro para los agricultores y ganaderos. Lo anterior también es avalado por Salas (2000) al mencionar que la escorrentía en zonas áridas generalmente no es mayor al 10% de la precipitación.

A pesar de la escasez de agua, las principales actividades económicas (agricultura y ganadería) que se desarrollan en las regiones áridas del Noroeste de México son altamente demandantes de agua y pareciera que su desarrollo en una región árida, estaría fuera de contexto. Sin embargo, las cuencas de estas regiones de alguna forma han permitido ofrecer agua superficial y subterránea para el desarrollo económico y social de la región. El agua subterránea es obtenida mediante su extracción de pozos y norias y el agua superficial se ha obtenido de dos maneras: 1) mediante la desviación del cauce en las secciones del río con corrientes de agua permanente o temporal, y 2) por medio de la construcción de pequeños embalses de agua conocidos regionalmente como represas.

La asignación de los recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos se da mediante concesiones otorgadas por el Estado Mexicano a través la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), quién se apoya en estudios previos de disponibilidad media de agua subterránea en los acuíferos y de agua superficial en las cuencas. Los estudios de disponibilidad media de agua subterránea indican que muchos de los acuíferos de la región semiárida del Noroeste de México se encuentran sobreexplotados o bien, al límite de su capacidad (CONAGUA 2009a; CONAGUA 2009b). Asimismo, la mayoría de las cuencas hidrológicas de la región no cuentan con volumen de agua disponible.

Los estudios de disponibilidad de agua no identifican geográficamente cuales son las áreas más importantes para el aporte de los escurrimientos superficiales y para la recarga de los acuíferos. Tampoco se conocen los lugares de mayor intensidad de uso del agua dentro de los acuíferos, una vez que se asignan las concesiones de agua. En este sentido, actualmente es complicado conocer a ciencia cierta si las decisiones respecto a la asignación del agua están generando otros problemas, como la disminución del manto freático en algunas secciones del cauce de los ríos, que a su vez puede ocasionar un desabasto de agua para el mantenimiento de los hábitat ribereños, e incluso para otros sectores de la población.

El presente trabajo busca identificar las áreas críticas para la oferta y demanda de agua en la región semiárida que abarcan dos cuencas semiáridas del noroeste de México (Río Zanjón (SRZ) y Río San Miguel (SRSM)), con el fin de comprender como se distribuye espacialmente 1) la producción de agua superficial en la región y 2) el uso de los recursos hídricos. Específicamente, este estudio busca 1) Modelar espacialmente las áreas críticas para la oferta de servicios hidrológicos, utilizando información oficial disponible, 2) Analizar los usos del agua por tipo de usuario e identificar espacialmente las áreas de mayor intensidad de uso, y 3) Analizar como las decisiones en el uso del suelo y el agua pueden afectar el funcionamiento de los ecosistemas ribereños y la provisión de otros SE de los ERZA.

El Mapeo de áreas críticas para la oferta de agua se realizó en las subcuencas semiáridas del Río San Miguel y Río Zanjón, que forman parte de la cuenca del Río Sonora, que a su vez se ubica en la parte central del Estado de Sonora. Para identificar espacialmente las áreas críticas de oferta de agua superficial, fue necesario integrar, mediante el modelo “Water Yield” de la Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs (InVEST 3.1.0), una serie de capas de información geográfica y datos tabulares, que contienen las variables biofísicas necesarias para determinar la cantidad de agua en Mm^3 que escurre a nivel de las Microcuencas que forma parte de la SRZ y la SRSM.

Entre las principales variables biofísicas que alimentan el modelo, se generaron capas de distribución espacial de la precipitación y la evapotranspiración real promedio anual para las áreas de estudio. Para obtener esta información, se calcularon los parámetros de precipitación y evapotranspiración de referencia para cada estación climatológica, los resultados fueron interpolados mediante el método geoestadístico de Kriging, con el fin obtener de para toda el

área de estudio, un continuo de valores espaciales en formato raster con una resolución espacial de 30 m. La evapotranspiración real fue calculada modificando la evapotranspiración de referencia con los parámetros del coeficiente de evapotranspiración o de crecimiento de cada tipo de cobertura del suelo (K_c), la profundidad de la raíz y las características físicas (capa limitante para la raíz, agua disponible para la planta en el suelo, etc.) de los tipos de suelo presentes en el área de estudio.

Para el análisis espacial de la intensidad uso del agua, se utilizaron los registros de las concesiones de agua subterránea y superficial registradas en el REPDA de la CONAGUA (Registro Público de Derechos de Aguas Nacionales, Zonas Federales y Descargas de Aguas Residuales). Para complementar la demanda del agua superficial, se digitalizó el área de los repesos ubicados para la región, mediante imágenes de alta resolución de Google Earth y Landsat TM. Su capacidad de almacenamiento se obtuvo multiplicando el área de cada repeso por una profundidad promedio de 1.5 m., la cual se estimó con base a experiencia de campo. Una vez obtenido el volumen de agua subterránea y superficial que se utiliza en el área de estudio, se realizó un análisis espacial de densidad tipo Kernel, basándonos en la metodología propuesta en Díaz-Caravantes and Scott (2010).

Los resultados de esta investigación sugieren que las regiones altas y medias de la SRSMR son las que aportan una mayor cantidad del recurso hídrico por unidad de superficie. No obstante, más del 75% del agua se extrae de la parte baja de ambas subcuencas, en donde se localizan las concesiones de mayor consumo de agua, lo cual podría ejercer presión sobre los Ecosistemas Ribereños que aún permanecen en esas zonas (Méndez-Estrella et al., 2016; Méndez-Estrella *et al.*, 2017).

Este estudio nos demuestra que es posible identificar las áreas críticas para la oferta de agua en zonas áridas, utilizando modelos que requieren de información accesible y de bajo costo. Asimismo, es posible hacer un análisis espacial de la intensidad del uso del agua, que nos brinde información valiosa para la toma de decisiones y el correcto ordenamiento y administración de los recursos hídricos de las cuencas de zonas áridas, sin afectar otros ecosistemas importantes como los ribereños, que ofrecen una gran cantidad de servicios ecosistémicos.

REFERENCIAS

- Arunyawat, S., & Shrestha, R. P. 2016. Assessing land use change and its impact on ecosystem services in Northern Thailand. *Sustainability*, 8(8), 768.
- Bagstad K. J., Semmens D. J., Winthrop R. 2013. Comparing approaches to spatially explicit ecosystem service modeling: A case study from the San Pedro River, Arizona. *Ecosystem Services* 5: e40–e50.
- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Revista Ecosistemas*, 21(1-2).
- Breiman, L.; Friedman, J.; Olshen, R.; Stone, C.J.; Olshen, R.A. 1984. *Classification and Regression Trees*; CRC Press: Belmont, CA, USA.
- Búrquez, A.; Martínez-Yrizar, A.; Núñez, S.; Quintero, T.; Aparicio, A. 2010. Aboveground biomass in three sonoran desert communities: Variability within and among sites using replicated plot harvesting. *Journal of Arid Environments*, 74, 1240-1247.
- CONAGUA 2009a. Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea en el acuífero (2625) Rio San Miguel, Estado de Sonora. Publicada en el diario oficial de la federación el 28 de agosto de 2009 En <http://www.conagua.gob.mx/OCNO07/Noticias/2625%20R%C3%ADo%20San%20Miguel.pdf>. (acceso el 4 de agosto 2016).
- CONAGUA 2009b. Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea en el acuífero (2626) Rio Zanjón, Estado de Sonora. Publicada en el diario oficial de la federación el 28 de agosto de 2009 En <http://www.conagua.gob.mx/OCNO07/Noticias/2626%20R%C3%ADo%20Zanj%C3%B3n.pdf> (acceso el 4 de agosto 2016).
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg K., Naeem S., O'Neill. R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P & van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253-260.
- Daily, G. (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.
- De'ath, G.; Fabricius, K.E. Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 2000, 81, 3178–3192. [CrossRef]
- Díaz-Caravantes, R. E., & Scott, C. A. 2010. Water management and biodiversity conservation interface in Mexico: a geographical analysis. *Applied Geography*, 30(3), 343-354.
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D. M., Le Maitre, D. C., & van Jaarsveld, A. S. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127(1), 135-140.
- Ffolliott, P. F., & DeBano, L. F. (Eds.). 2003. *Riparian areas of the southwestern United States: hydrology, ecology, and management*. CRC Press.
- Huete, A.; Didan, K.; van Leeuwen, W.; Miura, T.; Glenn, E. 2010. Modis vegetation indices. In *743 Land remote sensing and global environmental change*, Springer; pp 579-602.

- Jensen, J.R. 1986. *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*; University of South Carolina: Columbus, OH, USA.
- Laterra, P., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. 2011. *Valoración de servicios ecosistémicos; conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Buenos Aires: INTA.
- MA. 2003. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Maass, J. M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G. C., Mooney, H. A., Ehrlich, P., Quesada M., Miranda A., Jaramillo V., García – Oliva F., Martínez-Yrizar, A., Cotler H., López – Blanco J., Pérez – Jiménez A., Búrquez A., Tinoco C., Ceballos G., Barraza L., Ayala R., and Sarukhán J. 2005. Ecosystem services of tropical dry forests: insights from longterm ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and society: a journal of integrative science for resilience and sustainability*, 10(1), 1-23.
- Mather, P.; Tso, B. 2009. *Classification Methods for Remotely Sensed Data*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA.
- Medrano, F. G. 2012. *Las zonas áridas y semiáridas de México y su vegetación*. Instituto Nacional de Ecología.
- Méndez-Estrella, R., Romo-Leon, J. R., Castellanos, A. E., Gandarilla-Aizpuro, F. J., & Hartfield, K. 2016. Analyzing Landscape Trends on Agriculture, Introduced Exotic Grasslands and Riparian Ecosystems in Arid Regions of Mexico. *Remote Sensing*, 8(8), 664.
- Méndez-Estrella, R., Romo-Leon, J. R., & Castellanos, A. E. 2017. Mapping Changes in Carbon Storage and Productivity Services Provided by Riparian Ecosystems of Semi-Arid Environments in Northwestern Mexico. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 6(10), 298.
- Ordoñez, D.; Antonio, B.; Caballero, M.; Jiménez, I.; Carmona, J.; Galicia, A.; Calvo, F.; Balam, M.; Rojas, R.; Jiménez, J. 2012. Estimación del carbono almacenado en *Pinus hartwegii* en el parque nacional izta-popo, Zoquiapan. *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México*. Programa Mexicano del Carbono, Universidad Autónoma del Estado de México e Instituto Nacional de Ecología. Texcoco, México, 680-684.
- Renard, K. G., Nichols, M. H., Woolhiser, D. A., & Osborn, H. B. 2008. A brief background on the US Department of Agriculture Agricultural Research Service Walnut Gulch Experimental Watershed. *Water Resources Research*, 44(5).
- Ruesch A, Gibbs HK: *New IPCC Tier1 Global Biomass Carbon Map For the Year 2000*, Available online from the Carbon Dioxide Information Analysis Center. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee; 2008 (<http://cdiac.ornl.gov>). (Accessed on 09/4/2016).
- Salas, J.D. 2000. Hidrología de las zonas áridas y semiáridas. *Ingeniería del Agua*, 7(4) : 409-429.

- Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., & Schmidt, S. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of applied Ecology*, 48(3), 630-636.
- Tallis, H., Mooney, H., Andelman, S., Balvanera, P., Cramer, W., Karp, D., Polasky, S., Reyers, B., Ricketts, T., Running, S., Thonicke, K., Tietjen, B. & Walz, A. 2012. A global system for monitoring ecosystem service change. *Bioscience*, 62(11), 977-986.
- Viglizzo, E. F., Carreño, L. V., Volante, J., & Mosciaro, M. J. 2011. Valuación de bienes y servicios ecosistémicos: ¿Verdad objetiva o cuento de la buena pipa? *Valoración de Servicios Ecosistémicos*, 16.
- Villarreal M.L., Van Leeuwen W. J. D. and Romo-Leon J.R. 2012. Mapping and monitoring riparian vegetation distribution, structure and composition with regression tree models and post-classification change metrics, *International Journal of Remote Sensing*, 33:13, 4266-4290
- Vitousek, P. M. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*, 75(7), 1861-1876.

ANALYZING LANDSCAPE TRENDS ON AGRICULTURE, INTRODUCED EXOTIC GRASSLANDS AND RIPARIAN ECOSYSTEMS IN ARID REGIONS OF MEXICO

Romeo Mendez-Estrella¹, Jose Raul Romo-Leon^{1,*}, Alejandro E. Castellanos¹,
Fabiola J. Gandarilla-Aizpuro^{1,2} and Kyle Hartfield³

¹ Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad de Sonora, Luis Donaldo Colosio s/n, entre Sahuaripa y Reforma, Colonia Centro, Hermosillo 83000, Mexico; mendezromeo@hotmail.com (R.M.-E.); acastell@guaymas.uson.mx (A.E.C.);

² Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, 3er Circuito Exterior s/n Junto al Jardín Botánico Col. Ciudad Universitaria Delegación Coyoacán, Ciudad de México 04510, Mexico; ffgandarilla@yahoo.com.mx (F.J.G.-A.)

³ School of Natural Resources and the Environment, Arizona Remote Sensing Center, The University of Arizona, 1064 E. Lowell Street, Tucson, AZ 85721, USA; kylehartfield@gmail.com

* Correspondence: joser2@email.arizona.edu; Tel.: +52-662-259-2169; Fax: +52-662-259-2195

Academic Editors: Parth Sarathi Roy and Prasad S. Thenkabail

Received: 4 May 2016; Accepted: 1 August 2016; Published: 18 August 2016

Abstract: Riparian Zones are considered biodiversity and ecosystem services hotspots. In arid environments, these ecosystems represent key habitats, since water availability makes them unique in terms of fauna, flora and ecological processes. Simple yet powerful remote sensing techniques were used to assess how spatial and temporal land cover dynamics and water depth reflect distribution of key land cover types in riparian areas. Our study area includes the San Miguel and Zanjón rivers in Northwest Mexico. We used a supervised classification and regression tree (CART) algorithm to produce thematic classifications (with accuracies higher than 78%) for 1993, 2002 and 2011 using Landsat TM scenes. Our results suggest a decline in agriculture (32.5% area decrease) and cultivated grasslands (21.1% area decrease) from 1993 to 2011 in the study area. We found constant fluctuation between adjacent land cover classes and riparian habitat. We also found that water depth restricts Riparian Vegetation distribution but not agricultural lands or induced grasslands. Using remote sensing combined with spatial analysis; we were able to reach a better understanding of how riparian habitats are being modified in arid environments and how they have changed through time.

Keywords: land cover change; arid environments; riparian habitat; groundwater

1. Introduction

Riparian ecosystems (RE) are considered critical environments, due to the goods and services they provide, for established and developing human populations around the world [1, 2]. Described as transition zones between aquatic and terrestrial environments, with high fluxes of material, water and energy [3–5], RE are often considered biodiversity hotspots [6,7] as well as ecosystem services hotspots [3,8–12]. However, human activities such as livestock ranching, agricultural development and urbanization could result in the modification and degradation of these systems, diminishing their capacity to sustain their ecological function and thus provide services in the future.

Only 0.1% to 0.5% of the surface covered by arid environments in northwestern Mexico and the Southwestern US are RE [5, 13, 14]. Despite this, RE represent key habitats in arid environments, since the availability of water makes them unique in terms of their fauna, flora and ecological processes [15]. However, since economic and human activities are highly dependent on the availability and quality of water, the RE in arid environments are often subject to high rates of change and modification [15, 16].

Due to the accessibility of freshwater, two of the most common activities associated with riparian systems in arid lands are agriculture (crop yielding) and livestock ranching [17, 18]. Since these activities typically modify the systems where they occur, it is critical to monitor how much of the riparian habitat is used by them, as well as analyze the effects that these activities are having on the health and presence of riparian zones.

The San Miguel and the Zanjón Rivers (SMR and ZR), two sub-watersheds in arid Northwestern Mexico, have experienced RE modification. Native riparian vegetation has been replaced by extensive cultivations of exotic grasslands for cattle foraging [19–22] in the watershed and the establishment of agricultural fields on the side of riverbeds [23]. The alterations of these landscapes have been ongoing for over 300 years [24]. However, starting in the 1950s, the introduction of exotic species for forage, a boom in agriculture (both in area used and intensity of usage) and a subsequent increase in water extraction (usually by wells), have altered the landscape with greater intensity [23, 25, 26].

In this study, we conducted a historical analysis on the transitions between vegetation types on two sub-watersheds in arid Northwestern Mexico. Using the approach proposed in this paper, historical as well as contemporary land cover distribution maps of riparian vegetation were generated.

1.1 Addressing Landscape Dynamics on Riparian Vegetation

Land cover changes of riparian systems in the Southwestern US and Northwestern Mexico have been occurring constantly over the last centuries [14, 17, 27–30]. However, the monitoring of land cover change over extensive areas was extremely challenging and resource consuming until technological capabilities provided by remote sensing approaches were developed [15, 31]. In this study, we use land cover classification algorithms [32, 33], coupled with post-classification change detection techniques [34, 35], to map the magnitude and location of land cover change over two sub-watersheds in arid Northwestern Mexico. We also used spatial analysis techniques to determine water depth under the riverbed [36] and the previously generated land cover thematic maps to account for the effect of water depth on riparian vegetation and other key land cover types.

Our focus in the present work was to assess the transitions within the riparian, agricultural and grassland cover classes in our study area between 1993 and 2011, as well as examine the relationship between these land cover types and water depth. Our objectives were: (1) to quantify land cover changes on riparian zones in arid environments; and (2) to observe if land cover distributions are related to water depth, which is often modified by ground water pumping for agricultural purposes.

2. Materials and Methods

We utilized Landsat Thematic Mapper (TM) image data to generate thematic classification maps (for 1993, 2002 and 2011), followed by an accuracy assessment for each of the products generated. After this, a land cover change assessment was performed, to assess the primary conversions that occurred for: (1) the entire river basin; and (2) the main riparian corridor. Emphasis was paid to changes due to agricultural activities or other environmental conditions (such as ground water). Finally, we generated continuous surfaces of water depth

on the river in order to analyze how this variable relates to the dynamics of key land cover types on the area influenced by the river.

2.1. Study Area

The study area is composed of the SMR and the ZR, two sub-watersheds of the Sonora watershed in Northwestern Mexico. The riparian systems are located northeast of the city of Hermosillo, between the coordinates 28°53' N – 30°46' N latitude and 110°21.5' W – 111°21.5' W longitude (Figure 1). The approximate extent of the study area is 9437 km² (around 30% of the entire area of the Sonoran watershed), and elevation above sea level ranges from approximately 200 m to 2000 m (at Sierra Azul). In this region, potential annual evapotranspiration is 2400 mm, the mean annual temperature is 21 °C and the mean annual precipitation is about 421 mm, with 70% of it occurring during the summer (June–August) monsoon [37]. The ZR is cataloged as an ephemeral river, while the SMR has both ephemeral (in most of its extension) and perennial flow segments between Cucurpe and Fabrica de los Angeles. It is in one of these perennial segments on the SMR, where the hydrometric station “El Cajon” has measured water flow since 1974 [38]. The mean annual runoff measured in this hydrometric station is 32.33 mm³. Since 1996, a decrease in water flow has been observed and in 2012 the annual runoff was 8.174 mm³ [39]. Information regarding geological parameters on the watershed can be found elsewhere [40].

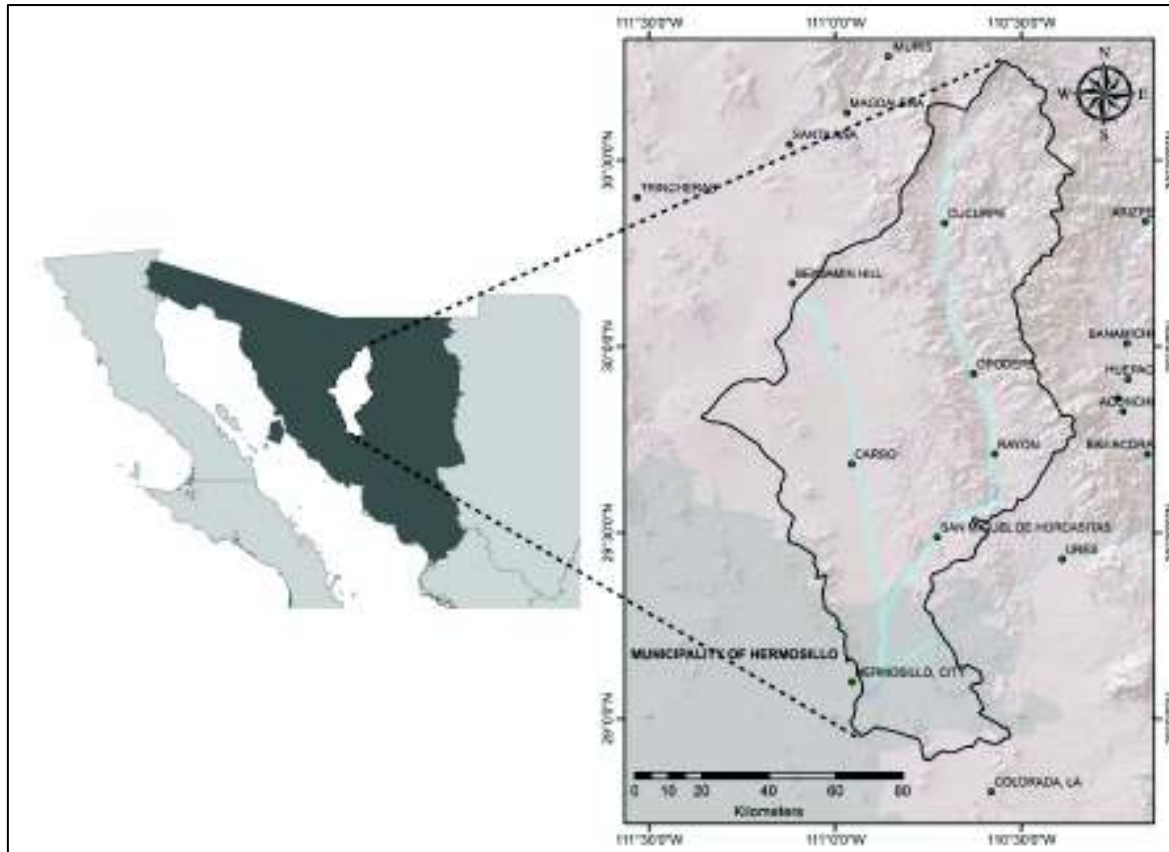


Figure 1. Location of the study area. The Río San Miguel–Río Zanjón region is located in the central part of the state of Sonora, Mexico.

According to Shreve and Wiggins (1964) [41], the SMR falls within the Arizona Uplands and the ZR is part of the Sonoran Desert Plains. The National Forest Inventory (NFI) lists Subtropical Scrub, Forest and Mesquite as the most dominate vegetation cover types in the SMR. Grasslands and Desert Scrubs are the most prominent covers in the ZR sub-watershed [42].

During the last three centuries, the main economic activities in the SMR and ZR sub-watersheds have been agriculture and cattle ranching [37, 43]. Cattle ranching activities became more intensive in both sub-watersheds in the 1950s when buffelgrass (*Cenchrus ciliaris*) was introduced [22]. The presence of buffelgrass pastures in both areas represents a significant pressure on the river system, since pastures have been established in areas adjacent to the riparian habitats. Buffelgrass has been documented, in the Sonoran Desert, to

outcompete and displace native flora by invading adjacent areas where it was not planted [20–22].

Another factor impacting the area is the water provisioned to the city of Hermosillo (more than 800,000 inhabitants), especially due to the construction of the Abelardo L. Rodriguez dam and the drilling of wells to extract water for urban and agricultural use [23].

2.2. Datasets and Variables Processed

2.2.1. Image Classification and Change Detection

We chose to use Landsat TM image data because: (1) they provide an extensive historical record for most places on Earth; and (2) the sensor’s proven capabilities regarding its use in land cover detection and change studies in arid and semiarid riparian systems [15, 31]. For this study, we conducted our analysis at intervals of approximately ten years (1993, 2002 and 2011) to analyze changes in riparian vegetation and areas associated with either agriculture (croplands) or cattle ranching. To generate each classification two Landsat TM images were used per year, one prior to and one post monsoon (summer rain), to leverage the phenological characteristics of vegetation as a classification element [15, 44].

Our study area is covered by two Landsat TM Scenes (Path 35-Row 39 and Path 35-Row 40) with the collection dates varying from year to year (Table 1). The images were obtained from the Earth Explorer platform, managed by the United States Geological Survey [45].

Table 1. Dates of the Landsat TM Scenes selected by year

Year	Pre-Monsoon Date	Post-Monsoon Date
1993	10 April	17 September
2002	21 May	25 August
2011	28 April	19 September

The Landsat TM Surface Reflectance images (CDR) acquired were orthorectified and processed through the Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS) to reduce atmospheric noise [45–47]. A 30-m resolution Digital Elevation Model (DEM) was acquired from the National Elevation Dataset archives maintained by the US

geological Survey [45]. To improve the quality of the DEM, we resampled it to correct for sinks and tops [36].

2.2.2. Development of Water Depth Surfaces

Ground water depth data were acquired from the regional ground water office of the National Water Commission (CONAGUA). We obtained the location and water static levels, collected between 2005 and 2013, for 665 wells (212 in the SMR and 453 in the ZR). We obtained readings for static water level in each well with various frequencies (from once a year to once every three years). Since water levels were tested around the same time each year, we proceeded to average the readings in order to obtain a representation of water depth per well in the study area for the period between 2005 and 2013.

2.3. Classification and Change Detection

2.3.1. Classification Scheme

To develop our classification scheme (Table 2) featuring the classes of interest for our analysis, we utilized a combined methodology. First, we used a method proposed by Anderson et al. (1976) [48] where land cover classes were described generally (Level 1 classes, e.g., water, scrub, forest, etc.) according to the capabilities of Landsat TM like sensors. In order to achieve greater detail in our classification, we made further subdivisions of classes using a classification scheme proposed by the Mexican National Forest Commission (CONAFOR) where they describe plant communities according to their physiognomic, floristic and ecologic characteristics [42]. The class denoted as “Urban Area” was inserted after the automated classification was performed using aerial photos and historical datasets as a reference. This was done due to misclassification and the “Urban Area” being rather small.

Table 2. Descriptions of the land use–land cover types used for the classification scheme.

ID	Class	Code	Description
1	Agriculture	AG	Areas of perennial crops such as grapes, walnuts and oranges or annual crops including vegetables.
2	Water	W	Areas of permanent water with total cover more than 30 m in length.
3	Bare Soil	BS	Areas of rock, barren soil or less than 10% vegetation cover.

			Represents mainly mining areas, some rural roads, waterways and highly impacted areas.
4	Desert Scrub	DS	Areas of small-leaved shrubs that grow on alluvial soils that may include groups of thorny species. Within this class can be found species belonging to the genera <i>Cercidium</i> (<i>Parkinsonia</i>), <i>Olneya</i> , <i>Condalia</i> , <i>Lycium</i> , <i>Opuntia</i> and <i>Fouquieria</i> , among others.
5	Mesquite Woodland	MW	Areas principally dominated by <i>Prosopis</i> and other subtropical or thorny trees.
6	Grassland Cultivated/Induced	GCI	Areas of buffelgrass introduced by direct seeding.
7	Riparian Vegetation (include Riparian Mesquite)	RV	Areas of woody vegetation located on the banks of the riverbed. They are characterized by the presence of species that require favorable moisture conditions such as <i>Populus sp.</i> This class may present individuals of the genus <i>Prosopis</i> .
8	Subtropical/Succulent Scrub	SS	Areas of vegetation mainly formed by shrubs or low, thorny trees. They are described as an ecological transition between the class of forest and thorny scrub. The main genera that can be observed are <i>Ipomoea</i> , <i>Bursera</i> and <i>Acacia</i> , to name a few. In regions of hills and middle elevations, <i>Cercidium microphyllum</i> , <i>Opuntia sp.</i> , <i>Carnegie gigantea</i> and <i>Lophocereus schottii</i> are the dominant species.
9	Forest (Oak and Oak/Pine)	F	Areas of woody vegetation found in temperate or cold climates with higher humidity. The canopy cover of this class is observed in more than 10% of the area with heights up to 15 meters high.
10	Natural/Native Grassland	GN	Areas dominated by native grasses. Located mainly in the areas of transition between Forest-Subtropical Shrub and forest-Desert Scrub.

2.3.2. Classification Model

There are multiple classification techniques available to create maps regarding land cover for a set of properly pre-processed remotely sensed datasets [34, 35, 49, 50]. We used a Classification and Regression Tree (CART) model approach to generate the land cover maps for our study [51–53]. CART models have been shown to be accurate when classifying landscape imagery [54, 55] and better than other techniques when classifying arid environments [15, 44]. Using a CART model, we generated land cover maps for each year of the study using the variables derived from the two Landsat TM images collected and the DEM (Table 3).

The supervised classification approach requires that the user extract variables from layers of spatial information (scenes of Landsat TM) and auxiliary information (DEM) as a prerequisite for obtaining thematic maps of land use [15,32]. The set of derived variables and the DEM were rescaled and re-projected in order to generate a satisfactory and consistent

vertical integration [35]. A layer stack was generated resulting in a single image per year (1993, 2002 and 2011) for each Landsat scene (Path 35-Row 39 and Path 35-Row 40) containing all the information generated for a total of 69 layers per year. Finally, the stacks were clipped to the area of interest.

Using the “clipped variable stack”, we proceeded to collect training points for each of the classes listed in our class scheme (Table 2) to run the classification models.

Table 3. Variables used in the land cover classification derived from Landsat spectral reflectance data and a Digital Elevation Model (DEM).

Variable	Reference	No. of Layers	Description
Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)	[56]	2	The reflectance properties of vegetation (in the red and near infrared) are used to derive a productivity proxy [33,56,57].
Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI)	[58]	2	Minimizes the effect of soil reflectance on the quality of information generated by incorporating a correction factor in the denominator of the classical equation of NDVI [58].
Enhanced Vegetation Index	[59,60]	2	Optimizes the vegetation signal increasing its sensitivity in regions of high biomass and reducing atmospheric interference. These characteristics are used to help reduce the possible saturation of data that can be present with the NDVI [60].
Reflectance	Landsat TM	12	Represented as a percentage. Obtained by dividing the energy reflected by a material in a certain wavelength by the incident energy [32].
Tasseled Cap	[61]	12	Displays data that defines vegetation cover. Provides information on greenness, wetness and brightness of each pixel in the image [32].
Multitemporal Kauth–Thomas (MKT)	[62]	12	Provides vegetation dynamics between two images using their reflectance. The analysis requires a layer stack containing the bands of the two scenes acquired for the same year.
Principal Components	[62]	12	A statistical technique applied to remotely sensed data used to find the causes of variability in an image and sort these causes in order of importance [32].
Texture	[63]	12	In this case the texture refers to a description of the spatial variability of tones found within a scene [32].
Elevation, Aspect and Slope	USGS (NED)	3	Represents the topographic conditions of the area which are derived from the Digital Elevation Model (DEM).

2.3.3. Supervised Classification and Accuracy Assessment

Training datasets for each of the land cover types were generated [32]. To do this, we collected samples: (1) in the field for each land cover class in the study area (collected during a field season in the study area); (2) using historical aerial photography provided by web

services; and (3) from the Landsat imagery (only when the land cover was obvious, as in the case of water bodies or agriculture parcels). We collected between 60 and 150 samples per class in order to train our classification model.

After the training points were fed in to the classification model and the thematic classification maps were created, we used a confusion matrix to assess the accuracy of each classification map produced [34, 64, 65]. To create the confusion matrices, we applied a stratified random sampling of 30 points per class over each classified thematic map (with the exception of water and bare soil classes where we used 15 points per class) and assessed the accuracy of the classification by comparing the map to reality (assessed with field visits and high spatial resolution aerial imagery). Finally, we obtained statistical measurements from the confusion matrix such as: (1) producer's and user's accuracy; (2) overall accuracy; and (3) the Kappa statistic [65].

2.3.4. Change Detection in the Watershed and along the Rivers

After joining the two sections of the watershed (the north and the south portions) to create a single classification, for each of the years covered in this study, we proceeded to perform a change detection analysis [66]. Specifically, we used the thematic classifications to generate a post-classification change detection analysis [15, 44] between: (1) 1993 and 2002; (2) 2002 and 2011; and (3) 1993 and 2011.

Through this analysis we address changes on a 5 km buffer from the two main water streams present in the watershed (the SMR and ZR). Our main interest was to address total change produced by human activities as a main driver for land cover change.

2.4. *Water Depth*

To generate continuous surfaces regarding ground water depth, we used the Inverse Distance Weighting (IDW) interpolation approach [36]. This method measures the weighted average between known measurements between nearby points giving the greatest weight to the nearest point [36]. We considered this method to be optimal for our study area since well density in the riparian areas is high and the distance between wells is small. The following function describes the IDW:

$$Z(x) = \frac{\sum_i \omega_i z_i}{\sum_i \omega_i}$$

$$\omega_i = 1/d_i^2$$

where $Z(x)$ is the unknown value to be interpolated in x ; Z_i is the known value; d_i is the distance; and ω_i is the pondered value (Inverse square of the distance).

We specified a 30-m spatial resolution for the output to allow direct comparison to the Landsat TM classification and change detection outcomes. The continuous water depth surface was measured in meters. Since we did not obtain reliable piezometric level measurements for the southernmost portion of the watershed our datasets only cover from latitude 29°12' 00" to the north.

2.5. Relationships between Water Depth and Land Cover along the River

Using a 5 km buffer around the main water stream present in both sub-watersheds, we analyzed how water depth relates to land cover distribution and change in the riparian areas. As a sampling approach we selected 20 polygons (larger than 3 Ha to obtain at least 33 pixels in each area), distributed throughout the watershed, for areas where Riparian Vegetation, Agriculture and Grassland Cultivated/Induced did not change between 2002 and 2011. We extracted another 40 polygons where Riparian Vegetation was present in 2002 (20 with water depth lower than 10 m and 20 where water depth was greater than or equal to 10 m). Finally, we conducted an analysis on these polygons comparing the water depth: (1) with the land cover types (using a simple ANOVA); and (2) changes in Riparian Vegetation.

3. Results and Discussion

3.1. Classification Accuracy

The overall accuracies for our classifications were greater than 78% for the three maps generated (Table 4, Figure 2). User's accuracy values ranged from 60% to 100% and producer's accuracy values ranged from 52% to 100%. These results fall within the acceptable range for accuracy [67] and the errors present are likely due to the spectral similarities of certain classes.

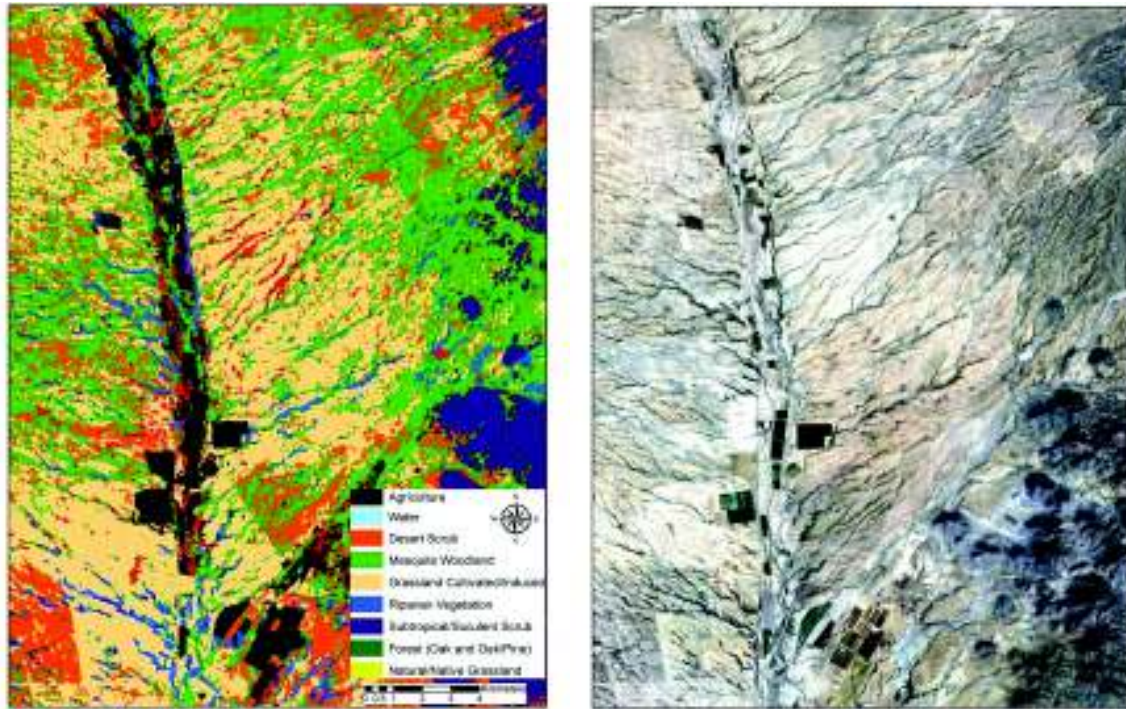


Figure 2. Thematic map (left) derived from the CART model using Landsat TM scene (right) sub-products and ancillary datasets.

Table 4. Summary of the User's, Producer's, Kappa and Overall accuracies for the CART based vegetation classifications for 1993, 2002 and 2011.

Class	1993		2002		2011	
	User's Accuracy	Producer's Accuracy	User's Accuracy	Producer's Accuracy	User's Accuracy	Producer's Accuracy
	%	%	%	%	%	%
Agriculture	95	86	85	89	80	94
Water	100	100	100	100	100	100
Bare Soil	60	75	60	75	70	100
Desert Scrub	70	52	80	59	75	75
Mesquite Woodland	85	65	75	65	80	53
Grasslands Cultivated/Induced	60	86	80	94	75	79
Riparian Vegetation (includes Riparian Mesquite)	70	100	80	100	80	100
Subtropical/Succulent Scrub	85	71	80	73	90	69
Forest (Oak and Oak/Pine)	90	90	85	94	85	94
Natural/Native Grassland	75	100	80	80	75	88
Overall accuracy %	78.9		80.6		80.6	
Kappa coefficient	0.764		0.783		0.783	

Bare Soil was often confused with the Mesquite Woodland and Grasslands classes due to very low vegetation density in the desert leading to almost nonexistent vegetation reflectance. In addition, the Grasslands class was often confused with classes like Desert Scrub and Mesquite Woodland since the class often contained elements of those two types of vegetation

as part of its structure. Most of the land cover classes were correctly classified for our three maps (Figure 3) this is likely due to their: (1) Unique reflectance characteristics; (2) Particular phenological cycles; and (3) Presence in areas with distinctive topographical characteristics (slope, aspect or elevation). The two classes that obtained the highest accuracies were the Forest (Oak and Oak/Pine) and Water classes. This was expected since these two types of features have unique characteristics.

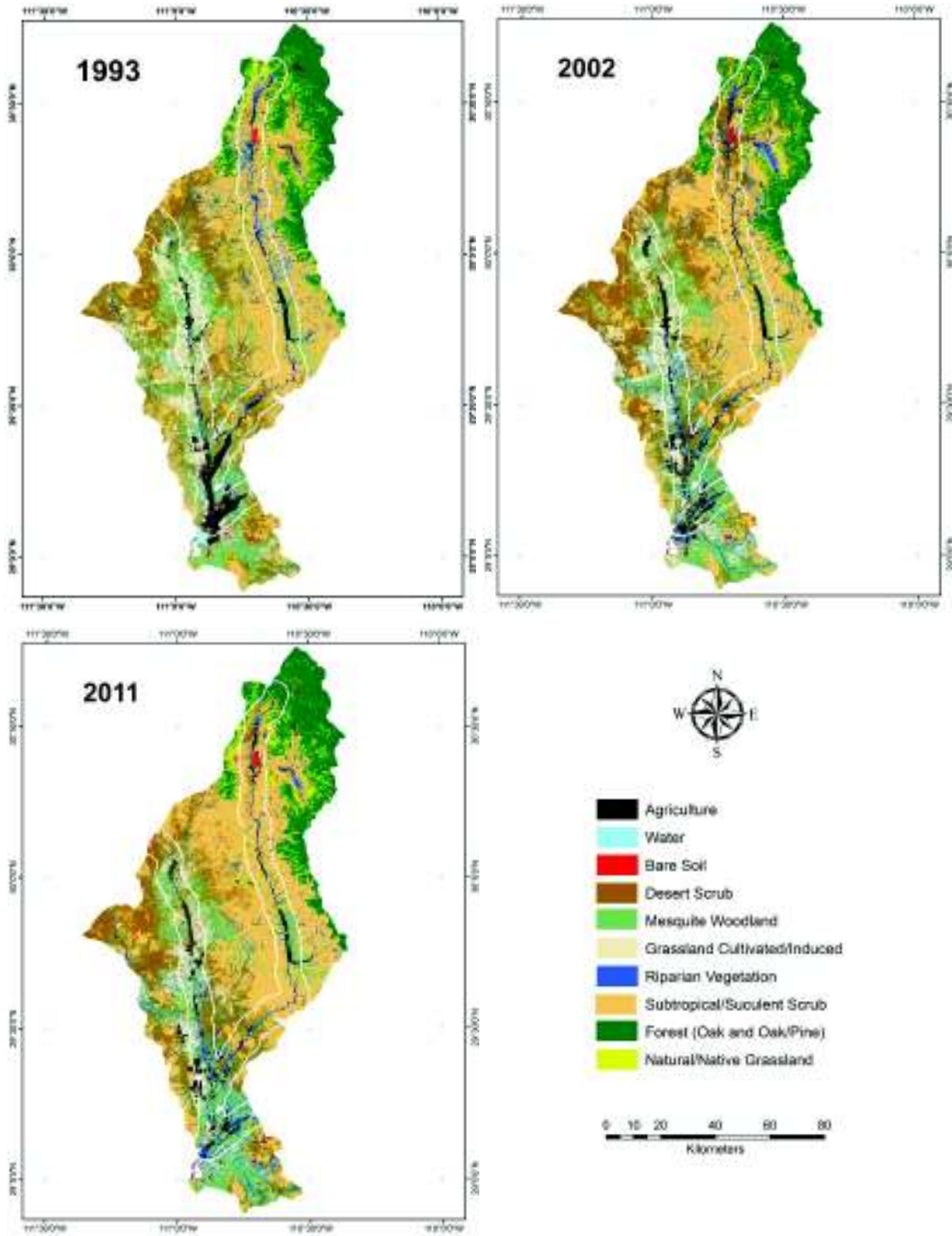


Figure 3. Results of land cover land use classifications for 1993, 2002 and 2011. A 5 km buffer was overlaid on the main rivers in the region.

3.2. Trends and Changes in the Riparian Areas (1993–2011)

Using the classification outputs and the 5 km buffer around the SMR and ZR, we calculated two statistics: (1) Total change per class through time; and (2) The change among classes through time focusing on the Agriculture, Riparian Vegetation and Grasslands classes [15, 44].

3.2.1. Land Cover Trends along the Rivers

We proceeded to analyze the trends for the 5 km buffer around the SMR and ZR using the classified land cover maps (Table 5). We observed a general decrease in the Agriculture and Grasslands classes and a significant increase in the extent of the Subtropical and Desert Scrub classes. We also observed very little change in the Riparian Vegetation areas (Table 5).

Table 5. Land cover trends for the 5 km buffer in the ZR and SMR sub-watersheds.

Class Name	Area Ha 1993	Area Ha 2002	Area Ha 2011	Change Ha (1993–2011)	% Change (1993–2011)
Agriculture	21,883	21,231	14,763	-7120	-32.5
Water	964	60	62	-902	-93.6
Bare Soil	2845	3337	4134	1289	45.3
Desert Scrub	30,452	41,247	34,936	4484	14.7
Mesquite Woodland	49,039	49,151	50,745	1706	3.5
Grassland Cultivated/Induced	43,089	37,880	34,004	-9085	-21.1
Riparian Vegetation	22,176	22,567	22,801	625	2.8
Subtropical/Succulent Scrub	79,646	75,146	87,779	8133	10.2
Forest (Oak and Oak/Pine)	5823	6851	7922	2099	36.0
Natural/Native Grassland	4884	3332	3658	-1226	-25.1

Human activities have caused a drastic change in land cover throughout the SMR and ZR sub-watersheds. Some of the most important changes are related to the establishment and abandonment of agricultural fields (vineyards, pecan orchards, pastures and others), the cultivation of buffelgrass pastures and extensive cattle ranching activities [20, 68]. It is important to mention that changes in the area might be related to other factors such as climatic trends, species competition and water redistribution [68, 69].

The previous results suggest two important trends. First, the extent of area used as agricultural land near the river has been decreasing. This is consistent with data suggesting that water is now being used for urban use rather than for agricultural purposes [68]. This has led to restrictions on water for agriculture and the abandonment of activities along both rivers. Second, the observed decrease in area indicates that induced grasslands used as pastures are not as resilient or pervasive as suggested previously [20–22]. This was expected since the maintenance of the pastures is often intensive [37] and the governmental programs that introduced them are no longer providing the means to implement more grasslands or maintain the current pastures [70].

3.2.2. Changes in Induced Grasslands, Agriculture and Riparian Vegetation in the SMR-ZR (1993–2011)

Using the land cover change maps derived for 1993–2011 and the 5 km buffer for our riparian zone, we were able to analyze how and where Agriculture, Induced Grasslands and Riparian Vegetation changed in our study area.

Riparian Vegetation

Our results show that Riparian Vegetation is more prone to change than Subtropical/Succulent Scrub, Mesquite Woodland or Agriculture even though these classes most often converted to Riparian Vegetation (Table 6). These results were mostly expected since agricultural fields are often established (or abandoned) near the riparian areas. Riparian Vegetation has been experiencing structural changes to its plant community composition due to the encroachment of mesquite woodlands along the rivers and conversion to Subtropical/Succulent Scrub vegetation [71].

Table 6. Land cover trends relative to the Riparian Vegetation class along the 5 km buffer in both sub-watersheds.

From	To	1993–2011 Ha
Riparian Vegetation	Agriculture	1639
Riparian Vegetation	Water	1
Riparian Vegetation	Bare Soil	134
Riparian Vegetation	Desert Scrub	835

Riparian Vegetation	Mesquite Woodland	3198
Riparian Vegetation	Grassland Cultivated/Induced	411
Riparian Vegetation	Riparian Vegetation	9046
Riparian Vegetation	Subtropical/Succulent Scrub	6867
Riparian Vegetation	Forest (Oak and Oak/Pine)	14
Riparian Vegetation	Natural/Native Grassland	30
Agriculture	Riparian Vegetation	2415
Water	Riparian Vegetation	459
Bare Soil	Riparian Vegetation	222
Desert Scrub	Riparian Vegetation	1149
Mesquite Woodland	Riparian Vegetation	4766
Grassland Cultivated/Induced	Riparian Vegetation	1949
Subtropical/Succulent Scrub	Riparian Vegetation	2780
Forest (Oak and Oak/Pine)	Riparian Vegetation	6
Natural/Native Grassland	Riparian Vegetation	7

Cultivated/Induced Grasslands

Cultivated/Induced Grasslands are present due to cattle ranching activities and the necessity of ranchers to improve pastoral activities [37, 70]. Our results show conversion from this class to: Desert Scrub, Mesquite Woodland, Agriculture or Riparian Vegetation (Table 7). On the other hand, the classes most often converted to Cultivated/Induced Grasslands are Mesquite Woodlands, Desert Scrub and Agriculture. Due to the biological characteristics of the grasslands introduced in our study area [21], the dynamic exchange between this and the other classes mentioned above is expected and actively promoted by economic activities [70]. It seems that the conditions for grassland prairie growth in the study area are not adequate to replace Riparian Vegetation and change the systems state [72].

Table 7. Land cover trends relative to the Cultivated/Induced Grasslands class along the 5 km buffer in both sub-watersheds.

From	To	1993–2011 Ha
Grassland Cultivated/Induced	Agriculture	2184
Grassland Cultivated/Induced	Water	1
Grassland Cultivated/Induced	Bare Soil	870
Grassland Cultivated/Induced	Desert Scrub	7423
Grassland Cultivated/Induced	Mesquite Woodland	9338
Grassland Cultivated/Induced	Grassland Cultivated/Induced	19,804
Grassland Cultivated/Induced	Riparian Vegetation	1949
Grassland Cultivated/Induced	Subtropical/Succulent Scrub	1510
Grassland Cultivated/Induced	Forest (Oak and Oak/Pine)	<1
Grassland Cultivated/Induced	Natural/Native Grassland	7
Agriculture	Grassland Cultivated/Induced	2921

Water	Grassland Cultivated/Induced	46
Bare Soil	Grassland Cultivated/Induced	729
Desert Scrub	Grassland Cultivated/Induced	3604
Mesquite Woodland	Grassland Cultivated/Induced	5963
Riparian Vegetation	Grassland Cultivated/Induced	411
Subtropical/Succulent Scrub	Grassland Cultivated/Induced	517
Forest (Oak and Oak/Pine)	Grassland Cultivated/Induced	5
Natural/Native Grassland	Grassland Cultivated/Induced	3

Agriculture

Our results show a general decrease in Agriculture; however, the change from this to other land cover types varies (Table 8). We were able to observe that large amounts of land dedicated to Agriculture have been converting mainly to Mesquite Woodland, Induced Grassland or Riparian Vegetation. In addition, we found a few areas opened for agriculture during this period often at the expense of Mesquite Woodland and Riparian land cover classes.

Table 8. Land cover trends relative to the Agriculture class along the 5 km buffer in both sub-watersheds.

From	To	1993–2011 (Ha)
Agriculture	Agriculture	8170
Agriculture	Water	2
Agriculture	Bare Soil	473
Agriculture	Desert Scrub	905
Agriculture	Mesquite Woodland	6760
Agriculture	Grassland Cultivated/Induced	2921
Agriculture	Riparian Vegetation	2415
Agriculture	Subtropical/Succulent Scrub	228
Agriculture	Forest (Oak and Oak/Pine)	1
Agriculture	Natural/Native Grassland	7
Water	Agriculture	183
Bare Soil	Agriculture	220
Desert Scrub	Agriculture	565
Mesquite Woodland	Agriculture	1505
Grassland Cultivated/Induced	Agriculture	2184
Riparian Vegetation	Agriculture	1639
Subtropical/Succulent Scrub	Agriculture	278
Forest (Oak and Oak/Pine)	Agriculture	15
Natural/Native Grassland	Agriculture	4

We found a decrease of nearly 30% of the Agricultural area from 1993 to 2011. Other authors found similar trends in the area [68]. Changes were explained as a social response to the reallocation of water from agricultural to urban use, which was reflected in the

abandonment of farmland by small producers in the suburbs of the peri-urban areas of Hermosillo. The abandonment of agricultural areas is common in arid environments due to decrease in water availability [44]. Abandoned areas tend to experience re-establishment of riparian mesquite and desert scrub.

3.3. *Water Depth Relationship to Land Cover Dynamics along the Rivers (2002–2011)*

3.3.1. Land Cover Relationship to Water Depth (Stable Land Cover between 2002 and 2011)

The results show a significant difference between Riparian Vegetation, Induced Grasslands and Agriculture in regard to water depth (ANOVA $p < 0.01$). Specifically, we found that Riparian Vegetation distributes in a much shallower water depth (mean = 9.9 m, CI 95% = 0–10.9 m) than grasslands (mean = 48.3 m CI 95% = 38.3–58.3 m) and Agriculture (mean = 37.1 m CI 95% = 26.9–47.4 m) (Figure 4).

The previous was expected since Riparian Vegetation is not characterized by very deep root systems even when the vegetation structure has been modified and some phreatophytes like *Prosopis* species are present. Even though the literature suggests that Riparian Vegetation will only be present at depths no greater than 7 m [71], it seems like some of the species present in these particular systems can reach deeper water sources. This confirms that grasslands are dependent on rainfall and upper soil humidity to trigger and maintain biological cycles [73]. Agriculture in this region is dependent on irrigation rather than ground water depth (or even rainfall) [23, 25, 26].

According to our results, we observed a greater depth of water on the ZR than the SMR. Our results suggest that deeper groundwater is related to agricultural development (Figure 5). We found that 70% of agricultural fields are associated with areas where groundwater depth is greater than 29 m. On the other hand, about 68% of the area covered by Riparian Vegetation in both sub-watersheds is associated with water depths of between 1 to 20 meters. Due to water extraction practices leading to the lowering of the ground water levels, agricultural areas that were previously RE have potentially crossed water depth thresholds necessary for the riparian vegetation to reestablish [71].

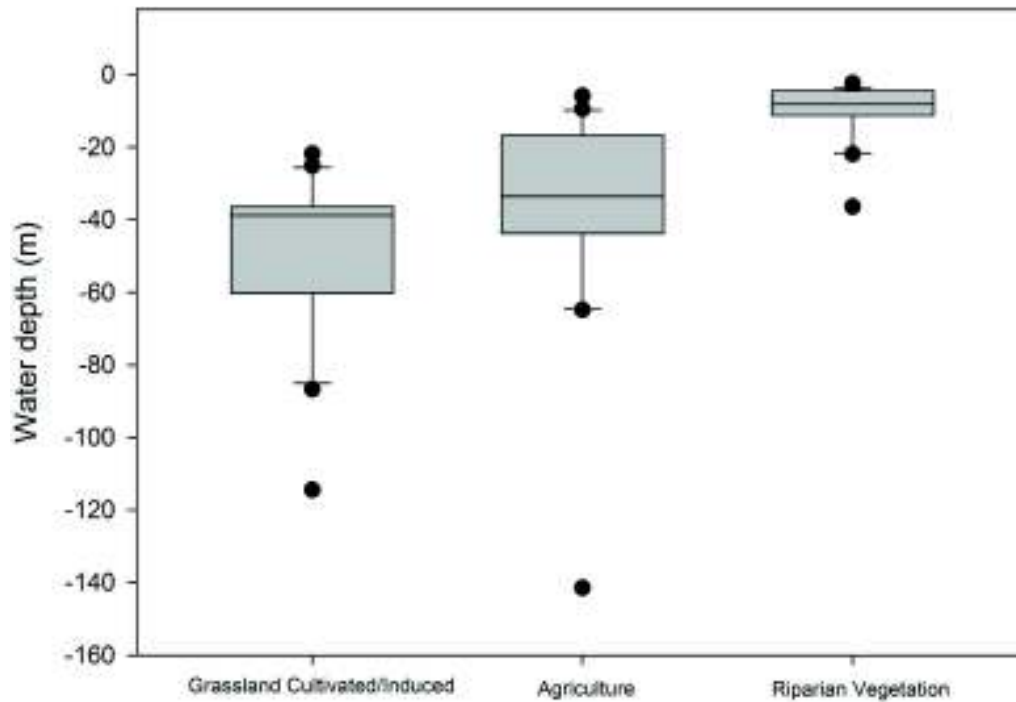


Figure 4. Land cover relationship to average water depth in the ZR and SMR sub-watersheds

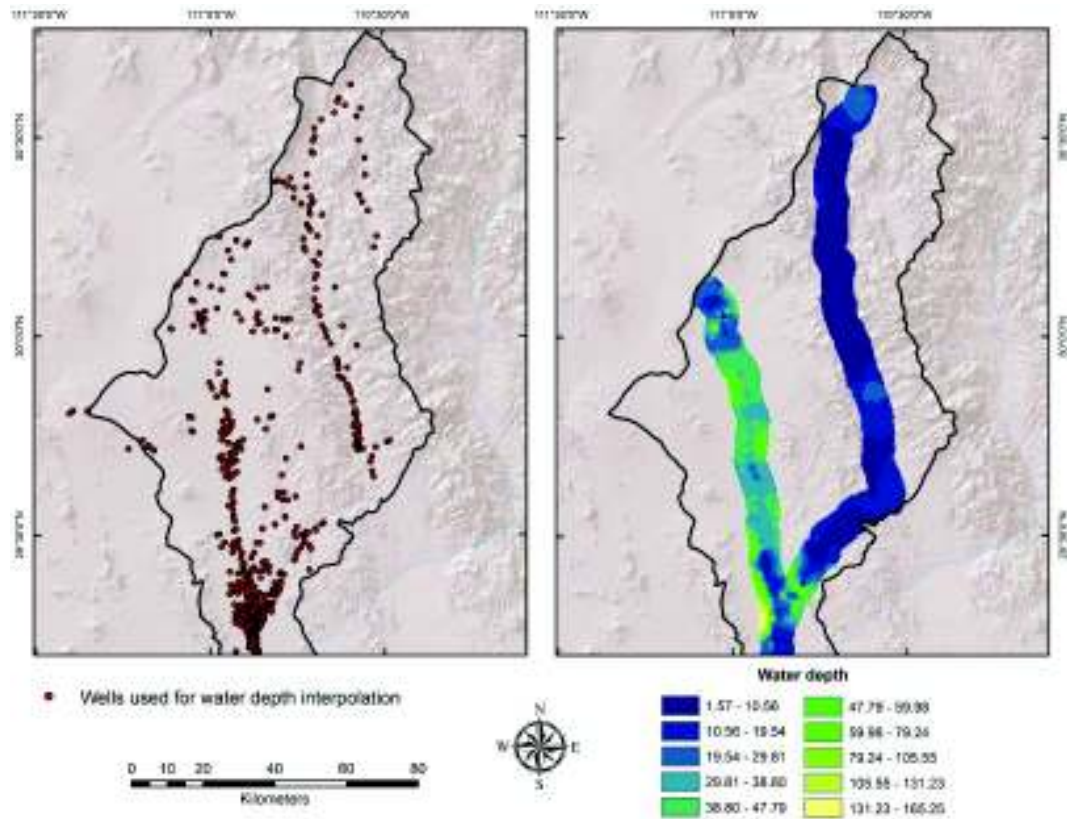


Figure 5. Well distribution from where water depth readings were collected (a) and 5 km buffer extraction; (b) of water depth surface (generated after IDW interpolation) along rivers.

3.3.2. Changes in Riparian Vegetation (between 2002 and 2011) Related to Water Depth

Our results show that riparian cover converted mostly to Subtropical/Succulent Scrub in areas where the ground water levels were shallower than seven meters (Table 9). This was expected according to our ground water depth maps (Figure 4). The portions of the rivers that have the shallowest ground water occur mostly in the upper latitudes of the SMR where the adjacent vegetation is mostly Subtropical/Succulent Scrub.

Table 9. Changes in riparian vegetation related to Water depth less than seven meters (changes from 2002 to 2011).

From	To	Ha
Riparian Vegetation	Agriculture	264
Riparian Vegetation	Bare Soil	106
Riparian Vegetation	Desert Scrub	108
Riparian Vegetation	Mesquite Woodland	122
Riparian Vegetation	Grassland Cultivated/Induced	27
Riparian Vegetation	Riparian Vegetation	3195
Riparian Vegetation	Subtropical/Succulent Scrub	2164
Riparian Vegetation	Natural Grassland	3
Agriculture	Riparian Vegetation	849
Bare Soil	Riparian Vegetation	4
Desert Scrub	Riparian Vegetation	82
Mesquite Woodland	Riparian Vegetation	178
Grassland Cultivated/Induced	Riparian Vegetation	5
Subtropical/Succulent Scrub	Riparian Vegetation	226
Forest (Oak and Oak/Pine)	Riparian Vegetation	<1
Natural Grassland	Riparian Vegetation	<1

The class that converted most to Riparian Vegetation, in areas where the ground water levels were deeper than seven meters, was Agriculture (Table 10). This can be explained by the fact that agricultural fields are highly managed systems, independent of ground water depth. The conversion of Riparian Vegetation to Mesquite Woodlands was apparent during field work and has been reported in the literature [17]. The change from Riparian Vegetation to phreatophytes with long and deep root systems, like *Prosopis spp.*, might be a consequence of an increase in the depth of ground water [17, 74].

Mesquite Woodland and Agriculture are the classes that converted most to Riparian Vegetation, a trend that seems to be unrelated to ground water depth. However, it seems that Riparian Vegetation might be able to persist in environments with ground water depths greater

than 7 m when modified by vegetation from adjacent land cover types. Our results show a constant exchange between Mesquite Woodland and Riparian Vegetation this was expected since our field observations and the literature [17, 29, 75, 76] indicate that mesquite dominated vegetation tend to replace or modify the structure of ecosystems including riparian habitats.

The net change in Riparian Vegetation using the 7 m threshold shows that riparian areas have not undergone significant reduction or increase. However, we believe that the functionality of the environment has been heavily modified. Based on a literature review [17, 71, 74, 77, 78] and field observations of exchange between Riparian Vegetation and Mesquite Woodlands we can say that mesquites are becoming common vegetation present on the rivers of this region.

Table 10. Changes in Riparian Vegetation related to Water depth greater than seven meters (changes from 2002 to 2011).

From	To	Ha
Riparian Vegetation	Agriculture	781
Riparian Vegetation	Water	3
Riparian Vegetation	Bare Soil	58
Riparian Vegetation	Desert Scrub	699
Riparian Vegetation	Mesquite Woodland	2869
Riparian Vegetation	Grassland Cultivated/Induced	772
Riparian Vegetation	Riparian Vegetation	8181
Riparian Vegetation	Subtropical/Succulent Scrub	1980
Riparian Vegetation	Forest (Oak and Oak/Pine)	<1
Riparian Vegetation	Natural Grassland	2
Agriculture	Riparian Vegetation	1741
Water	Riparian Vegetation	6
Bare Soil	Riparian Vegetation	84
Desert Scrub	Riparian Vegetation	566
Mesquite Woodland	Riparian Vegetation	3728
Grassland Cultivated/Induced	Riparian Vegetation	1152
Subtropical/Succulent Scrub	Riparian Vegetation	1078
Forest (Oak and Oak/Pine)	Riparian Vegetation	45
Natural Grassland	Riparian Vegetation	1

4. Conclusions

This study addresses techniques and methodologies to use remote sensing products and derive tools for real applications regarding the study of riparian land cover in arid

environments. Moreover, it highlights the usefulness of a classification and land cover change detection approach to obtain timely information for decision making in developing countries.

Specifically, in this study, we found evidence suggesting that threats to riparian habitats in arid environments might come from multiple human factors due to economic activities developed in specific areas. We were able to observe fluctuation in the riparian land cover with the introduction and implementation of nonnative grasses. We observed interchange between Mesquite Woodland, Subtropical/Succulent Scrub and Riparian Vegetation. We believe that further details of these interchanges might be exposed through the study of the relationship of vegetation types to factors such as ground water depth and climatic adaptation.

We were able to capture differences in distribution and change of land cover classes in relation to water depth. Our results agree with the idea that Riparian Vegetation distributes mostly in areas of shallow water (water depth less than 10 m). However, we also found that Riparian Vegetation might thrive in areas with deeper water depth than previously reported. As expected, land cover distribution, as a function of water depth, was key for Riparian Vegetation, but not for other land cover classes analyzed (Grassland Cultivated/Induced and Agriculture).

The RE in arid environments can be considered extremely diverse in terms of the number of species, processes, functions and usage (by humans) when compared to adjacent vegetation or land cover types. It is important to study these environments in arid lands; even though the area occupied by them is small, their importance is enormous for the life in these zones. Through remote sensing and spatial analysis we have been able to further our understanding on how “arid wetlands” interact with the environment and how they change through time.

References

1. Costanza, R.; d'Arge, R.; Limburg, K.; Grasso, M.; de Groot, R.; Faber, S.; O'Neill, R.; van den Belt, M.; , J.; Raskin, R. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 1997, 387,253–260. [CrossRef]
2. Wilson, M.A.; Carpenter, S.R. Economic Valuation of Freshwater Ecosystem Services in the United States: 1971–1997. *Ecol. Appl.* 1999, 9, 772–783.
3. Granados-Sánchez, D.; Hernández-García, M.; López-Ríos, G. Ecología de las zonas ribereñas. *Rev. Chapingo Ser* 2006, 12, 55–69. (In Spanish)
4. Makkeasorn, A.; Chang, N.-B.; Li, J. Seasonal change detection of riparian zones with remote sensing images and genetic programming in a semi-arid watershed. *J. Environ. Manag.* 2009, 90, 1069–1080. [CrossRef] [PubMed]
5. Zaimes, G.; Nichols, M.; Green, D.; Crimmins, M. Understanding Arizona's Riparian Areas. College of Agriculture and Life Sciences, University of Arizona, Tucson, AZ, 2007. Available online: <http://extension.arizona.edu/sites/extension.arizona.edu/files/pubs/az1432.pdf> (accessed on 4 August 2016).
6. Myers, N. Threatened biotas: “Hot spots“ in tropical forests. *Environmentalist* 1988, 8, 187–208. [CrossRef] [PubMed]
7. Myers, N. The biodiversity challenge: Expanded hot-spots analysis. *Environmentalist* 1990, 10, 243–256. [CrossRef] [PubMed]
8. De Groot, R.S.; Alkemade, R.; Braat, L.; Hein, L.; Willemsen, L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 2010, 7, 260–272. [CrossRef]
9. Loomis, J.; Kent, P.; Strange, L.; Fausch, K.; Covich, A. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: Results from a contingent valuation survey. *Ecol. Econ.* 2000, 33, 103–117. [CrossRef]
10. Assessment, M.E. *Ecosystems and Human Well-Being*; Island Press: Washington, DC, USA, 2005; Volume 5.
11. Orúe, M.E.; Booman, G.C.; Larterra, P. Uso de la tierra, configuración del paisaje y el filtrado de sedimentos y nutrientes por humedales y vegetación ribereña. In *Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, Herramientas y Aplicaciones Para el Ordenamiento Territorial*; INTA Ediciones: Buenos Aires, Argentina, 2011; pp. 237–254. (In Spanish)
12. Sweeney, B.W.; Bott, T.L.; Jackson, J.K.; Kaplan, L.A.; Newbold, J.D.; Standley, L.J.; Hession, W.C.; Horwitz, R.J. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 2004, 101, 14132–14137. [CrossRef] [PubMed]
13. Ffolliott, P.F.; DeBano, L.F.; Baker, M.B., Jr.; Neary, D.G.; Brooks, K.N. Hydrology and impacts of disturbances on hydrologic function. In *Riparian Areas of the Southwestern*

- United States: Hydrology, Ecology, and Management; Baker, M.B., Ffolliott, P.F., DeBano, L.F., Neary, D.G., Eds.; CRC: Boca Raton, FL, USA, 2004; p. 51.
14. Scott, M.L.; Nagler, P.L.; Glenn, E.P.; Valdes-Casillas, C.; Erker, J.A.; Reynolds, E.W.; Shafroth, P.B.; Gomez-Limon, E.; Jones, C.L. Assessing the extent and diversity of riparian ecosystems in Sonora, Mexico. *Biodivers. Conserv.* 2009, 18, 247–269. [CrossRef]
 15. Villarreal, M.L.; Van Leeuwen, W.J.; Romo-Leon, J.R. Mapping and monitoring riparian vegetation distribution, structure and composition with regression tree models and post-classification change metrics. *Int. J. Remote Sens.* 2012, 33, 4266–4290. [CrossRef]
 16. DeBano, L.F.; DeBano, S.J.; Wooster, D.E.; Baker, M.B., Jr. Linkages between riparian corridors and surrounding watersheds. In *Riparian Areas of the Southwestern United States: Hydrology, Ecology, and Management*; CRC Press LLC: Boca Raton, FL, USA, 2004; p. 408.
 17. Patten, D.T. Riparian ecosystems of semi-arid north america: Diversity and human impacts. *Wetlands* 1998, 18, 498–512. [CrossRef]
 18. Strauch, A.; Kapust, A.; Jost, C. Impact of livestock management on water quality and streambank structure in a semi-arid, African ecosystem. *J. Arid Environ.* 2009, 73, 795–803. [CrossRef]
 19. Arriaga, L.; Castellanos, A.E.; Moreno, E.; Alarcón, J. Potential ecological distribution of alien invasive species and risk assessment: A case study of buffel grass in arid regions of Mexico. *Conserv. Biol.* 2004, 18, 1504–1514. [CrossRef]
 20. Burquez-Montijo, A.; Miller, M.; Martinez-Yrizar, A.; Tellman, B. Mexican grasslands, thornscrub, and the transformation of the sonoran desert by invasive exotic buffelgrass (*Pennisetum ciliare*). In *Invasive Exotic Species in the Sonoran Region*; University of Arizona Press: Tucson, AZ, USA, 2002; p. 424.
 21. Castellanos, A.; Yanes, F.; Valdez-Zamudio, D. Drought-Tolerant Exotic Buffelgrass and Desertification. In *Weeds Across Borders: Proceedings of a North American Conference*; University of Arizona Press: Tucson, Arizona, USA, 2002; pp. 99–112.
 22. Franklin, K.A.; Lyons, K.; Nagler, P.L.; Lampkin, D.; Glenn, E.P.; Molina-Freaner, F.; Markow, T.; Huete, A.R. Buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) land conversion and productivity in the plains of Sonora, Mexico. *Biol. Conserv.* 2006, 127, 62–71. [CrossRef]
 23. Moreno-Vazquez, J.L. y Navarro-Navarro L.A. El fortalecimiento de la resiliencia de corredores riparios áridos: Ecohidrología y toma de decisiones en la cuenca del río san miguel. Unpublished work. 2016. (In Spanish)
 24. Ffolliott, P.F.; DeBano, L.F. *Riparian Areas of the Southwestern United States: Hydrology, Ecology, and Management*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2003.
 25. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea acuífero (2625) Rio San Miguel estado de Sonora. *Diario Oficial de la Federación* 2009(a). Available online:

- <http://www.conagua.gob.mx/OCNO07/Noticias/2625%20R%C3%ADo%20San%20Miguel.pdf> (accessed on 4 August 2016).
26. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea acuífero (2625) Rio Zanjón estado de Sonora. Diario Oficial de la Federación 2009(b). Available online: <http://www.conagua.gob.mx/OCNO07/Noticias/2626%20R%C3%ADo%20Zanj%C3%B3n.pdf> (accessed on 4 August 2016).
 27. Ames, C.R. Importance, Preservation, and Management of Riparian Habitat: A Symposium; Technical Report RM-43; USDA Forest Service Gen.: Denver, CO, USA, 1977; pp. 49–51.
 28. Belsky, A.J.; Matzke, A.; Uselman, S. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *J. Soil Water Conserv.* 1999, 54, 419–431.
 29. Nie, W.; Yuan, Y.; Kepner, W.; Nash, M.S.; Jackson, M.; Erickson, C. Assessing impacts of landuse and landcover changes on hydrology for the upper San Pedro watershed. *J. Hydrol.* 2011, 407, 105–114. [CrossRef]
 30. Webb, R.H.; Leake, S.A.; Turner, R.M. *The Ribbon of Green: Change in Riparian Vegetation in the Southwestern United States*; University of Arizona Press: Tucson, AZ, USA, 2007.
 31. Kepner, W.G.; Watts, C.J.; Edmonds, C.M.; Maingi, J.K.; Marsh, S.E.; Luna, G. A landscape approach for detecting and evaluating change in a semi-arid environment. *J. Environ. Monit. Assess.* 2000, 64, 179–195. [CrossRef]
 32. Mather, P.; Tso, B. *Classification Methods for Remotely Sensed Data*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2009.
 33. Jensen, J.R. *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective*; University of South Carolina: Columbus, OH, USA, 1986.
 34. Lu, D.; Mausel, P.; Brondizio, E.; Moran, E. Change detection techniques. *Int. J. Remote Sens.* 2004, 25, 2365–2401. [CrossRef]
 35. Singh, A. Review article digital change detection techniques using remotely-sensed data. *Int. J. Remote Sens.* 1989, 10, 989–1003. [CrossRef]
 36. Longley, P. *Geographic Information Systems and Science*; John Wiley & Sons: Chichester, UK, 2005; p. 517.
 37. Bravo Peña, L.C.; Castellanos Villegas, A.E.; Doode Matsumoto, O.S. 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 Soc. (Hermosillo, Son.)* 2010, 18, 209–241. (In Spanish)
 38. INEGI. Red hidrográfica escala 1:50,000 edición 2.0. Available online: <http://www.Inegi.Org.Mx/geo/contenidos/topografia/descarga.aspx> (accessed on 11 June 2016).

39. CONAGUA. Programa de Medidas Preventivas y de Mitigación de la Sequía para el Consejo de Cuenca alto Noroeste. Programa Nacional Contra la Sequía (PRONACOSE). Available online: http://www.Pronacose.Gob.Mx/Pronacose14/Contenido/Documentos/Imta_Conagua%20cuenca%20noroeste%20salida.Pdf (accessed on 18 November 2015).
40. Universidad de Sonora (UNISON). Estudio geohidrológico de las subcuencas de los ríos Sonora, Zanjon, San Miguel, Mesa del Seri-La Victoria y cuenca Bacoachito. Informe final. Comisión Estatal del Agua. Unpublished Work. 2005. (In Spanish).
41. Shreve, F.; Wiggins, I.L. *Vegetation and Flora of the Sonoran Desert*. Vols. 1 and 2; Stanford University Press: Stanford, CA, USA, 1964; pp. 1–840.
42. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH). Inventario Forestal Nacional periódico, México 94, Memoria Nacional. Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre, México, D.F. 1994. Available online: http://repositorio.inecc.gob.mx/ae2/ae_333.750972_m49508i_1994.pdf (accessed on 2 February 2016). (In Spanish).
43. Nabhan, G.P.; Sheridan, T.E. Living fencerows of the Rio San Miguel, Sonora, Mexico: Traditional technology for floodplain management. *Hum. Ecol.* 1977, 5, 97–111. [CrossRef]
44. Romo-Leon, J.R.; van Leeuwen, W.J.; Castellanos-Villegas, A. Using remote sensing tools to assess land use transitions in unsustainable arid agro-ecosystems. *J. Arid Environ.* 2014, 106, 27–35. [CrossRef]
45. USGS. Earthexplorer. Available online: <http://earthexplorer.usgs.gov/> (accessed on 18 July 2014).
46. Ju, J.; Roy, D.P.; Vermote, E.; Masek, J.; Kovalskyy, V. Continental-scale validation of MODIS-based and LEDAPS landsat ETM+ atmospheric correction methods. *Remote Sens. Environ.* 2012, 122, 175–184. [CrossRef]
47. Wolfe, R.; Masek, J.; Saleous, N.; Hall, F. Ledaps: Mapping North American Disturbance from the Landsat Record. In *Proceedings of the 2004 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS'04)*, Anchorage, AK, USA, 20–24 September 2004.
48. Anderson, J.R. *A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data*; US Government Printing Office: Washington, DC, USA, 1976; Volume 964.
49. Coppin, P.; Jonckheere, I.; Nackaerts, K.; Muys, B.; Lambin, E. Review article digital change detection methods in ecosystem monitoring: A review. *Int. J. Remote Sens.* 2004, 25, 1565–1596. [CrossRef]
50. Shalaby, A.; Tateishi, R. Remote sensing and GIS for mapping and monitoring land cover and land-use changes in the Northwestern coastal zone of Egypt. *Appl. Geogr.* 2007, 27, 28–41. [CrossRef]
51. Breiman, L.; Friedman, J.; Olshen, R.; Stone, C.J.; Olshen, R.A. *Classification and Regression Trees*; CRC Press: Belmont, CA, USA, 1984.

52. Roe, B.P.; Yang, H.J.; Zhu, J.; Liu, Y.; Stancu, I.; McGregor, G. Boosted Decision Trees as an Alternative to Artificial Neural Networks for Particle Identification. *Nucl. Instrum. Meth. A* 2005, 543, 577–584. [CrossRef]
53. De'ath, G.; Fabricius, K.E. Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 2000, 81, 3178–3192. [CrossRef]
54. De Fries, R.; Hansen, M.; Townshend, J.; Sohlberg, R. Global land cover classifications at 8 km spatial resolution: The use of training data derived from Landsat imagery in decision tree classifiers. *Int. J. Remote Sens.* 1998, 19, 3141–3168. [CrossRef]
55. Friedl, M.A.; McIver, D.K.; Hodges, J.C.; Zhang, X.; Muchoney, D.; Strahler, A.H.; Woodcock, C.E.; Gopal, S.; Schneider, A.; Cooper, A. Global land cover mapping from MODIS: Algorithms and early results. *Remote Sens. Environ.* 2002, 83, 287–302. [CrossRef]
56. Tucker, C.J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sens. Environ.* 1979, 8, 127–150. [CrossRef]
57. Avery, T.E.; Berlin, G.L. *Fundamentals of Remote Sensing and Airphoto Interpretation*; Macmillan: New York, NY, USA, 1992.
58. Huete, A.R. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sens. Environ.* 1988, 25, 295–309. [CrossRef]
59. Van Leeuwen, W.J.; Huete, A.R.; Laing, T.W. MODIS vegetation index compositing approach: A prototype with AVHRR data. *Remote Sens. Environ.* 1999, 69, 264–280. [CrossRef]
60. Huete, A.; Didan, K.; Miura, T.; Rodriguez, E.P.; Gao, X.; Ferreira, L.G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens. Environ.* 2002, 83, 195–213. [CrossRef]
61. Crist, E.P.; Cicone, R.C. A physically-based transformation of Thematic Mapper data—The TM tasseled cap. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 1984, 22, 256–263. [CrossRef]
62. Collins, J.B.; Woodcock, C.E. An assessment of several linear change detection techniques for mapping forest mortality using multitemporal Landsat TM data. *Remote Sens. Environ.* 1996, 56, 66–77. [CrossRef]
63. Asner, G.P.; Keller, M.; Pereira, R.; Zweede, J.C. Remote sensing of selective logging in amazonia: Assessing limitations based on detailed field observations, Landsat ETM+, and textural analysis. *Remote Sens. Environ.* 2002, 80, 483–496. [CrossRef]
64. Congalton, R.G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* 1991, 37, 35–46. [CrossRef]
65. Foody, G.M. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sens. Environ.* 2002, 80, 185–201. [CrossRef]
66. Rogan, J.; Franklin, J.; Roberts, D.A. A comparison of methods for monitoring multitemporal vegetation change using Thematic Mapper imagery. *Remote Sens. Environ.* 2002, 80, 143–156. [CrossRef]

67. Congalton, R.G.; Green, K. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2008.
68. Díaz-Caravantes, R.E.; Sánchez-Flores, E. Water transfer effects on peri-urban land use/land cover: A case study in a semi-arid region of Mexico. *Appl. Geogr.* 2011, 31, 413–425. [CrossRef]
69. Nguyen, U.; Glenn, E.P.; Nagler, P.L.; Scott, R.L. Long-term decrease in satellite vegetation indices in response to environmental variables in an iconic desert riparian ecosystem: The upper San Pedro, Arizona, United States. *Ecohydrology* 2015, 8, 610–625. [CrossRef]
70. Bravo Peña, L.C.; Doode Matsumoto, O.S.; Castellanos Villegas, A.E.; Espejel Carbajal, I. 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. *Reg. Soc.* 2010, 22, 3–35. (In Spanish)
71. Stromberg, J.; Tiller, R.; Richter, B. Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semiarid regions: The San Pedro, Arizona. *Ecol. Appl.* 1996, 6, 113–131. [CrossRef]
72. Gunderson, L.H. Ecological resilience - In theory and application. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2003, 31, 425–439. [CrossRef]
73. Michel, H.C.; Oliva, F.G.; Rodríguez, J.C.; Villegas, A.E.C. Cambios en el almacenamiento de nitrógeno y agua en el suelo de un matorral desértico transformado a sabana de buffel (*Pennisetum ciliare* (L.) link). *Rev. Terra Latinoam.* 2015, 33, 79–94. (In Spanish)
74. Stromberg, J.C.; McCluney, K.; Dixon, M.; Meixner, T. Dryland riparian ecosystems in the American southwest: Sensitivity and resilience to climatic extremes. *Ecosystems* 2013, 16, 1–5. [CrossRef]
75. Pierini, N.A.; Vivoni, E.R.; Robles-Morua, A.; Scott, R.L.; Nearing, M.A. Using observations and a distributed hydrologic model to explore runoff thresholds linked with mesquite encroachment in the Sonoran Desert. *Water Resour. Res.* 2014, 50, 8191–8215. [CrossRef]
76. Scott, R.L.; Huxman, T.E.; Williams, D.G.; Goodrich, D.C. Ecohydrological impacts of woody-plant encroachment: Seasonal patterns of water and carbon dioxide exchange within a semiarid riparian environment. *Glob. Chang. Biol.* 2006, 12, 311–324. [CrossRef]
77. Stromberg, J.C.; Lite, S.J.; Rychener, T.J.; Levick, L.R.; Dixon, M.D.; Watts, J.M. Status of the riparian ecosystem in the upper San Pedro river, Arizona: Application of an assessment model. *Environ. Monit. Assess.* 2006, 115, 145–173. [CrossRef] [PubMed]
78. House-Peters, L.A.; Scott, C.A. Assessing the impacts of land use change on water availability, management, and resilience in arid region riparian corridors: A case study of the San Pedro and Rio Sonora watersheds in southwestern USA and northwestern Mexico. In *Proceedings of the XIV World Water Congress of the International Water Resources Association*, Porto de Galinhas, Brazil, 25–29 September 2011.

MAPPING CHANGES ON CARBON STORAGE AND PRODUCTIVITY SERVICES PROVIDED BY RIPARIAN ECOSYSTEMS OF SEMI-ARID ENVIRONMENTS IN NORTHWESTERN MEXICO

Romeo Méndez-Estrella¹, José Raúl Romo-León^{1,*} and Alejandro E. Castellanos¹

¹Departamento de Investigaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad de Sonora, Luis Donaldo Colosio s/n, entre Sahuaripa y Reforma, Colonia Centro, Hermosillo C.P. 83000, Son, México; mendzromeo@hotmail.com (R.M.-E.); acastell@guaymas.uson.mx (A.E.C.)

* Correspondence: joser2@email.arizona.edu; Tel.: +52-662-259-2169; Fax: +52-662-259-2195 9

Received: 22 June 2017 / Accepted: 24 September 2017 / Published: 26 September 2017

Abstract: We analyze the importance of riparian ecosystems (RE) as critical areas for carbon storage and productivity in semi-arid regions of Northwest Mexico. We calculated the carbon storage by land cover and compared temporal trends of basal productivity (MODIS) and pre-monsoon productivity (Landsat) of RE, to other land cover types. We used land cover maps generated previously for the region (years 1993, 2002, and 2011), assigning values of carbon stored in aerial and root biomass, as well as organic carbon stored in the soil. To estimate productivity (proxy), time series were generated using the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) values of Landsat 4–5 TM and MODIS for each land cover type. We found that RE stores 93,147 tC/ha, about 1.5 times the estimated storage for oak forest (65,048 tC/ha). Productivity of RE was similar to highly productive land cover types, such as agriculture and oak forest, and higher than in the rest of the ecosystems of the region. We also found that changes from RE to agriculture and cultivated grasslands represented a decrease in productivity ($p < 0.001$). Finally, we report a gradual decrease in basal productivity ($p = 0.0151$) and pre-monsoon productivity ($p = 0.031$) in the RE. These results help us understand that changes in land use, intensive use of water, and climate can influence the ecosystem services of productivity and carbon storage offered by RE in semi-arid areas.

Keywords: riparian ecosystems; ecosystem services; carbon storage; basal productivity; pre-monsoon productivity

1. Introduction

Riparian ecosystems (RE) are key elements for the function and assemblage of habitats in arid and semi-arid environments [1–3]. Moreover, numerous studies have found that many species (not only riparian species) in these areas depend on water, nutrients resources present in riparian habitats [4, 5]. RE resource richness is a consequence of the multiple ecological and hydrological processes such as high volumes of surface runoff, flooding regime, transport and deposition of organic matter, soil development, moisture retention, and biomass production [1–3, 6].

Arid and semi-arid RE are often cataloged as large carbon reserves [7, 8] due to their broad diversity and abundance of plant species, which can produce dense stands of individuals and large volumes of biomass, when compared to other arid ecosystems [9].

From an ecosystem services (ES) perspective, it is believed that riparian ecosystems of arid-semiarid zones (REAZ) provide a great variety and quantity of ES compared to the other ecosystems present in the same area [10]. In addition to materials and goods obtained, the REAZ offer multiple support, regulation services, acting as filters of agricultural pollutants, water purifiers, erosion control, carbon capture and storage, flood control, among others, and cultural services, which contribute to the development of functional coupled human and natural systems [11–15]. Despite the considerable provision of ES offered by the REAZ, there is a general lack of knowledge regarding key processes that affect the provision of these services.

In Mexico, only a limited quantity of ES has been subject to management or regulation in the REAZ. Due to their importance for economic-social development, ES related to water production and fertile land, are the most widely studied and regulated in REAZ in the country. However, services regarding primary productivity (support services) and carbon storage (regulation services) have been undervalued and scarcely studied.

Primary productivity is tightly related to ecosystem functioning and development, since it regulates material and energy exchange through photosynthetic-respiration activity [16]. It is also considered a support service, since it is the base for the “production” of other services. In this sense, when photosynthetically active radiation is converted into biomass and consumed by the livestock, or used as a fuel or as construction materials, productivity generates

provision services [17]. Energy that is transformed into biomass also provides the ES of carbon storage, promoting the regulation of climate [17].

The evidence of a gradual and significant increase in temperature over the last 100 years [18], derived from increased CO₂ levels in the atmosphere, has provoked the concern of the scientific and political community worldwide. In the face of this situation, decision-makers require accurate information regarding the current status and spatial distribution of sources sinks and storage of carbon at global, regional, and even local scales [19]. Interest has generally been focused on tropical and temperate forests, since those ecosystems represent the largest reservoirs of carbon in the world. However, it has been observed that carbon storage in the REAZ can match the levels of other ecosystems, such as the pine, oak [20, 21], and tropical dry forests [22].

Due to the limited evidence provided by the scientific community [23], there is a general lack of information regarding productive capacity and carbon storage in the REAZ. Therefore, in the case of Mexico, there are no legal mechanisms to protect these ecosystems and ensure the preservation of their ES.

Previous studies have calculated that arid environments of Northwestern Mexico have undergone extensive conversions, primarily due to agricultural use [24]. Therefore, it is imperative to improve our understanding regarding their capacity as and ES providers to be able to develop management guidelines according to their importance and prominence in arid landscapes.

The objective of the present study is to (1) provide evidence of the importance of the REAZ as critical areas for productivity and carbon storage services in a regional context, and (2) assess how these services can be affected by land and water use in semi-arid regions. For this, we developed the following objectives: (1) to estimate the carbon content in three different stocks (aerial biomass, root biomass, and in the soil) per land cover type present in an experimental REAZ; (2) determine the spatial distribution of carbon in three different years (1993, 2002, and 2011) using land cover maps of the study area [25]; (3) analyze NDVI values per land cover type in order to compare proxies of productivity between RE, and other ecosystems found in the same region; (4) quantify and analyze changes in carbon storage associated to changes in land use; and, finally (5) analyze the temporal trends in productivity per land cover type, as well as the behavior of these trends in RE. The present study will

contribute to increase our knowledge regarding carbon dynamics, and vegetation function, in key ecosystems of semi-arid environments.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

We selected the sub-basin “El Cajoncito—Arroyo del Carrizo” as our study area, which includes the San Miguel (SMR) and Zanjón (ZR) river regions [26]. It is located in North-Central Sonora (Mexico), approximately between latitudes $30^{\circ} 46'$ and $28^{\circ} 53'$ north and longitudes $110^{\circ} 33'$ and $110^{\circ} 45'$ west. The sub-basin approximate area is 9437 km^2 , and it covers 32% of the Sonora River basin. The El Cajoncito - Arroyo del Carrizo sub-basin provides most of the water for Hermosillo (the capital city of Sonora), since it feeds the Abelardo L. Rodríguez dam and multiple groundwater wells used to supply the city. Moreover, these river systems recharge aquifers that provide water for agricultural, public–urban, and fishing activities in at least eight municipalities in the State [27].

The mean elevation for the Zanjón River (ZR) region is 656 m, ranging from 1734 m in the Sierra de Cucurpe to 280 m in the lower reaches, where it converges with the San Miguel River (SMR). Both watersheds are subject to a bimodal precipitation pattern, with summer and winter monsoons. Precipitation in the ZR is the lowest in the entire basin of the Sonora River, with records of between 340 and 384 mm/year, occurring mostly during the summer monsoon. The annual mean temperature ranges between 21°C and 22°C [27]. The dominant land cover types in this region are desert scrub, cultivated and induced grassland (mainly buffel-grass (*Cenchrus ciliaris*)), subtropical/succulent scrub, and agriculture (annual and perennial) [25].

The San Miguel River region has a mean elevation of 948 m, with a maximum of 2439 m in the Sierra Azul and a minimum of 225 m at the Abelardo L. Rodríguez dam. Annual accumulated precipitation ranges from 423 mm to 575 mm (most of it occurring during the summer monsoon), with an average annual temperature ranging between 19°C and 22°C [28]. The dominant land cover types in this region are subtropical and desert scrub, oak/oak–pine forest, as well as natural/native grassland and riparian mesquite [25].

The presence of riparian vegetation is widespread in some sections of the SMR watercourse, mainly between Cucurpe and San Miguel de Horcasitas (Figure 1). Agricultural areas are found near main settlements like Cucurpe, Opodepe, Rayón, and San Miguel de Horcasitas. The most extensive agricultural fields are located at the riverbanks towards North Rayón. It is also worth noting that, despite the fact that topography makes it difficult to establish prairies of buffel-grass in the SMR sub-basin, extensive livestock production is also a significant activity.

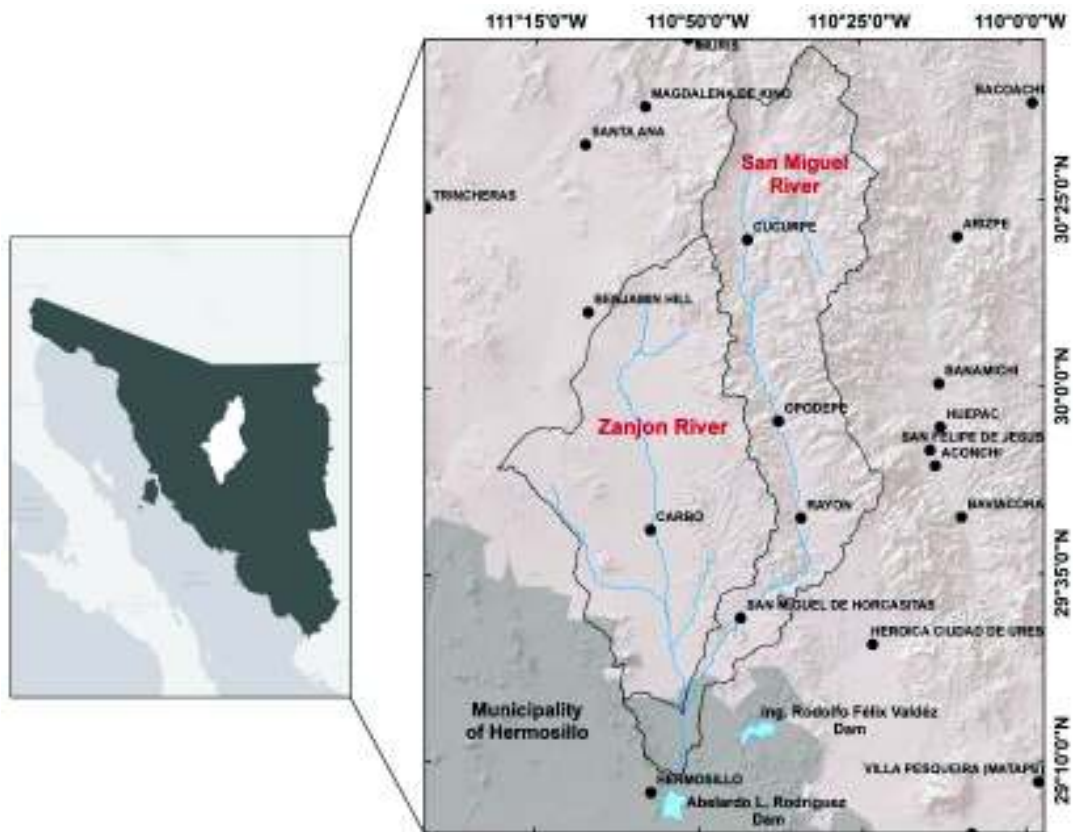


Figure 1. Study area location. The region of the San Miguel-Zanjón Rivers is located in the central part of the state of Sonora, Mexico.

Social and economic development in both regions has been closely related to the use and exploitation of the RE. Ground and surface water, as well as use of the fertile land on the floodplains are the most important ES provided by RE, and have allowed the development of agricultural and livestock production activities. The intensive use of the resources described

above exerts a constant pressure on the RE, compromising its structural and functional integrity, as well as their capacity to provide ES.

2.2. Mapping Critical Areas for Carbon Storage

2.2.1. Land Use and Cover Classification

This study used land cover maps generated by Méndez–Estrella et al. (2016) [25] (Figure 2), which were generated through supervised classification, using the CART (Classification and Regression Trees) model and the scheme of classes proposed by Anderson [29], considering a combination of physiognomic and life form criteria provided by diverse sources [30,31].

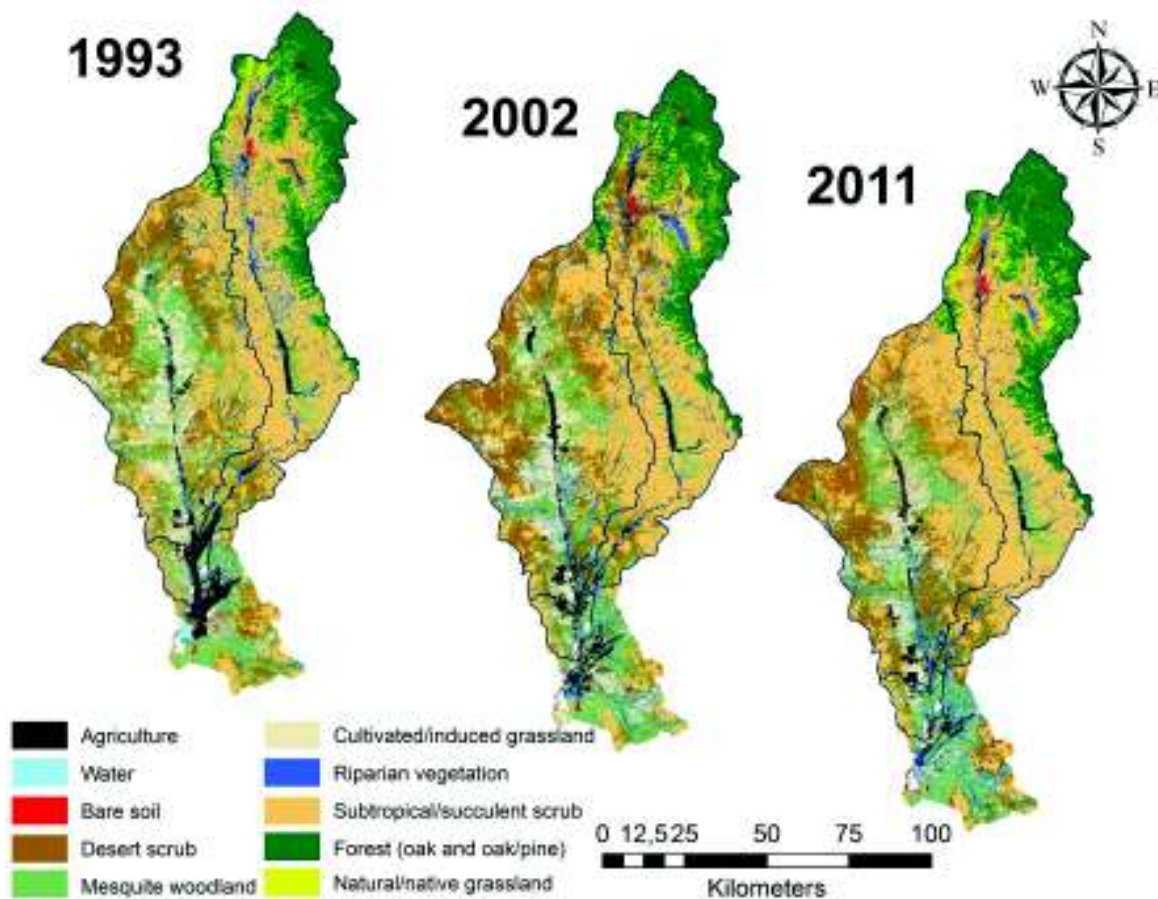


Figure 2. Classification of land cover used in this study [25].

Sampling (for classification training) for each of the land cover classes was made on the field, and also using orthorectified imagery with high spatial resolution. The training sample size ranged between 60 and 150 sites per land cover class defined in the scheme.

Once the training locations were collected, Landsat TM scenery (from Path 35-Row 39 and Path 35-Row 40) was selected for the years 1999, 2002, and 2011, assuring atmospheric and terrain correction [25]. A total of two images per year (on both scene locations) were collected from the United States Geological Survey [25].

Using the TM scenes and a digital elevation model (DEM) obtained also from the United States Geological Survey, we derived an array of variables used to create the thematic classification maps [25].

Global precisions of the classifications were greater than 79%, the precision values of the user and producer are in the range of 52% to 100% and the kappa coefficient is greater than 75% [25]. The classifications, therefore, comply with the acceptable limits of accuracy [32].

2.2.2. Carbon Storage by Land Cover Type

To identify critical areas for carbon storage we used land-use and land-cover maps of the area of interest, assigning each of the classes an average value of carbon, calculated from information collected in the field, or from previous studies [33]. In order to obtain values for carbon storage per land cover class, we used a combination of approaches ranging from the use of coefficients obtained from the literature to direct field sampling.

Our first approach to derive carbon storage values was through estimation obtained in previous studies, regarding biomass and carbon allocation in arid lands vegetation types [34–43]. The second step was to complement the previous using datasets from the National Forestry Inventory (NFI), provided by the National Forestry Commission (CONAFOR, for its Spanish acronym). Specifically, we used dendrometric measurements of diameter at breast height (DBH), which is collected for every tree with DBH greater than 7.5 cm at each sample plot (conglomerate), conducted on land cover types present in our study site (Appendix A). Results obtained from the previous measurements were fed to specific allometric equations (Appendix B), to obtain estimates for carbon storage on this cover types. Finally, direct field sampling

was carried out for riparian vegetation, where NFI estimation or data from the literature was not available.

Values of carbon stocks regarding (1) aerial biomass, (2) root biomass, and (3) organic carbon in the soil were calculated and fed into the model through the following procedure:

- (a) Aerial biomass per land cover type was estimated using the NFI information for the study area (Appendix A). Each NFI sampling unit is called a “conglomerate” and, in arid zones, has an area of 1600 m² [44]. The diameter at breast height (DBH) data was used to calculate biomass per species in each “conglomerate”, applying the allometric equations reported in the literature [45, 46]. Each “conglomerate” sample size was between 7 and 39 trees (depending on land cover type), and the total biomass by conglomerate was estimated in ton/ha.
- (b) Aerial biomass of cultivated/induced grassland (not included in the NFI sampling sites), was obtained from regional studies regarding this variable [34], using similar sites to the land cover type of interest.
- (c) Aerial biomass of perennial and annual agriculture was obtained from the “Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera” database [35].
- (d) For the riparian ecosystems of the SMR (Riparian vegetation), which differs from Riparian mesquite (composed mainly by *Prosopis*, *Cercidium*, *Acacia*) due to the floristic composition (species of the genera *Populus*, *Salix*, *Bacharis*, etc.), no information was found in the NFI or in the literature. Therefore, eight field-sampling sites were established (with a sample size of 28 trees per site) using the NFI protocol, in which the DBH was measured (using only trees that had over 7.5 DBH) in order to enable the use of species-specific allometric equations (Appendix B).
- (e) For accumulated root biomass, we used previous works, which estimate shoot:root biomass ratios per vegetation type [36–39,41–43].
- (f) Finally, for the organic carbon stored in the soil, we obtained the reported carbon values for each soil type [36, 40].

The information generated through allometric equations or reported in the literature is expressed in biomass per hectare, before being finally converted to ton/ha of carbon. This conversion was performed by multiplying the biomass by the standard factor of conversion to

carbon, which is 0.47 according to the IPCC (2006) for most types of vegetal cover [47]. In the case of agriculture, different conversion values were used according to the particular type of crop present, as described in Carvajal et al. [41]. Appendix B presents the references for each calculation, or the bibliographic origins of the data that were used for the spatial modeling of critical areas for carbon storage.

2.2.3. Spatiotemporal Changes in Carbon Storage

Critical areas for carbon storage were obtained by applying the carbon storage and sequestration models, included in the Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST 3.1.0) [20].

Once estimated, carbon stocks were assigned to each land cover type, assuming that a spatiotemporal change among the different vegetation types, (e.g., riparian vegetation transformed to agriculture) translates into carbon storage changes. Therefore, an ecosystems service model (InVEST 3.1.0) was applied to each of the classified thematic maps previously obtained (years 1993, 2002, and 2011), in order to estimate carbon gains and losses in our study site. For each year classified, a carbon storage map was obtained, with a spatial resolution of 30 m corresponding to that of Landsat TM4–5 images.

2.3. *Productivity Estimations and Trends*

2.3.1. Vegetation Indices as Proxies for Productivity

Vegetation indices are highly correlated to photosynthetic activity [16], and are often used to assess vegetation function. These indices can be derived from sensors mounted on satellite platforms, from where we can obtain images at specific temporal resolutions [16]. We decided to use the MODIS and Landsat images to: (1) corroborate possible differences and trends in productivity with two sources of information; (2) complement the spatial resolution (with both MODIS and Landsat) of our analysis; and (3) to compare our results to those obtained in previous studies, with respect to the productivity trends found in the wetlands of the region [48, 49].

Vegetation indices are highly correlated to photosynthetic activity [16], and are often used to assess vegetation function. These indices can be derived from sensors mounted on satellite platforms, from where we can obtain images at specific temporal resolutions [16]. We decided to use the MODIS and Landsat images to: (1) corroborate possible differences and trends in productivity with two sources of information; (2) complement the spatial resolution (with both MODIS and Landsat) of our analysis; and (3) to compare our results to those obtained in previous studies, with respect to the productivity trends found in the wetlands of the region [48, 49].

$$\text{NDVI} = \frac{\text{NIR} - \text{RED}}{\text{NIR} + \text{RED}} \quad (1)$$

where NIR stands for near infrared reflectance and RED stands for red visible reflectance of the photosynthetically active radiation (PAR) spectral region.

In this study, the parameters obtained based on NDVI were: (1) “basal productivity”, using information from the MODIS sensor (MOD13Q1), which represents the proxy of vegetation productivity excluding the growing season [53], and (2) “pre-monsoon productivity”, based on Landsat TM 4–5 satellite images (from 1988 to 2011), which represents the proxy of productivity of vegetation before the growing season. The previous analysis contributes to increase our understanding, regarding the importance riparian ecosystems, which could be key to maintain ecological processes at regional scales, even during drought periods.

By constructing a MODIS NDVI time series from 2001 to 2012, using the 16-day NDVI composite of the MODIS sensor (MOD13Q1), we obtained phenological parameters of the vegetation at the regional scale [53]. This allowed us to understand key functions of the ecosystems analyzed, such as photosynthetic activity [16], and also helped us to analyze and predict the responses of the vegetation to changes in meteorological and management variables [54]. In order to analyze long-term trends of the proxy represented by the basal productivity [53] of each of the coverage types in our study area, we excluded the productivity of the seasonally active vegetation (small integral) from the total productivity during the time of growth (large integral) [53].

An NDVI time series based on Landsat TM4–5 satellite images (from 1988 to 2011) was also created. To accomplish this, we selected images taken prior to the summer monsoon for each year to analyze. The images were obtained from the Earth Explorer platform, managed by the United States Geological Survey [25] and chosen between March and April of each year. Two Landsat scenes were selected per year, due to the extent of our study area (Path 35-Row 39 and Path 35-Row 40). Once the images were obtained, information was extracted by coverage type that presented no changes over the period 1993–2011 [25].

2.3.2. Comparing Basal and Pre-Monsoon Productivity

Considering the hypothesis that the REAZ would be more productive than adjacent ecosystems, even in periods of the year where productivity is limited by the reduced availability of rainwater [1–3, 6], it is important to determine annual differences in basal (MODIS 2001–2012) and pre-monsoon (Landsat 1993–2011) productivity values between riparian vegetation and the surrounding land cover types. We used a Kruskal–Wallis test, to analyze general differences between land cover types and to compare land cover using Dunn’s method [55]. The data used was MODIS and Landsat NDVI values of the pixels corresponding to each land cover type.

To assess land use change impact on RE productivity, we compared NDVI values representing the growing season (large integral of MODIS) in RE which remained unchanged over the 2002–2011 period, versus those that underwent changes and were substituted by other land cover type. We focused primarily in changes between riparian vegetation and agriculture and cultivated/induced grassland and vice versa. For this analysis, we used the large integral of MODIS corresponding to the year 2011 only, in order to ensure that all of the transitions between land cover classes were complete. The data obtained was analyzed using a Mann–Whitney U rank sum test, to determine possible differences between productivity of preserved RE and sections of the river that have undergone changes.

2.3.3. Trends on Basal and Pre-Monsoon Productivity

Knowledge of trends in productivity over time provides us with an indicator of an ecosystem’s condition facing climatic variations, and anthropogenic management [48, 49, 51].

Previous studies have documented the progressive decline of productivity in the riparian ecosystems of the upper San Pedro River in Arizona [49], and in extensive areas of mangrove in the southeastern coast of the Gulf of California in Sonora, Mexico [48]. Since our study is located between the two areas mentioned above, and to increase our understanding of ongoing processes on the region, we assess the temporal trends of the NDVI values per vegetation type, using a simple linear least squares regression analysis. Specifically, we analyze the proxies of a) productivity before the summer monsoon based on Landsat and b) basal productivity based on MODIS.

2.4. Temperature, Precipitation, Runoff and Water Depth Effects on Productivity Trends

To analyze the relationship between productivity trends for each land cover type and climatic variability, we obtained the temporal trends of (1) annual mean temperature, (2) mean temperature of spring–summer and autumn–winter; (3) annual accumulated precipitation, and (4) accumulated precipitation of spring–summer and autumn–winter. Climatic parameters for each region were obtained using daily records of three climatological stations from the National Meteorology Center [56], located within the ZR and five stations within the SMR [56]. Then, the climatic parameters from each station were averaged and grouped according to the region (Table 1). A simple regression analysis was conducted for each parameter in of the regions (ZR and SMR). We also used data from the hydrological station “El Cajón”, located on the course of the SMR [57] to observe annual accumulated runoff.

Table 1. Meteorological stations used to analyze the trends in temperature and precipitation between 1988 and 2010.

REGION	CLIMATOLOGICAL
Zanjón River	00026074 Querobabi
	00026016 Carbó
	00026182 Pesqueira
San Miguel River	00026025 Cucurpe
	00026241 Meresichic
	00026064 Opodepe
	00026181 Rayón
	00026180 El Cajón

To test correlation between climatological and hydrological variability and productivity trends (MODIS and Landsat) of riparian vegetation and riparian mesquite, a Pearson product moment correlation analysis was performed.

Finally, we used spatial information regarding the distribution of water depth, as derived by Méndez-Estrella et al. [25], and the Landsat TM derived NDVI pre-monsoon for years 2007, 2008, 2009, and 2010 to perform a non-linear regression analysis, to assess riparian vegetation productivity as a function of water depth.

3. Results

3.1. Carbon Storage

3.1.1. Carbon Stocks and Allocation

Our findings show that the land cover types with greatest carbon storage in aerial biomass were riparian vegetation (33.5 TonC/ha), oak/oak–pine forest (11 TonC/ha), and riparian mesquite (4 TonC/ha). On the other hand, the land cover types storing the least carbon in their aerial tissue were: natural grassland, desert scrub, and cultivated grassland (prairies of buffel-grass) (with 2.85, 2.39 and 0.74 TonC/ha, respectively) (Table 2).

Table 2. Carbon stocks per land cover type.

LAND COVER	ABOVEGROUND CARBON (TONC/HA)			BELOWGROUND CARBON (TONC/HA)			SOIL CARBON (TON C/HA)	TOTAL CARBON (TON C/HA)
	mean	σ	Data source	mean	σ	Root: shoot ratio and source of data	Organic carbon values and source of data	
Riparian vegetation	33.47	17.08	Allometric equations and field sampling (8 plots, mean sample size: 28 trees by plot)	10.72	2.92	0.320 [36,42]	48.95 [36]	93.147
Forest (oak and oak/pine)	11.0	8.47	Allometric equations and data obtained in the INF (63 plots, mean sample size: 39 trees by plot)	3.25	2.50	0.295 [39]	50.8 [36]	65.048
Riparian mesquite	4.02	1.14	Allometric equations and data obtained in the NFI (12 sampling plots, mean sample size: 19 trees by plot)	4.27	1.22	1.063 [39]	48.95 [36]	57.245

Perennial agriculture	6.10	5.10	Records [35,43]	1.95	1.83	0.319 [43]	40.8 [40]	48.850
Subtropical/succulent scrub	2.91	2.66	Allometric equations and data obtained in the NFI (36 sampling plots, mean sample size: 17 trees by plot)	1.64	1.50	0.563 [39]	43.52 [36]	48.064
Irrigated agriculture	2.22	1.51	Records [35,41]	0.13	0.10	0.059 [41]	40.8 [40]	43.155
Mesquite woodland	3.48	2.89	Allometric equations and data obtained in the NFI (31 sampling plots, mean sample size: 7 trees by plot)	3.70	3.07	1.063 [39]	31.48 [36]	38.664
Desert scrub	2.39	1.78	Allometric equations and data obtained in the NFI (46 sampling plots, mean sample size: 7 trees by plot)	2.54	1.89	1.063 [39]	24 [40]	28.929
Natural/native grassland	2.85	2.35	Allometric equations and data obtained in the NFI (13 sampling plots, mean sample size: 15 trees by plot)	1.99	1.64	0.7 [37]	21.4 [40]	26.251
Cultivated/induced grassland	0.74	0.13	Bibliography [34]	0.61	0.10	0.82 [38]	21.4 [40]	22.754

Results from our analysis suggest higher carbon storage for riparian and riparian-mesquite root systems, than in the rest of the land cover types analyzed. In contrast, land cover types such as annual agriculture and cultivated grassland exhibit a lower quantity of accumulated carbon in the roots (Table 2). In subtropical scrub cover it has been reported that root systems have low storage carbon capacity [39]. This is due to the fact that this vegetation type is distributed mainly on slopes and hills of medium elevation, where soils are shallow [44]. Other vegetation types such as mesquite woodland and desert scrub are associated to deeper soils [44], allowing them to develop greater root biomass systems. Other studies have reported that root systems are the structural components with the highest proportion in the total biomass of mesquite woodland and desert scrub [9,58], which acts to increase the estimations of carbon stored below the soil, even compared to other coverage with greater aerial biomass (e.g., forest) (Table 2).

According to our analysis, oak/oak–pine forest, riparian vegetation, and subtropical scrub present high values for soil organic carbon, while grasslands, mesquite woodland, and

desert scrub present lower values. It should be noted that the quantity of carbon stored in the soil is up to three times greater than the carbon stock present in the aerial biomass of the vegetation [59].

Comprising the three carbon stocks mentioned before, riparian vegetation, oak/oak pine forest and the riparian mesquite present the highest stocks of carbon per unit area in the region. Nevertheless, considering the coverage of each vegetation type, subtropical scrub, forest (oak/oak–pine), mesquite woodland, and even desert scrub constitute a greater total storage of carbon compared to the riparian vegetation when considering the entire study area (Table 3).

Table 3. Values of total carbon considering the total area of each land cover type for 2011.

Land Cover	Pixels (30 x 30 m)	Cover (Ha)	Carbon per unit area (TonC/ha)	Total carbon (Ton)
Subtropical/succulent Scrub	3,528,729	317,586	48.06	15,264,435
Forest (oak and oak/pine)	1,347,073	121,237	65.05	7,886,196
Mesquite woodland	1,614,070	145,266	38.66	5,616,576
Desert scrub	1,715,565	154,401	28.93	4,466,662
Riparian mesquite	496,849	44,716	57.25	2,559,791
Cultivated/induced grassland	945,453	85,091	22.75	1,936,155
Riparian vegetation	113,194	10,187.	93.15	948,931
Natural/native grassland	357,958	32,216	26.25	845,708
Irrigated agriculture	165,361	14,882	43.16	642,254
Perennial agriculture	52,803	4,752	48.85	232,148

3.1.2. Spatial Distribution of the Carbon Storage

Land cover types with a greater carbon storage capacity are distributed in the mid- and northern sections of the SMR. For most of this area, our carbon storage estimations vary between roughly 48 and 93 TonC/ha, with minimum values of 22.75 TonC/ha in areas covered by cultivated/induced grassland. The ZR region presents carbon storage values between 0 and 22 TonC/ha in sites with cultivated or induced grasslands, and up to values between 48.064 to 57.245 TonC/ha, in the areas with subtropical scrub, perennial agriculture and riparian mesquite (Figures 2 and 3).

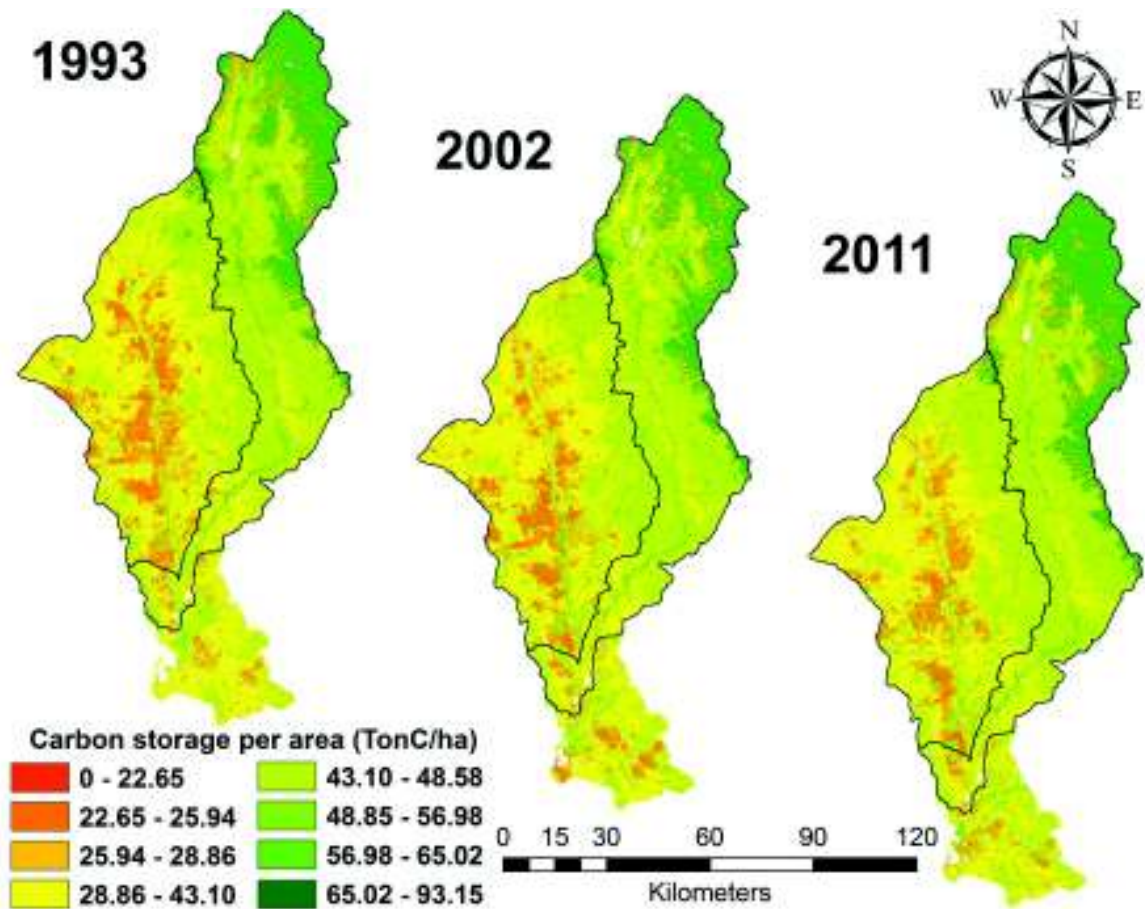


Figure 3. Spatial distribution of the carbon storage in the region of San Miguel River (SMR) – Zanjón River (ZR).

3.1.3. Spatiotemporal Changes in Carbon Storage

Our results describe how spatial and temporal changes in the land cover reflect changes in carbon storage. Figure 4 shows the effect of the spatial change on the carbon stock, derived from exchanges among the landscape components in the period 1993 – 2011.

For the ZR, the reduction in carbon storage is related to agricultural area loss, substituted by classes such as desert scrub, mesquite woodland, and cultivated grassland, this change represents a decrease of between 4.491 and 20.401 TonC/ha. It should be noted that the agricultural biomass (mainly comprising annual crops) is constantly harvested, unlike the natural vegetation where carbon, although present in lower quantity, is stored for longer time periods. Likewise, the establishment of new prairies of buffel-grass in sites of natural

vegetation, such as desert scrub and mesquite woodland represents a reduction in carbon storage of 6.175 and carbon 15.91 TonC/ha, respectively.

On the other hand, changes related to riparian mesquite reestablishment as a consequence of agricultural field abandonment, lead to an increase of 14.09 TonC/ha in stored carbon (Figure 4). Establishment of perennial crops (such as grape, orange, and walnut) in sites of induced grasslands, mesquite woodland, or desert scrub, represents an increase in carbon storage of between 10.186 and 26.096 TonC/ha. The loss of cultivated grasslands and their substitution with mesquite and desert scrub represents a possible increase of 6.175 and 15.91 TonC/ha, respectively (Table 2).

Changes arising from the loss of land cover of anthropogenic origin and its substitution with “natural” vegetation have already been reported in another study [60], in which a relationship was found between the abandonment of agricultural fields on the peri-urban areas and the re-assignment of water from agricultural to exclusively urban use.

Areas presenting the greatest reduction in carbon storage were those where riparian vegetation was lost, in a conversion to bare soil or to seasonal agriculture (decrease of between 44.197 and 49.992 TonC/ha). In contrast, areas with possible gains in carbon of up to 38.797 TonC/ha were also detected (Table 2 and Figures 2 and 3). Overall, change from riparian vegetation to bare soil and agriculture was 1987 and 220 ha, respectively. The previous represents a total carbon loss of 109,095 tons for our study area.

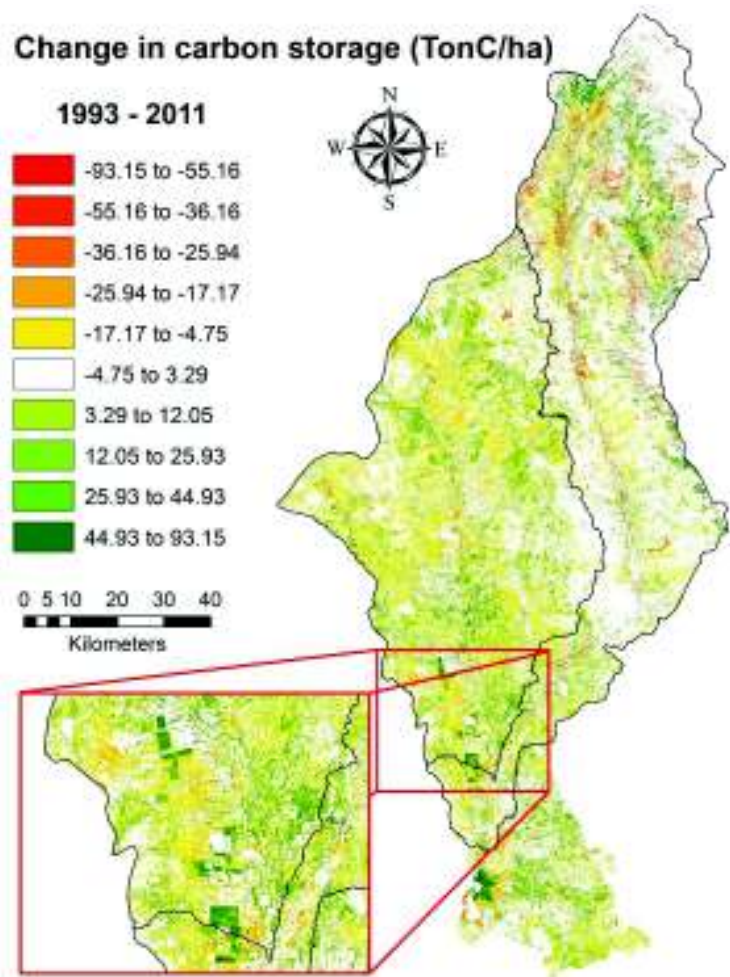


Figure 4. Changes in carbon storage in the SMR–ZR region.

3.2. Differences in Productivity per Land Cover Type

We analyzed differences between productivity proxies for each land cover type to understand the relative importance of each ecosystem in function of its contribution to regional productivity. The results of multiple comparisons by treatment pairs procedure (using the Dunn’s method), show that basal productivity (large integral minus small integral) of the riparian vegetation is equal to, or greater than, that of oak/oak–pine forest for years 2002, 2006, 2009, and 2011, and agriculture for 2001, 2002, 2004, 2009, 2010, and 2011 (Table 4, Figure 5a).

Table 4. All pairwise multiple comparison procedure results (Dunn’s method) between basal productivity (NDVI–MODIS) of riparian vegetation and other land cover classes (period from 2001 to 2012). Cells in gray indicate no significant differences between treatments ($p > 0.05$).

Comparison		2001		2002		2003		2004		2005		2006	
		Ranks	Q	Ranks	Q	Ranks	Q	Ranks	Q	Ranks	Q	Ranks	Q
Riparian vegetation	Rv vs A	548.4	5.4	342.1	3.4	86.8	0.9	460.2	4.5	311.1	3.1	267.8	2.6
	Rv vs Dsc	2060.3	25.5	1553.4	19.2	1304.8	16.2	1260.8	15.6	1742.0	21.6	1832.8	22.7
	Rv vs F	100.3	1.2	453.6	5.4	253.3	3.0	5.1	0.1	23.1	0.3	489.1	5.8
	Rv vs Gc	2252.6	28.2	1868.0	23.4	1556.0	19.5	1374.4	17.2	1689.7	21.1	2004.2	25.1
	Rv vs Mw	1516.7	18.3	1209.7	14.6	943.4	11.4	980.3	11.8	1219.2	14.7	1369.4	16.5
	Rv vs Ng	1164.1	8.2	1595.4	11.2	1413.1	9.9	1071.7	7.5	852.9	6.0	1639.7	11.5
	Rv vs Rm	710.5	4.7	328.1	2.2	68.2	0.4	47.9	0.3	99.3	0.7	193.0	1.3
	Rv vs Ssc	615.2	8.3	928.4	12.5	804.3	10.8	462.6	6.2	1174.5	15.8	835.4	11.2
Riparian mesquite	Rm vs A	162.2	1.0	14.0	0.1	18.6	0.1	508.1	3.3	211.8	1.4	74.8	0.5
	Rm vs Dsc	1349.8	9.4	1225.3	8.6	1236.7	8.7	1308.6	9.2	1642.7	11.5	1639.8	11.5
	Rm vs F	610.2	4.2	125.5	0.9	185.2	1.3	42.7	0.3	122.4	0.8	296.1	2.0
	Rm vs Gc	1542.1	10.8	1540.0	10.8	1487.8	10.4	1422.2	10.0	1590.4	11.2	1811.1	12.7
	Rm vs Mw	806.1	5.6	881.7	6.1	875.2	6.1	1028.2	7.1	1119.9	7.8	1176.4	8.2
	Rm vs Ng	453.5	2.5	1267.4	6.9	1344.9	7.3	1119.6	6.1	753.7	4.1	1446.6	7.8
	Rm vs Ssc	95.3	0.7	600.3	4.3	736.1	5.3	510.5	3.7	1075.2	7.7	642.4	4.6
	Comparison		2007		2008		2009		2010		2011		2012
		Ranks	Q	Ranks	Q	Ranks	Q	Ranks	Q	Ranks	Q	Ranks	Q
Riparian vegetation	Rv vs A	232.8	2.3	376.9	3.7	456.3	4.5	415.3	4.1	591.6	5.8	213.0	2.1
	Rv vs Dsc	1486.6	18.4	1984.9	24.6	1680.5	20.8	1944.0	24.1	1956.3	24.2	1584.5	19.6
	Rv vs F	115.1	1.4	101.8	1.2	579.7	6.9	218.3	2.6	566.3	6.7	130.6	1.5
	Rv vs Gc	1705.8	21.3	2032.5	25.4	2188.9	27.4	2021.5	25.3	2030.0	25.4	1277.7	16.0
	Rv vs Mw	1188.3	14.3	1577.6	19.0	1246.4	15.0	1581.3	19.1	1484.2	17.9	969.9	11.7
	Rv vs Ng	1046.6	7.4	700.3	4.9	1453.5	10.2	467.2	3.3	1714.1	12.1	1064.2	7.5
	Rv vs Rm	274.8	1.8	655.1	4.3	244.3	1.6	705.1	4.6	348.8	2.3	19.1	0.1
	Rv vs Ssc	515.3	6.9	647.8	8.7	1114.4	15.0	640.1	8.6	742.7	10.0	1049.9	14.1
Riparian mesquite	Rm vs A	42.0	0.3	278.2	1.8	212.0	1.4	238.0	1.3	242.8	1.6	232.1	1.5
	Rm vs Dsc	1211.8	8.5	1329.8	9.3	1436.1	10.1	289.8	1.9	1607.5	11.3	1603.6	11.2
	Rm vs F	159.7	1.1	757.0	5.2	335.4	2.3	1238.8	8.7	217.5	1.5	149.7	1.0
	Rm vs Gc	1431.0	10.1	1377.4	9.7	1944.6	13.7	923.4	6.4	1681.2	11.8	1296.8	9.1
	Rm vs Mw	913.5	6.3	922.5	6.4	1002.0	7.0	1316.3	9.2	1135.4	7.9	989.0	6.9
	Rm vs Ng	771.8	4.2	45.2	0.2	1209.2	6.6	876.2	6.1	1365.3	7.4	1083.3	5.9
	Rm vs Ssc	240.5	1.7	7.3	0.1	870.0	6.2	65.1	0.5	393.9	2.8	1069.0	7.7

Abbreviations are as follow: agriculture (A), desert scrub (Dsc), forest (oak and oak/pine) (F), cultivated/induced grassland (Gc), mesquite woodland (Mw), natural/native grassland (Ng), riparian mesquite (Rm), subtropical/succulent scrub (Ssc) and riparian vegetation (Rv).

For riparian mesquite, annual basal productivity during the period of analysis was generally lower than that of agriculture and riparian. When compared to oak/oak–pine forest, the riparian mesquite also exhibited lower basal productivity except during years 2003, 2006, 2009, 2011, and 2012 (no statistical differences during this years) (Table 4, Figure 5a). Annual basal productivity of riparian mesquite were consistently higher than those of natural grassland, mesquite woodland, desert scrub, and cultivated grassland (Table 4 with $p < 0.05$ and Q values > 4 , Figure 5a) and the subtropical scrub, except in the latter for 2001, 2008, and 2010 (Table 4, Figure 5a).

Regarding the Landsat time series of pre-monsoon productivity, the results support those observed using MODIS–NDVI time series, since the riparian vegetation is among the three most productive types of land cover, together with agriculture and the oak/oak–pine forest (Figure 5b). Likewise, the riparian mesquite presents values (proxy of productivity) greater than those land cover types associated to more arid conditions, such as desert scrub, cultivated/induced grassland, and mesquite woodland (Figures 2 and 5b). It is important to observe that in years in which lower autumn–winter precipitation is recorded (1988, 1989, 1996, 1999, 2000, 2006, and 2009), there are increased differences in the proxies of productivity of the riparian vegetation and agriculture, compared to the other land cover types (Figure 5b). This is due to the fact that these two land cover types are less dependent on precipitation than the others present in the study area.

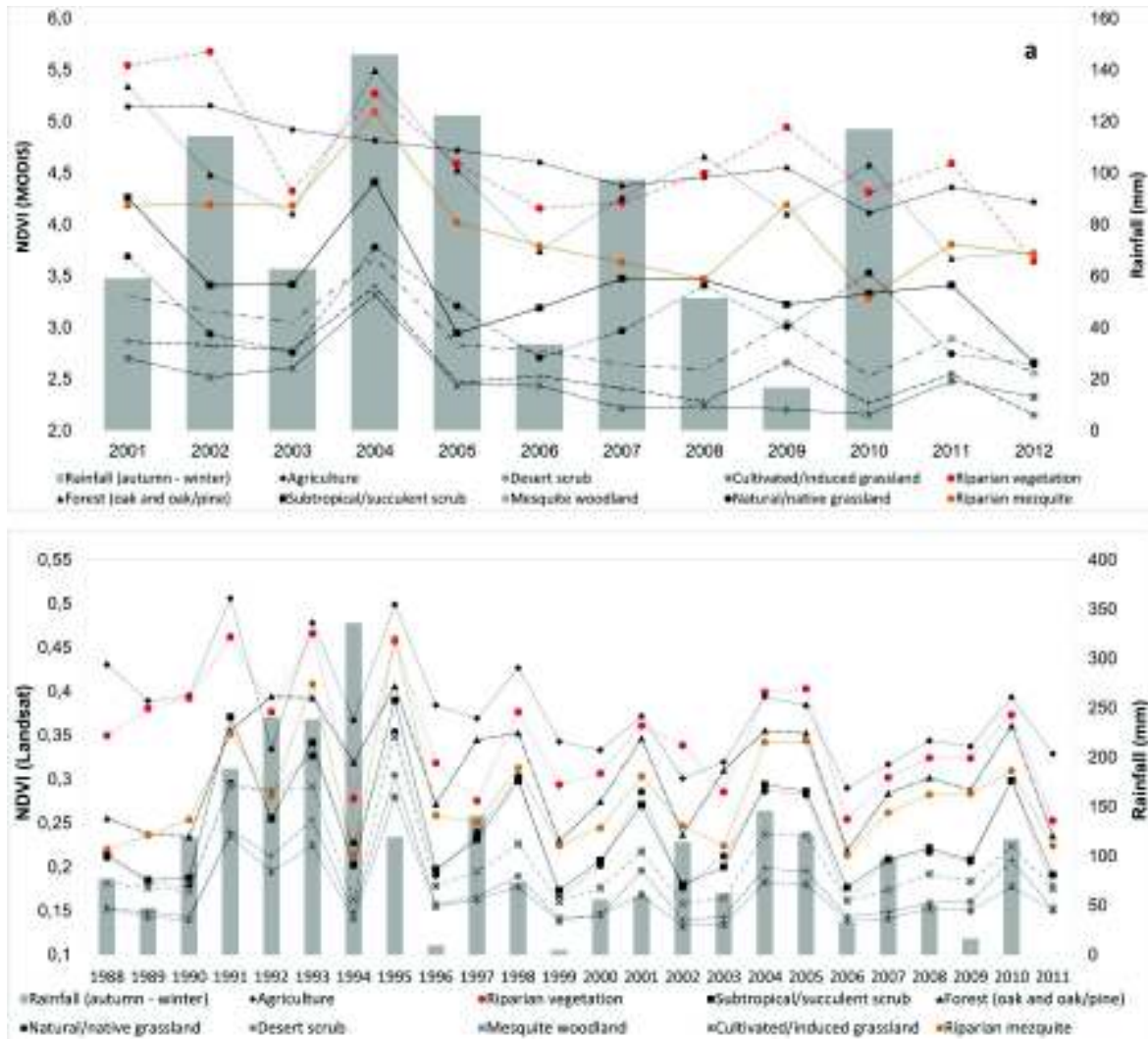
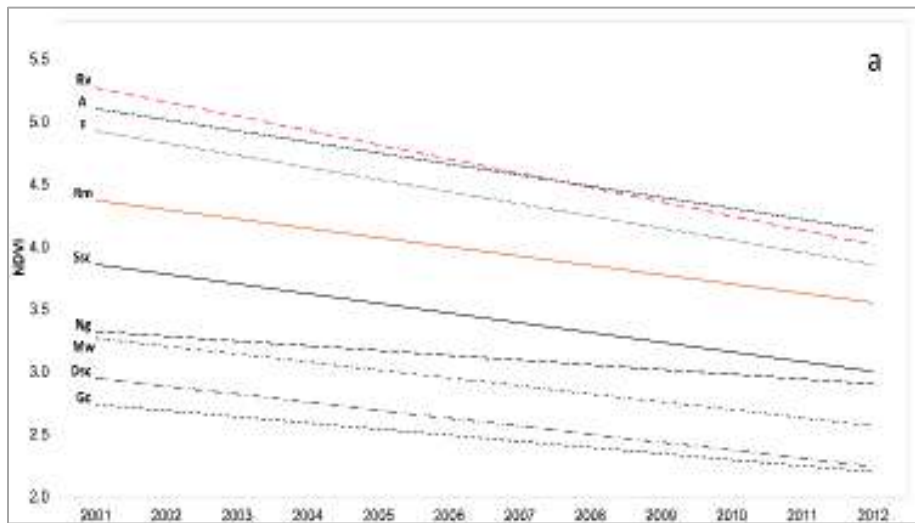


Figure 5. Accumulated Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) values of MODIS, representing the proxy of the basal productivity (a) and NDVI values of Landsat, representing the proxy of productivity of the vegetation before the summer monsoon

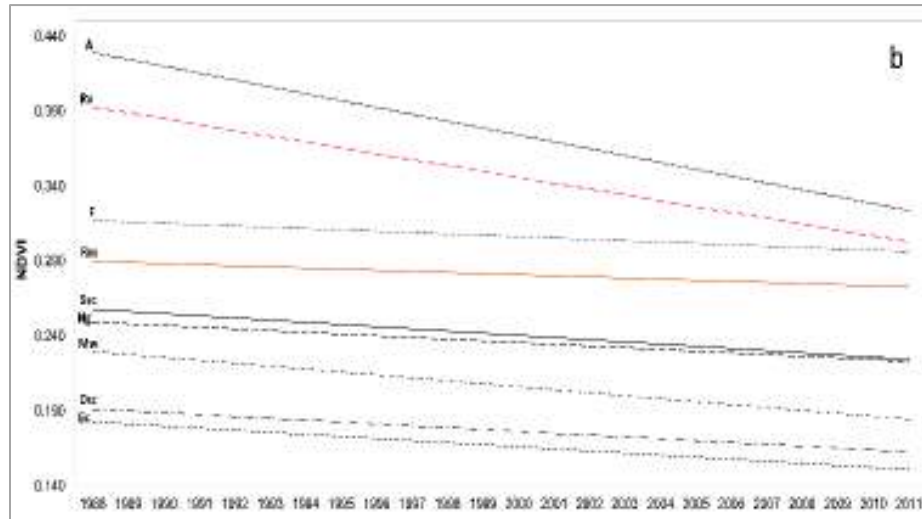
3.3. Trends in productivity

The NDVI time series, using MODIS (basal productivity 2001–2012) and Landsat (pre-monsoon productivity 1993–2011), shows a general negative trend in all land cover types in our study area (Figure 6). The MODIS data indicate that the observed trend is significant for six of the nine land cover types analyzed, with the exception of the natural grassland,

cultivated grassland, and riparian mesquite (Figure 6a). However, the results show that the regression based on the NDVI of Landsat was only statistically significant for agriculture and riparian vegetation, suggesting a gradual decrease in NDVI values (Figure 6b). The greater temporal resolution of the observations made with MODIS provides us continuous information pertaining to the basal productivity of the different ecosystems, while Landsat represents, in this case, the productivity specific to a moment prior to the growth season which, in this region, generally coincides with the summer monsoon [61].



LAND COVER	EQUATION	R ²	P
Agriculture (A)	$y = -0.0885x + 182.19$	0.878	<0.0001
Desert scrub (Dsc)	$y = -0.0641x + 131.21$	0.461	0.0152
Mesquite woodland (Mw)	$y = -0.0636x + 130.57$	0.444	0.0179
Forest (oak and oak/pine) (F)	$y = -0.097x + 199.11$	0.353	0.0414
Subtropical/succulent scrub (Ssc)	$y = -0.0779x + 159.71$	0.334	0.0490
Grassland Cultivated/Induced (Gc)	$y = -0.0491x + 100.9$	0.312	0.0591
Natural/native grassland (Ng)	$y = -0.038x + 79.275$	0.117	0.2761
Riparian vegetation (Rv)	$y = -0.1140x + 233.38$	0.461	0.0151
Riparian mesquite (Rm)	$y = -0.0742x + 152.76$	0.327	0.0522



LAND COVER	EQUATION	R ²	P
Agriculture (A)	$y = -0.0046x + 9.535$	0.307	0.005
Riparian vegetation (Rv)	$y = -0.0039x + 8.167$	0.194	0.031
Riparian mesquite (Rm)	$y = -0.0008x + 1.765$	0.007	0.702
Grassland Cultivated/Induced (Gc)	$y = -0.0014x + 2.929$	0.073	0.201
Mesquite woodland (Mw)	$y = -0.002x + 4.130$	0.073	0.203
Desert scrub (Dsc)	$y = -0.0012x + 2.664$	0.043	0.332
Subtropical/succulent scrub (Ssc)	$y = -0.0015x + 3.144$	0.026	0.449
Natural/native grassland (Ng)	$y = -0.0011x + 2.520$	0.020	0.508
Forest (oak and oak/pine) (F)	$y = -0.0009x + 2.085$	0.011	0.618

Figure 6. Trends in productivity from NDVI time series of MODIS (a) and Landsat (b), for each land cover type, representing the proxies of the basal and pre-monsoon productivity respectively.

3.4. Decrease in Productivity and Its Possible Causes

In this study, we found a decreasing trend in annual accumulated precipitation across the entire study area, but this was only statistically significant in the ZR region (simple linear regression, $p = 0.0178$). Likewise, the increase in annual mean temperature was only statistically significant for the ZR (simple linear regression, $p = 0.0046$) (Figure 7b, f).

For the ZR region, which presents greater aridity than the SMR, the decrease in autumn–winter precipitation and the increase in temperature over the same period of the year were significant (simple linear regression, $p < 0.05$) (Figure 7d, h). This increase in air temperature, and precipitation reduction (Figure 7), have generated drought conditions repeatedly reported for the region (in the period between 1995 and 2011) [56, 62] and could affect the productivity of all land cover types present in the region. On the other hand, while the reduction in

precipitation was not significant for the SMR region (Figure 7a,c), the high exploitation of ground and surface water for sustaining agricultural and livestock production activities [28] could explain the reduction of surface runoff in the region [62], which could also be related to the decrease in productivity of the RE [49].

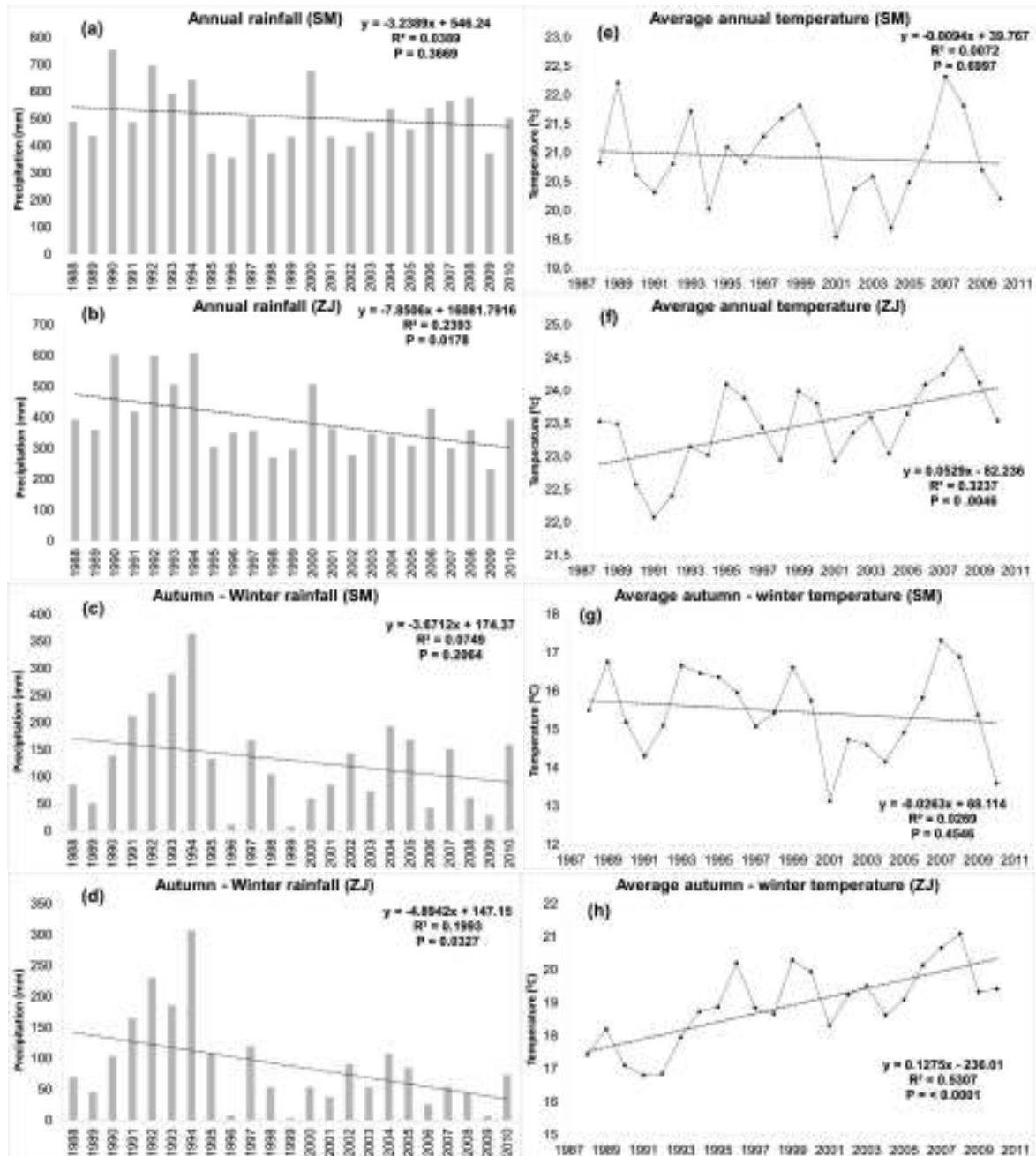


Figure 7. Trends in total annual precipitation and annual average temperature for the SMR (a,e) and ZR (b,f). Accumulated precipitation and the autumn–winter average temperature for the SMR (c,g) and for the ZR (d,h).

Despite the trends towards decreasing precipitation and increasing temperatures (mostly for the ZR), a significant correlation was only found between the decrease in the basal productivity of the riparian vegetation distributed in the SMR and an increase in the annual average temperature (Simple Linear Regression, $p = 0.0468$, Table 5). Likewise, for the riparian mesquite in the ZR region, there is a significant correlation between the decrease in basal productivity and the increase in average temperature of the autumn - winter period (simple linear regression, $p = 0.0362$, Table 6).

Table 5. Pearson correlation analysis between the proxy of the pre-monsoon and basal productivity of the riparian vegetation, accounting for climatic and surface hydrological parameters of the SMR

Proxy of pre-monsoon productivity of the riparian vegetation (Landsat)					
Statistical parameters	Average annual temperature	Average temperature Autumn - Winter	Annual accumulated precipitation	Accumulated precipitation Autumn - Winter	Annual runoff volume
Correlation	-0.123	-0.185	-0.0439	0.356	0.186
P Value	0.575	0.397	0.842	0.0957	0.397
Number of	23	23	23	23	23
Proxy of basal productivity of the riparian vegetation (MODIS)					
Correlation	-0.639	-0.513	-0.563	0.178	0.383
P Value	0.0468*	0.13	0.0903	0.623	0.274
Number of	10	10	10	10	10

*Statistically significant at $P < 0.05$

Table 6. Pearson correlation analysis between the proxy of the pre-monsoon and basal productivity of the riparian mesquite, accounting for climatic parameters of the ZR

Proxy of pre-monsoon productivity of the riparian mesquite (Landsat)				
Statistical parameters	Average annual temperature	Average temperature Autumn - Winter	Annual accumulated precipitation	Accumulated precipitation Autumn - Winter
Correlation	-0.143	-0.245	-0.144	0.205
P Value	0.515	0.259	0.512	0.349
Number of	23	23	23	23
Proxy of basal productivity of the riparian mesquite (MODIS)				
Correlation	-0.618	-0.664	-0.304	0.362
P Value	0.0569	0.0362*	0.394	0.304
Number of	10	10	10	10

*Statistically significant at $P < 0.05$

Agriculture, urban development, and livestock production are activities exerting great pressure on RE, since they use large quantities of ground and surface water. Ground water is

obtained from wells and “norias” (shallow wells that do not reach the aquifer), while much of the surface water is obtained from water reservoirs known regionally as “represos”, or dams.

Analyzing the spatial relationship between the static levels of water and the proxy of the pre-monsoon productivity (derived from Landsat images) of the riparian vegetation for different years of the study period, we observe that NDVI values exhibits an exponential decline with increasing water table depth (Figure 8). From this result, we can also observe that, after exceeding a threshold in the water table of approximately 10 to 12 m, photosynthetic activity declines considerably (Figure 8). In the SMR and ZR regions, close to 52% of the RE are located in areas with a water depth of between 1 and 12 m (according to previous studies) [25], the rest of the area is found at depths above this threshold (these sites might undergo functional and structural changes).

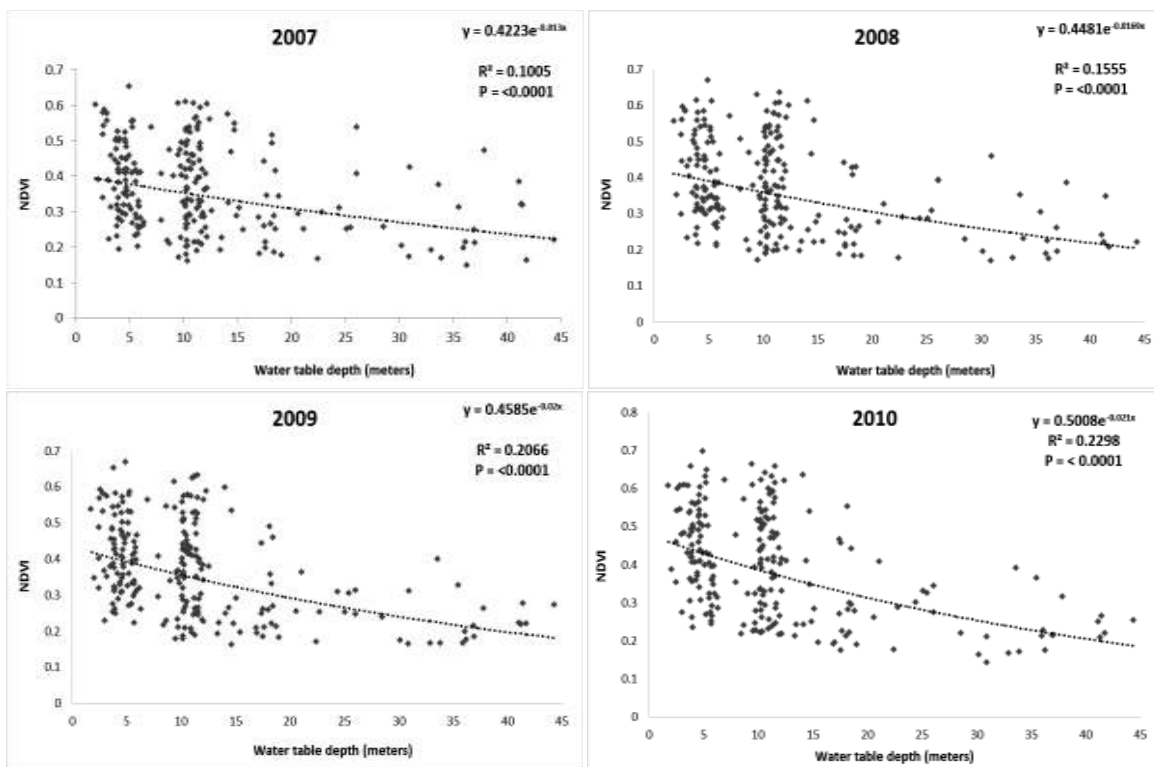


Figure 8. Spatial relationship between water depth and pre-monsoon NDVI values of the riparian vegetation for different years of the study period.

3.5. Productivity in Sites with Changes in Land Cover

The main changes undergone by riparian vegetation and riparian mesquite land cover types in the ZR and SMR are their conversion to agricultural areas or grasslands [25]. In addition to a reduction in carbon storage (Table 2, Figure 4), substitution of riparian vegetation and riparian mesquite for other land cover types often results in a decrease in productivity.

Based on the results of a Mann – Whitney U rank sum test, in places where riparian vegetation has changed to agriculture, we were able to observe a significant decrease in productivity when the conversion occurs ($p < 0.001$, Mann–Whitney U statistic = 8480.5). Nevertheless, riparian areas that changed to agriculture have high NDVI values, depending on the crop type and the time of the year (perennial and annual crops during their productive cycle). Most of time, the opening of new agricultural fields implies the removal of natural vegetation and its substitution by annual or perennial crops, which for this semi-arid region of Mexico represents a decrease in productivity.

Abandonment of agricultural fields has been documented in this region [60]; the fields had been occupied mainly by riparian mesquite [25]. Contrary to our expectations, this change also results in a decreasing productivity ($p = 0.006$, Mann–Whitney U statistic = 5438), which can be explained by the loss of vegetal coverage in the early stages of the replacement of agriculture by riparian vegetation (Figure 9b). Additionally, it is worth noting that new mesquite woodlands often present low values of foliar area.

Finally, changes from riparian vegetation to cultivated grasslands and vice versa also represent drastic changes in NDVI (Figure 9c, d). Substitution of RE for prairies of buffel-grass has been a common practice, above all in the region of ZR [63]. In sites where these changes have been presented, a significant reduction in the values of NDVI is observed ($p < 0.001$, Mann–Whitney U statistic = 2379; Figure 9c). The change from cultivated grassland to riparian vegetation has also been reported, and has been explained from the perspective of the resilience of RE, since “it appears the conditions for the growth and maintenance of the prairies are not adequate to definitively substitute riparian vegetation, and for this reason, the land cover reverts to its previous state” [25]. Recovery of the riparian vegetation is reflected in an apparent increase in productivity ($p < 0.001$, Mann–Whitney U statistic = 15,955; Figure 9d).

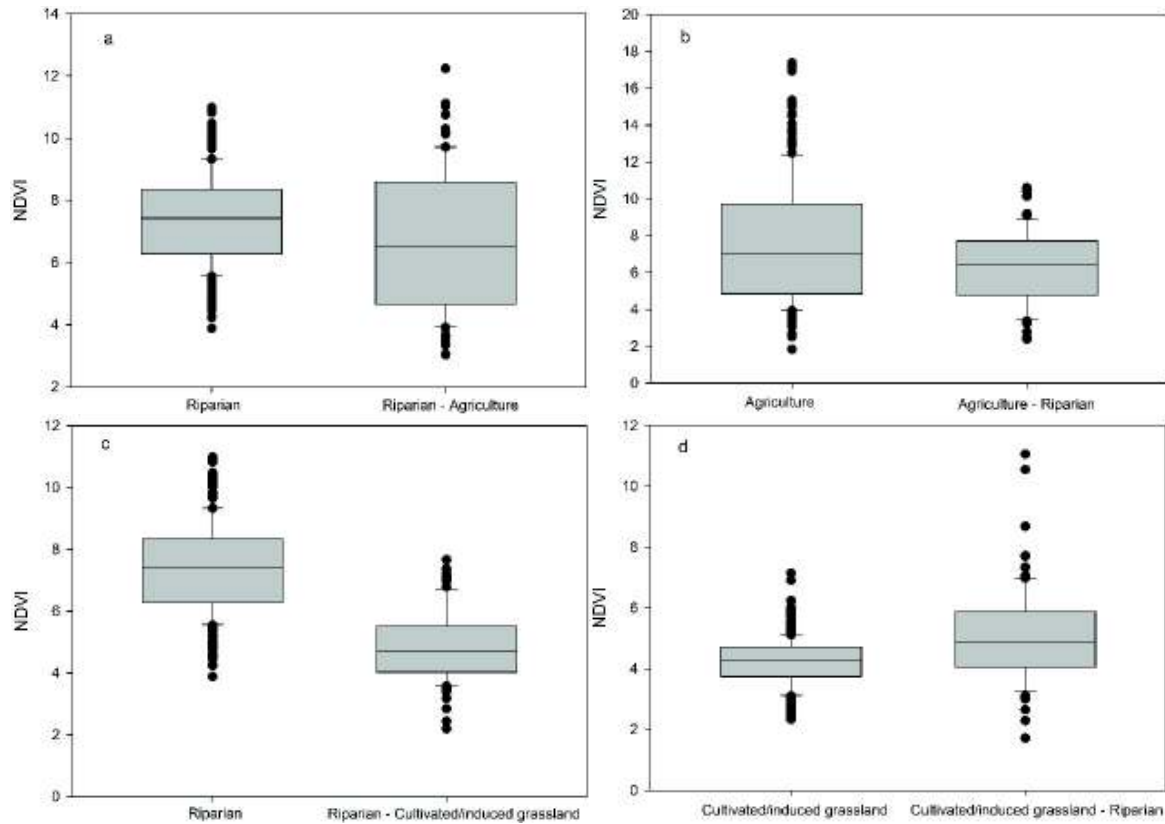


Figure 9. Comparison of the proxy of total productivity during the growing season (greater integral of MODIS) among different land cover types that remained unchanged during the period 2002–2011, relative to the same classes that underwent changes from riparian vegetation to agriculture or cultivated/induced grassland, and vice versa.

4. Discussion

4.1. Carbon Storage in the REAZ

Our results from carbon stock estimation by area suggest that the REAZ has the capacity to store much more carbon than the rest of the land cover types analyzed. Nevertheless, the REAZ constitutes a small fraction of the landscape, when compared to the land cover types, such as oak/oak–pine forest or desert scrub, which might present a larger overall storage due to their extent. However, if we take into account the 59% of the riparian vegetation that has been substituted by agriculture in the region of the San Miguel River [24], the REAZ total values of carbon would be greater than those of cultivated grassland and riparian mesquite and close to those of the desert scrub (Table 3). Moreover, the importance

of the REAZ resides not only on its overall capacity to store carbon but also in the fact that this ecosystem ranks among the highest carbon stocks in terms of its aerial and root biomass, as well as in its soils [7, 8]. To understand the importance of the REAZ in terms of carbon storage, it is necessary analyze the ratios per area (other land cover type/REAZ) with the rest of the land cover types in arid environments. From the previous, is worth mentioning that according to our results, conversion from riparian vegetation to any other land cover type in our study area represents a loss of carbon storage capacity.

Differences in carbon storage between ZR (16,976 TonC) and SMR (23,422 TonC) can be explained as a function of biophysical and management conditions of each region. The SMR presents greater annual precipitation and less extreme temperatures compared to the ZR [27, 28]. The SMR land cover types are related, to a lesser degree of aridity (e.g., oak/oak–pine forest and riparian vegetation), with greater carbon storage capacity. In contrast, the vegetation in the ZR, includes mostly desert scrub and mesquite woodland, which present lower values of carbon storage. Likewise, the ZR presents a larger area devoted to the development of economic activities related to intensive use of soil and water, such as large-scale grape cultivars and extensive livestock production that promotes the use of exotic grasses [25].

Spatial information regarding the location of loss/gain of carbon storage capacity has been assessed in previous studies [20, 33, 64]. However, the value of assessing potential carbon storage capacity in arid environments, and especially in the REAZ, has been underestimated [64]. In order to mitigate the effects of greenhouse gas accumulation, it is of great importance to provide accurate information to stakeholders, managers and policy-makers regarding the current status, dynamics, and spatial distribution of the sources and sinks of carbon [65]. Tools such as those utilized in this study can facilitate the ES mapping process, linking the spatial information of land cover and use to biophysical values obtained from official databases, local studies, or field samples [20].

4.2. Productivity Differences and Trends

Productivity proxies were derived using the NDVI, since the index is highly correlated to the Leaf Areas Index [66], canopy coverage, biomass, chlorophyll content, photosynthesis,

respiration, etc. [16]. High NDVI values represent productive vegetation coverage, while a decrease through time of NDVI, in a specific area, might suggest a steady degradation of the ecosystem biophysical conditions [67].

Given the time period analyzed (2001–2012), we found that the REAZ presents an equal, or greater, productivity than (1) agriculture, which is supplied with water and nutrients, and (2) oak/oak–pine forest, which is distributed in areas with more precipitation and cooler summer temperatures [56]. However, compared to the rest the land cover types analyzed, basal productivity of riparian vegetation was always greater for all the years analyzed (Table 4, Figure 5a). The greater basal and pre-monsoon productivity of the RE (riparian vegetation and riparian mesquite) could be explained as a consequence of the constant flow of materials, water, and energy, in the systems. Our results show that agriculture, riparian vegetation, oak/oak–pine forest, and riparian mesquite land cover types present the higher values of NDVI in relation to the rest of the classes analyzed. These results provide evidence of the importance of the RE as areas of high productivity in the arid zones of Northeastern Mexico, particularly in regions such as the ZR, in which RE adjoin other less productive vegetation types, such as desert scrub, mesquite woodland, and cultivated grassland (Figures 2 and 5a,b).

Our analysis of trends shows a significant decrease in the productivity for the REAZ over time (both Landsat and MODIS sensors suggested this). In the regional context, other studies that used NDVI data from Landsat have found a progressive decrease in pre-monsoon productivity in mangroves of the Gulf of California in the period 1990–2010 [48], and in agriculture and riparian vegetation in the San Pedro River (USA) between 1984 and 2012 [49]. The tendency towards a decrease in the productive capacity of the vegetation appears to be a regional phenomenon and this was also found in our analysis based on MODIS and Landsat data (Figure 6a). The gradual decrease on NDVI values in other REAZ of the region, such as the San Pedro River (USA), has been explained as a response to the reduced flow of surface water, increased air temperature, and increased depth of water table levels [49]. The negative trend in productivity of the riparian vegetation and riparian mesquite could be the consequence of a synergy between the set of climatic conditions and the state of water management in the region that can give rise to the decrease in surface runoff and a possible decrease in phreatic levels, as shown in previous studies [25].

Water availability and management are considered the most prominent drivers for productivity in the REAZ. In our present analysis we found an inverse relationship between groundwater depth and REAZ productivity, demonstrating the phreatic level modifications could explain, in part, the trends mentioned before. There are around 1544 subterranean water concessions in the region, of which 898 correspond to the SMR and 646 to the ZR. The volume of water under concession for the region, according to the Public Register of Water Rights of the National Water Commission (REPDA, by its Spanish acronym), is approximately 144.9 Mm³/year, while the annual mean recharge is 147.3 Mm³/year [27]. Water recharge and extraction in the aquifers is, thus, very similar and most of the wells are found close to the course of the rivers, which could increase the water table depth, mostly in areas with greater agricultural activity [25]. On the other hand, a total of 387 “represos” have been reported in SMR alone [68], covering a total area of 185 ha and retaining the runoff that would otherwise reach the watercourses. Most of the dams are constructed without authorization, since CONAGUA only has around 80 surface water concessions registered in both of the sub-basins [69].

Human activities present in the region (deviation of watercourses and detention of surface water flow) have reduced the availability of water for other purposes, such as urban and ecological uses. This might alter the structure and functioning of the REAZ. With a reduction on surface and ground water availability, riparian plant species of arid and semi-arid zones make structural adjustments, reducing their LAI and canopy coverage [70], a phenomenon that can be identified remotely through a reduced NDVI [49]. These adjustments seek to maintain the function of the RE when water is scarce, but if the lack of water is maintained, the system can undergo a transition from the strictly riparian vegetation formed by genera such as *Populus* and *Salix*, towards plant communities composed by facultative species such as *Prosopis*, *Tamarix*, *Celtis*, and other xerophytic trees [1–3].

5. Conclusions

There is a greater quantity of carbon stored in the central and northern sections of the SMR, a region that has been less dynamic in terms of the development of agricultural and livestock production activities. This region also features vegetation types with greater values of the productivity proxies (NDVI: greater integral - lesser integral of MODIS and NDVI: pre-monsoon of Landsat). In contrast, the ZR shows lower quantity of carbon stored per hectare. This is partly due to the introduction of large fields of induced grasslands in areas where riparian vegetation, mesquite woodland, and desert scrub were present.

Abandoned agricultural areas can be converted over time into carbon sinks, which represents an exchange of costs and benefits between a social contingency (land abandonment) and an ecological benefit (recovery of vegetation).

Despite the fact that other vegetation types of greater coverage in the region (such as the subtropical scrub oak/oak-pine forest or mesquite woodland) represent a greater carbon storage, the RE feature the land cover types with the greatest capacity for carbon storage per unit area (even greater than that of the oak/oak-pine forest). Likewise, basal and pre-summer monsoon productivity values in the REAZ are equal, or higher (some years), than land cover types such as oak/oak-pine forest or agriculture, which are considered to be highly productive.

A possible synergy between the increase in temperature, mainly of autumn-winter, the decrease in precipitation, and of surface runoff, as well as changes in land use and the intensity of water use, could have a negative influence on productivity in the REAZ. This study provides evidence to enable the following conclusions about productivity:

1. There is a decrease in the time of the basal and pre-monsoon productivity of the REAZ. This is partly due to the drier conditions observed during the previous decades in the region, partly provoked by ENSO dominance in recent years [71].
2. Productivity of riparian vegetation decreases with the increased depth of the static levels of subterranean water.
3. Productivity decreases in sites where the REAZ has transformed to other land cover types.

4. In sites where there is an intensive use of water and soil, a transition is seen between strictly riparian (genera *Populus* and *Salix*) and facultative (genera *Prosopis*, *Acacia* and *Celtis*) species.

The present work improves our understanding of how land use change dynamics, intensive water use, and changes in meteorological conditions can have an impact on the ES of productivity and carbon storage offered by the REAZ.

Spatial modeling of ES could be a very important instrument to evaluate the impact of public policies concerning land use (governmental supports for agriculture, livestock production, mining concessions, touristic and urban development, etc.) in semi-arid or arid regions. These tools may be utilized with greater regularity as the frequency and precision of forestry inventories and land cover mapping improves, and as a greater quantity of allometric equations are generated in order to estimate the biomass of species of semi-arid zones.

Appendix A



Figure A1. Location of sample plots (conglomerate), used to estimate biomass per land cover class within the study area. Information provided by the National Forestry Commission (CONAFOR).

Appendix B

Table A1. References to allometric equations and data, for the estimation of carbon content (by species) in the land cover types analyzed.

LAND COVER TYPE	DATA UTILIZED	SOURCES OF INFORMATION
Forest (oak/oak-pine)	NFI sampling points (63)	<p>Allometric equations for above ground biomass</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Acacia farnesiana</i> [71] • <i>Arbutus arizonica</i>, <i>Arctostaphylos pungens</i>, <i>Cupressus arizonica</i>, <i>Fraxinus gooddingii</i>, <i>Garrya wrightii</i>, <i>Juniperus spp.</i>, <i>J. coahuilensis</i>, <i>J. deppeana</i>, <i>J. monosperma</i>, <i>Prosopis juliflora</i>, <i>P. velutina</i>, <i>Quercus sp.</i>, <i>Q. chiapasensis</i>, <i>Q. chihuahuensis</i>, <i>Q. depressipes</i>, <i>Q. turbinella</i>, <i>Q. toumeyii</i>, <i>Q. viminea</i>, <i>Q. crassifolia</i>, <i>Q. arizonica</i>, <i>Q. grisea</i>, <i>Q. Hypoleucoides</i>, <i>Q. oblongifolia</i>, <i>Q. laurifolia</i>, <i>Rhus choriophylla</i> [45] • <i>Eysenhardtia orthocarpa</i> [9] • <i>Lysiloma watsonii</i>, <i>L. divaricatum</i>, <i>Pinus engelmannii</i>, <i>P. leiophylla</i>, <i>Quercus sideroxyla</i> [72] • <i>Pinus cembroides</i> [73] • <i>Prosopis glandulosa</i> [74] • <i>Quercus castanea</i> [75] <p>Shoot: root biomass [39] Soil organic carbon [36]</p>
Desert scrub	NFI sampling points (46)	<p>Allometric equations for above ground biomass</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Acacia constricta</i>, <i>A. occidentalis</i>, <i>Bumelia sp.</i>, <i>Forchammeria watsonii</i>, <i>Prosopis glandulosa</i>, <i>P. juliflora</i>, <i>P. velutina</i> [45] • <i>Bursera fagaroides</i>, <i>B. hindsiana</i>, <i>Cercidium microphyllum</i>, <i>C. sonorae</i>, <i>Eysenhardtia orthocarpa</i>, <i>Fouquieria macdougallii</i>, <i>Olneya tesota</i>, <i>Parkinsonia microphylla</i>, <i>P. praecox</i>, <i>P. florida</i>, <i>Guaiacum coulteri</i> [9] • <i>Celtis pallida</i>, <i>Condalia globosa</i> [71] • <i>Lysiloma divaricatum</i>, <i>L. watsonii</i> [72] <p>Shoot: root biomass [39] Soil organic carbon [40]</p>
Mesquite woodland	NFI sampling points (31)	<p>Allometric equations for above ground biomass</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Acacia farnesiana</i>, <i>Celtis pallida</i>, <i>Condalia globosa</i> [71] • <i>Ipomoea arborescens</i> [76] • <i>Acacia occidentalis</i>, <i>Havardia mexicana</i>, <i>Prosopis glandulosa</i>, <i>P. juliflora</i>, <i>P. velutina</i> [45] • <i>Bursera hindsiana</i>, <i>B. microphylla</i>, <i>B. laxiflora</i> and <i>B. lancifolia</i>, <i>Cercidium microphyllum</i>, <i>C. sonorae</i>, <i>Eysenhardtia orthocarpa</i>, <i>Fouquieria macdougallii</i>, <i>Guaiacum coulteri</i>, <i>Jatropha cordata</i>, <i>Olneya tesota</i>, <i>Opuntia thurberi</i>, <i>O. versicolor</i>, <i>Parkinsonia microphylla</i>, <i>P. praecox</i>, <i>P. florida</i>, <i>Randia thurberi</i>, <i>Sideroxylon occidentale</i>, <i>Pithecellobium dulce</i> [9] <p>Shoot: root biomass [39] Soil organic carbon [36]</p>
Subtropical/succulent scrub	NFI sampling points (34)	<p>Allometric equations for above ground biomass</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Acacia colicantha</i> [77] • <i>Ceiba acuminata</i>, <i>C. pentandra</i>, <i>Erythrina flabelliformis</i>, <i>Ipomoea arborescens</i>, <i>Lysiloma divaricatum</i>, <i>L. watsonii</i> [72] • <i>Celtis pallida</i>, <i>C. reticulata</i> [71] • <i>Acacia cymbispina</i>, <i>A. occidentalis</i>, <i>A. greggii</i>, <i>A. willardiana</i>,

		<p><i>Diphysa suberosa</i>, <i>Prosopis glandulosa</i>, <i>P. juliflora</i>, <i>P. velutina</i> [45]</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Bursera fagaroides</i>, <i>B. hindsiana</i>, <i>Cercidium sonora</i>, <i>C. praecox</i>, <i>Eysenhardtia orthocarpa</i>, <i>E. polystachya</i>, <i>Fouquieria macdougali</i>, <i>Guaiacum coulteri</i>, <i>Jatropha cordata</i>, <i>Oleña tesota</i>, <i>Opuntia wilcoxii</i>, <i>O. arbuscula</i>, <i>O. thurberi</i>, <i>Parkinsonia microphylla</i>, <i>P. praecox</i>, <i>P. aculeata</i> [9] <p>Shoot: root biomass [37] Soil organic carbon [36]</p>
Riparian vegetation (includes Riparian mesquite)	NFI sampling points (15), field sampling points (n = 8)	<p>Allometric equations for above ground biomass</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Parkinsonia microphylla</i>, <i>Parkinsonia aculeata</i>, <i>Oleña tesota</i>, <i>Guaiacum coulteri</i>, <i>Jatropha cordata</i>, <i>Cercidium sonora</i>, <i>C. microphyllum</i>, <i>Eysenhardtia orthocarpa</i>, <i>Bursera microphylla</i>, <i>B. hindsiana</i>, <i>Opuntia thurberi</i>, <i>Randia thurberi</i> [9] • <i>Prosopis velutina</i>, <i>P. juliflora</i>, <i>Prosopis sp.</i>, <i>Acacia occidentalis</i>, <i>Havardia mexicana</i>, <i>Populus sp.</i>, <i>Salix sp.</i>, <i>Bacharis sp.</i>, <i>Hymenoclea monogyra</i>, <i>Celtis pallida</i>, <i>Vallesia glabra</i>, <i>Phaulothamnus spinescens</i>, <i>Acacia occidentalis</i> [45] • <i>Celtis pallida</i>, <i>Condalia globosa</i>, <i>Acacia farnesiana</i> [71] • <i>Ipomoea arborescens</i> [72] <p>Shoot: root biomass [39] Soil organic carbon [36]</p>
Natural/native grassland	NFI sampling points (13)	<p>Allometric equations for above ground biomass</p> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Chilopsis linearis</i>, <i>Juniperus deppeana</i>, <i>Juniperus monticola</i>, <i>Juniperus coahuilensis</i>, <i>Prosopis laevigata</i>, <i>P. velutina</i>, <i>P. juliflora</i>, <i>P. glandulosa</i>, <i>Quercus arizonica</i>, <i>Q. chihuahuensis</i>, <i>Q. depressipes</i>, <i>Q. emoryi</i>, <i>Q. grisea</i>, <i>Q. oblongifolia</i> [45] • <i>Lysiloma watsonii</i>, <i>Quercus sideroxyla</i> [72] <p>Shoot: root biomass [38] Soil organic carbon [40]</p>
Cultivated/induced grassland	Regional survey	<p>Above ground biomass [34] Shoot: root biomass [38] Soil organic carbon [40]</p>
Agriculture	Official data	<p>Above ground biomass [35, 41, 43] Shoot: root biomass [37] Soil organic carbon [40]</p>

References

1. Baker, B.M.; Ffolliott, P.F.; DeBano, L.F.; Neary, D.G. *Riparian Areas of the Southwestern United States: Hydrology, Ecology, and Management*; Lewis Publishers; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2004; p. 408.
2. Patten, D.T. Riparian ecosystems of semi-arid North America: Diversity and human impacts. *Wetlands* 1998, 18, 498–512. [CrossRef]
3. Zames, G.; Nichols, M.; Green, D.; Crimmins, M. *Understanding Arizona's Riparian Areas*; College of Agriculture and Life Sciences, University of Arizona: Tucson, AZ, USA, 2007. Available online: <http://extension.arizona.edu/sites/extension.arizona.edu/files/pubs/az1432.pdf> (accessed on 4 August 2016).
4. Pase, C.P.; Layser, E.F. Classification of riparian habitat in the southwest. In *Importance, Preservation, and Management of Riparian Habitat: A Symposium*; Johnson, R.R., Jones, D.A., Eds.; U.S. Department of Agriculture: Fort Collins, CO, USA, 1977; pp. 5–9.
5. Granados-Sánchez, D.; Hernández-García, M.; López-Ríos, G. Ecología de las zonas ribereñas. *Rev. Chapingo Ser.* 2006, 12, 55–69. (In Spanish)
6. Rood, S.B.; Mahoney, J.M. Collapse of riparian poplar forests downstream from dams in western prairies: Probable causes and prospects for mitigation. *Environ. Manag.* 1990, 14, 451–464. [CrossRef]
7. Tufekcioglu, A.; Raich, J.; Isenhardt, T.; Schultz, R. Biomass, carbon and nitrogen dynamics of multi-species riparian buffers within an agricultural watershed in Iowa, USA. *Agrofor. Syst.* 2003, 57, 187–198. [CrossRef]
8. Hazlett, P.; Gordon, A.; Sibley, P.; Buttle, J. Stand carbon stocks and soil carbon and nitrogen storage for riparian and upland forests of boreal lakes in northeastern Ontario. *For. Ecol. Manag.* 2005, 219, 56–68. [CrossRef]
9. Búrquez, A.; Martínez-Yrizar, A.; Núñez, S.; Quintero, T.; Aparicio, A. Aboveground biomass in three Sonoran desert communities: Variability within and among sites using replicated plot harvesting. *J. Arid Environ.* 2010, 74, 1240–1247. [CrossRef]
10. Egoh, B.; Reyers, B.; Rouget, M.; Richardson, D.M.; Le Maitre, D.C.; van Jaarsveld, A.S. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agric. Ecosyst. Environ.* 2008, 127, 135–140. [CrossRef]
11. *Assessment, M.E. Ecosystems and Human Well-Being*; Island Press: Washington, DC, USA, 2005; Volume 5.
12. Balvanera, P. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Rev. Ecosistemas* 2012, 21, 136–147. (In Spanish)
13. Loomis, J.; Kent, P.; Strange, L.; Fausch, K.; Covich, A. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: Results from a contingent valuation survey. *Ecol. Econ.* 2000, 33, 103–117. [CrossRef]

14. Orúe, M.E.; Booman, G.C.; Lateral, P. Uso de la Tierra, Configuración del Paisaje y el Filtrado de Sedimentos y Nutrientes por Humedales y Vegetación Ribereña. Valoración de Servicios Ecosistémicos: Conceptos, Herramientas y Aplicaciones Para el Ordenamiento Territorial; INTA Ediciones: Buenos Aires, Argentina, 2011; pp. 237–254. (In Spanish)
15. Sweeney, B.W.; Bott, T.L.; Jackson, J.K.; Kaplan, L.A.; Newbold, J.D.; Standley, L.J.; Hession, W.C.; Horwitz, R.J. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 2004, 101, 14132–14137. [CrossRef] [PubMed]
16. Huete, A.; Didan, K.; van Leeuwen, W.; Miura, T.; Glenn, E. Modis vegetation indices. In *Land Remote Sensing and Global Environmental Change*; Springer: New York, NY, USA, 2010; pp. 579–602.
17. Altesor, A.; Barral, M.P.; Booman, G.; Carreño, L.; Cristeche, E.; Isacch, J.P.; Maceira, N.; Pérez, N. Servicios Ecosistémicos: Un Marco Conceptual en Construcción. Aspectos Conceptuales y Operativos. Expansión e Intensificación Agrícola en Argentina: Valoración de Bienes y Servicios Ecosistémicos Para el Ordenamiento Territorial; INTA Ediciones: Buenos Aires, Argentina, 2010. (In Spanish)
18. Root, T.L.; Price, J.T.; Hall, K.R.; Schneider, S.H.; Rosenzweig, C.; Pounds, J.A. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 2003, 421, 57–60. [CrossRef] [PubMed]
19. Deng, S.; Shi, Y.; Jin, Y.; Wang, L. A gis-based approach for quantifying and mapping carbon sink and stock values of forest ecosystem: A case study. *Energy Procedia* 2011, 5, 1535–1545. [CrossRef]
20. Bagstad, K.J.; Semmens, D.J.; Winthrop, R. Comparing approaches to spatially explicit ecosystem service modeling: A case study from the san pedro river, arizona. *Ecosyst. Serv.* 2013, 5, 40–50. [CrossRef]
21. Ordoñez, D.; Antonio, B.; Caballero, M.; Jiménez, I.; Carmona, J.; Galicia, A.; Calvo, F.; Balam, M.; Rojas, R.; Jiménez, J. Estimación del Carbono Almacenado en *Pinus Hartwegii* en el Parque Nacional Izta-Popo, Zoquiapan. Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en Mexico; Programa Mexicano del Carbono, Universidad Autónoma del Estado de Mexico e Instituto Nacional de Ecología: Texcoco, Mexico, 2012; pp. 680–684. (In Spanish)
22. Ruesch, A.; Gibbs, H.K. New IPCC Tier1 Global Biomass Carbon Map For the Year 2000; Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory: Oak Ridge, Tennessee, 2008. Available online: <http://cdiac.ornl.gov> (accessed on 4 September 2016).
23. Postel, S.; Richter, B. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*; Island Press: Washington, DC, USA, 2012.
24. Scott, M.L.; Nagler, P.L.; Glenn, E.P.; Valdes-Casillas, C.; Erker, J.A.; Reynolds, E.W.; Shafroth, P.B.; Gomez-Limon, E.; Jones, C.L. Assessing the extent and diversity of

- riparian ecosystems in sonora, mexico. *Biodivers. Conserv.* 2009, 18, 247–269. [CrossRef]
25. Mendez-Estrella, R.; Romo-Leon, J.R.; Castellanos, A.E.; Gandarilla-Aizpuro, F.J.; Hartfield, K. Analyzing landscape trends on agriculture, introduced exotic grasslands and riparian ecosystems in arid regions of mexico. *Remote Sens.* 2016, 8, 664. [CrossRef]
 26. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). ‘Subcuencas hidrológicas’. Extraído de *Boletín Hidrológico*. (1970). Subcuencas Hidrológicas en Mapas de Regiones Hidrológicas. Escala más Común 1:1,000,000. Secretaría de Recursos Hidráulicos; Jefatura de Irrigación y control de Ríos, Dirección de Hidrología: Ciudad de México, Mexico, 1998. (In Spanish)
 27. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Actualización de la Disponibilidad Media Anual de Agua Subterránea. Acuífero (2626) río Zanjón, Estado de Sonora; Diario Oficial de la Federación: Ciudad de México, Mexico, 2009. (In Spanish)
 28. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Actualización de la Disponibilidad Media Anual de Agua Subterránea. Acuífero (2625) río san Miguel, Estado de Sonora; Diario Oficial de la Federación: Ciudad de México, Mexico, 2009. (In Spanish)
 29. Anderson, J.R. A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data; US Government Printing Office: Washington, DC, USA, 1976; Volume 964.
 30. Rzedowski, J. *Vegetación de Mexico*, 1st ed.; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: Tlalpan, Mexico, 2006; p. 504. (In Spanish)
 31. Shreve, F.; Wiggins, I.L. *Vegetation and Flora of the Sonoran Desert*; Stanford University Press: Stanford, CA, USA, 1964; Volumes 1 and 2.
 32. Congalton, R.G.; Green, K. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2008.
 33. Vashum, K.T.; Jayakumar, S. Methods to estimate above-ground biomass and carbon stock in natural forests—A review. *J. Ecosyst. Ecogr.* 2012. [CrossRef]
 34. Franklin, K.A.; Lyons, K.; Nagler, P.L.; Lampkin, D.; Glenn, E.P.; Molina-Freaner, F.; Markow, T.; Huete, A.R. Buffelgrass (*pennisetum ciliare*) land conversion and productivity in the plains of sonora, Mexico. *Biol. Conserv.* 2006, 127, 62–71. [CrossRef]
 35. SIAP-SAGARPA. Producción Agrícola por Estado. Available online: <http://www.Siap.Gob.Mx/cierre-dela-produccion-agricola-por-estado/> (accessed on 15 January 2016).
 36. Gálvez, R.O.P.R.; Dávalos, R.P.; De Jong, E.S.D.; Álvarez, B.H.J.O. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2010. Informe Nacional Mexico; Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación: Rome, Italy, 2010. (In Spanish)
 37. Jackson, R.; Canadell, J.; Ehleringer, J.R.; Mooney, H.; Sala, O.; Schulze, E. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 1996, 108, 389–411. [CrossRef] [PubMed]
 38. Johnson, M.V.V. *Pennisetum Ciliare Invasion: Mechanisms and Effects*; Texas A&M University: Kingsville, TX, USA, 2007.

39. Mokany, K.; Raison, R.; Prokushkin, A.S. Critical analysis of root: Shoot ratios in terrestrial biomes. *Glob. Chang. Biol.* 2006, 12, 84–96. [CrossRef]
40. Segura-Castruita, M.A.; Sánchez-Guzmán, P.; Ortiz-Solorio, C.A.; del Carmen Gutiérrez-Castorena, M. Carbono orgánico de los suelos de Mexico. *Terra Latinoam.* 2005, 23, 21–28. (In Spanish)
41. Carvajal, M.; Mota, C.; Alcaraz-López, C.; Iglesias, M. Investigación Sobre la Absorción de CO₂ por los Cultivos más Representativos. Available online: http://cambioclimaticomurcia.carm.es/pdfs/lessco2/ponencia_cisc_espanol.pdf (accessed on 3 November 2014).
42. Stromberg, J. Root patterns and hydrogeomorphic niches of riparian plants in the american southwest. *J. Arid Environ.* 2013, 94, 1–9. [CrossRef]
43. Smith, M.W.; Wood, B.W. Pecan tree biomass estimates. *HortScience* 2006, 41, 1286–1291.
44. The National Forestry Commission (CONAFOR). Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Informe 2004–2009; Forestal, C.N., Ed.; CONAFOR: Zapopan, Jalisco, Mexico, 2012. (In Spanish)
45. Jenkins, J.C.; Chojnacky, D.C.; Heath, L.S.; Birdsey, R.A. National-scale biomass estimators for United States tree species. *For. Sci.* 2003, 49, 12–35.
46. Rojas-García, F.; De Jong, B.H.; Martínez-Zurimendí, P.; Paz-Pellat, F. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for mexican trees and forests. *Ann. For. Sci.* 2015, 72, 835–864. [CrossRef]
47. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme; Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Eds.; Intergovernmental Panel on Climate Change: Hayama, Japan, 2006.
48. Alatorre, L.C.; Sánchez-Carrillo, S.; Miramontes-Beltrán, S.; Medina, R.J.; Torres-Olave, M.E.; Bravo, L.C.; Wiebe, L.C.; Granados, A.; Adams, D.K.; Sánchez, E. Temporal changes of ndvi for qualitative environmental assessment of mangroves: Shrimp farming impact on the health decline of the arid mangroves in the gulf of california (1990–2010). *J. Arid Environ.* 2016, 125, 98–109. [CrossRef]
49. Nguyen, U.; Glenn, E.P.; Nagler, P.L.; Scott, R.L. Long-term decrease in satellite vegetation indices in response to environmental variables in an iconic desert riparian ecosystem: The upper San Pedro, Arizona, United States. *Ecohydrology* 2015, 8, 610–625. [CrossRef]
50. Tucker, C.; Sellers, P. Satellite remote sensing of primary production. *Int. J. Remote Sens.* 1986, 7, 1395–1416. [CrossRef]
51. Fu, B.; Burgher, I. Riparian vegetation ndvi dynamics and its relationship with climate, surface water and groundwater. *J. Arid Environ.* 2015, 113, 59–68. [CrossRef]
52. Mather, P.; Tso, B. *Classification Methods for Remotely Sensed Data*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2009.

53. Jönsson, P.; Eklundh, L. Timesat—A program for analyzing time-series of satellite sensor data. *Comput. Geosci.* 2004, 30, 833–845. [CrossRef]
54. Kogan, F. Application of vegetation index and brightness temperature for drought detection. *Adv. Space Res.* 1995, 15, 91–100. [CrossRef]
55. Day, R.W.; Quinn, G.P. Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology. *Ecol. Monogr.* 1989, 59, 433–463. [CrossRef]
56. Servicio Meteorológico Nacional (SMN). Red de Estaciones Climatológicas. Available online: smn1.conagua.gob.mx/climatologia/normales/estacion/EstacionesClimatologicas.kmz (accessed on 20 September 2016).
57. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Estaciones hidrométricas. Mexico Subdir. Gen. Téc. 2012. unpublished data. (In Spanish)
58. Joneidi Jafari, H. Relationship between root biomass and soil organic carbon: Case study of arid shrub lands of semnan province. *Desert* 2013, 18, 173–176.
59. Eswaran, H.; Van Den Berg, E.; Reich, P. Organic carbon in soils of the world. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1993, 57, 192–194. [CrossRef]
60. Díaz-Caravantes, R.E.; Sánchez-Flores, E. Water transfer effects on peri-urban land use/land cover: A case study in a semi-arid region of Mexico. *Appl. Geogr.* 2011, 31, 413–425. [CrossRef]
61. Méndez-Barroso, L.A.; Vivoni, E.R.; Watts, C.J.; Rodríguez, J.C. Seasonal and interannual relations between precipitation, surface soil moisture and vegetation dynamics in the North American monsoon region. *J. Hydrol.* 2009, 377, 59–70. [CrossRef]
62. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Programa de Medidas Preventivas y de Mitigación de la Sequía Para el Consejo de Cuenca Alto Noroeste. Programa Nacional Contra la Sequía (Pronacose). Available online: http://www.Pronacose.Gob.Mx/pronacose14/contenido/documentos/imta_conagua%20cuenca%20noroeste%20salida.Pdf (accessed on 18 November 2015).
63. Castellanos, A.E.; Yanes, G.; Valdéz, D. Drought-tolerant exotic buffel-grass and desertification. In *Weeds across Borders: Proceedings of a North American Conference*; Tellman, B., Ed.; The Sonora-Arizona Desert Museum: Tucson, AZ, USA, 2002; pp. 99–112.
64. Asner, G.P.; Archer, S.; Hughes, R.F.; Ansley, R.J.; Wessman, C.A. Net changes in regional woody vegetation cover and carbon storage in Texas drylands, 1937–1999. *Glob. Chang. Biol.* 2003, 9, 316–335. [CrossRef]
65. Wang, G.; Oyana, T.; Zhang, M.; Adu-Prah, S.; Zeng, S.; Lin, H.; Se, J. Mapping and spatial uncertainty analysis of forest vegetation carbon by combining national forest inventory data and satellite images. *For. Ecol. Manag.* 2009, 258, 1275–1283. [CrossRef]
66. Van Leeuwen, W.J.; Huete, A.R.; Laing, T.W. Modis vegetation index compositing approach: A prototype with avhrr data. *Remote Sens. Environ.* 1999, 69, 264–280. [CrossRef]

67. Bai, Z.G.; Dent, D.L.; Olsson, L.; Schaepman, M.E. Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use Manag.* 2008, 24, 223–234. [CrossRef]
68. Moreno-Vazquez, J.L.; Centro de Estudios del Desarrollo de El Colegio de Sonora (COLSON), Hermosillo, Sonora, México. El fortalecimiento de la resiliencia de corredores riparios áridos: Ecohidrología y toma de decisiones en la cuenca del río san miguel. 2012. unpublished work (In Spanish)
69. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Localizador Repda de Aguas Nacionales, Zonas Federales y Descargas de Aguas Residuales (Locrepda), Segunda Versión en Google Earth. Capa de Datos Geográficos de los Aprovechamientos de Agua Superficial Inscritos del Registro Público de Derechos de Agua Repda. 2012. Available online: <http://sigagis.Conagua.Gob.Mx/locrepda/> (accessed on 15 July 2015).
70. Williams, C.A.; Cooper, D.J. Mechanisms of riparian cottonwood decline along regulated rivers. *Ecosystems* 2005, 8, 382–395. [CrossRef]
71. Hallack-Alegria, M.; Watkins, D.W., Jr. Annual and warm season drought intensity–duration–frequency analysis for Sonora, Mexico. *J. Clim.* 2007, 20, 1897–1909. [CrossRef]
72. Návar, J.; Nájera, J.; Jurado, E. Preliminary estimates of biomass growth in the tamaulipan thornscrub in north-eastern mexico. *J. Arid Environ.* 2001, 47, 281–290. [CrossRef]
73. Návar, J. Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern mexico. *For.Ecol. Manag.* 2009, 257, 427–434. [CrossRef]
74. Guerrero Silva, L.P. Cuantificación de Biomasa, Carbono y Producción de Oxígeno de *Pinus Cembroides* Zucc. En Mazapíl, Zacatecas, Mexico. Undergraduate thesis, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo, Mexico, 2014. (In Spanish)
75. González, J.M.; Méndez, A.S.; Luna, J.A.N.; Ontiveros, V.G. Modelos para estimar volumen y biomasa de árboles individuales de *Prosopis glandulosa*, var. *Torreyana* en el Ejido Jesús González ortega n^o1, mpio. de Mexicali, BC. *Agrofaz Publ. Semest. Investig. Cient.* 2006, 6, 225–240. (In Spanish)
76. Aguilar, R.; Ghilardi, A.; Vega, E.; Skutsch, M.; Oyama, K. Sprouting productivity and allometric relationships of two oak species managed for traditional charcoal making in central mexico. *Biomass Bioenergy* 2012, 36, 192–207. [CrossRef]
77. Návar, J. Alometría para biomasa en especies arbóreas del noroeste de Mexico. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.* 2010, 12, 507–519. (In Spanish)
78. Návar Chaidez, J.d.J. Allometric equations and expansion factors for tropical dry trees of eastern Sinaloa, Mexico. *Trop. Subtrop. Agroecosyst.* 2008, 10, 45–52.

ANÁLISIS ESPACIAL DE LA OFERTA Y DEMANDA DE AGUA EN DOS SUBCUENCAS DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA DEL NOROESTE DE MÉXICO: DESFASE ENTRE LAS POLÍTICAS DE USO DEL AGUA Y OTROS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.

Resumen

A pesar de que la escasez de agua es una característica inherente a las Zonas Semiáridas del Noroeste de México, en la región ha sido posible el desarrollo de actividades altamente demandantes de agua, gracias a el aprovechamiento subterráneo y superficial del recurso hídrico. En el modelo mexicano el agua es asignada con base en estudios de disponibilidad media anual de agua subterránea y superficial. No obstante, estos no identifican geográficamente las áreas en donde se produce el agua y tampoco hacen un análisis espacial de cómo se distribuye el consumo de agua, dentro de las regiones en donde se asigna el recurso. En este trabajo se identificaron las áreas críticas para la oferta y la demanda de agua en las subcuencas del Río Zanjón (SRZ) y Río San Miguel (SRSM), ubicadas en la región semiárida del Noroeste de México. Se utilizaron capas de información geográfica y datos tabulares, con las variables biofísicas necesarias para determinar la cantidad de agua en Mm^3 que escurre en cada Microcuena que forma parte del área de estudio. Para integrar la información, se utilizó el Modelo Water Yield de la herramienta Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs (InVEST 3.1.0) (The Natural Capital Project: Stanford), basado en la curva de Budyko propuesta por Fu (1981) y Zang y colaboradores (2004). Como resultado se obtuvo un mapa en formato raster, con una resolución espacial de 30 metros de la cantidad de agua que escurre anualmente por unidad de paisaje (pixel). Para identificar las áreas de mayor intensidad de uso del agua, se realizó un análisis espacial de densidad tipo Kernel, con base a la información del volumen de agua superficial y subterránea concesionada obtenida de registros oficiales y mediante la identificación espacial y el cálculo de la capacidad de almacenamiento de los embalses de agua conocidos como “represos”, los cuales no se encuentran en los registros oficiales.

Los resultados de esta investigación sugieren que las regiones altas y medias de la SRSM son las que aportan una mayor cantidad del recurso hídrico por unidad de superficie. No obstante, más del 75% del agua se extrae de la parte baja de ambas subcuencas, en donde se localizan las concesiones de mayor consumo de agua. Asimismo, más del 80% de los pozos para la extracción de agua subterránea se ubican en un buffer de 5 km a partir del cauce principal de los ríos, lo cual podría ejercer presión sobre los Ecosistemas Ribereños que aún permanecen en esas zonas.

Este estudio nos demuestra que es posible identificar las áreas críticas para la oferta de agua en zonas áridas, utilizando modelos que requieren de información accesible y de bajo costo. Asimismo, es posible hacer un análisis espacial de la intensidad del uso del agua, que nos brinde información valiosa para la toma de decisiones y el correcto ordenamiento y administración de los recursos hídricos de las cuencas de zonas áridas, sin afectar otros ecosistemas importantes como los ribereños, que ofrecen una gran cantidad de servicios ecosistémicos.

1. Introducción

El concepto de servicios ecosistémicos (SE) puede ser una herramienta muy poderosa para la conservación al explicar, como los ecosistemas y sus procesos ofrecen beneficios que ligan al componente ecológico y social, en un espacio bien delimitado físicamente como lo es una cuenca hidrológica (Bagstad et al., 2013). Asimismo, éste concepto ofrece la oportunidad de conciliar los intereses de los economistas y los ecólogos a la hora de definir la toma de decisiones acerca del uso de los recursos naturales y del ordenamiento territorial (Lattera et al., 2014).

En México el 41% del territorio está constituido por zonas áridas, en donde la escasez de agua representa una limitante no solo para el sustento de la vida silvestre, sino también para el desarrollo social y económico de estas regiones. En las regiones áridas de México, las actividades económicas presentes son altamente dependientes de la disponibilidad de agua provista por los Ecosistemas Ribereños de Zonas Áridas (ERZA), principalmente las actividades del sector de producción primaria concernientes a la ganadería y la agricultura. El acelerado crecimiento poblacional, la falta de planeación en el uso de recursos, y el escaso conocimiento de las dinámicas hidrológicas y ecológicas en estos sistemas, podrían estar

provocando el deterioro de las funciones y la provisión otros SE como la productividad primaria, el almacenamiento del carbono y la calidad del hábitat, que también son muy importantes para el desarrollo económico y social en estas regiones (Patten, 1998; Ffolliott y DeBano, 2003; Zaimes et al., 2007).

El proceso que permite la oferta de servicios ecosistémicos hidrológicos en un ecosistema en particular es el balance hídrico. Este se rige por las condiciones climatológicas asociadas a la ubicación geográfica (precipitación, temperatura, radiación solar, etc.), por sus componentes bióticos (estructura y composición de la vegetación) y abióticos (geología, tipos de suelos y topografía), así como por las interacciones entre todos estos elementos. Los componentes relacionados al clima como la precipitación anual, radiación solar y temperatura determinan la cantidad de agua que precipita en un ecosistema y que se pierde en primera instancia por efecto de la evaporación. Los componentes abióticos del sitio como la pendiente y los tipos del suelo, definen la hidrología del sitio como las tasas de infiltración, transmisión y escorrentía. Asimismo, los componentes bióticos específicamente la estructura, composición y atributos fisiológicos de la vegetación, también regulan los componentes hidrológicos mediante procesos como la intercepción y evaporación del agua por el dosel, la transpiración y la redistribución hídrica en el perfil del suelo. Siguiendo el ciclo de servicios en un sistema Socio-Ecológico, la oferta por parte del medio biofísico se convierte en un servicio una vez que el recurso es utilizado para mantener las actividades agrícolas y ganaderas de la región, o para satisfacer las demandas de agua para consumo humano (Tallis et al., 2012). El beneficio por tanto se traduce en las utilidades de los cultivos, los costos evitados por no invertir en plantas desaladoras y un aumento en general del bienestar del componente social.

Debido a las características climatológicas presentes en las zonas áridas, su balance hídrico es más delicado en relación a otras regiones más húmedas, resumiéndose en una mayor escasez y una alta variabilidad espacial y temporal de la precipitación, altas temperaturas y elevadas tasas de evapotranspiración (Medrano, 2012). El modelo de balance hídrico para estas regiones basado en los datos obtenidos en la cuenca experimental Walnut Gulch ubicada dentro de la cuenca del río San Pedro en Arizona, muestra que del total de la precipitación anual, cerca del 85% del agua se pierde por efecto de la evaporación desde la superficie del suelo y del follaje, y por la transpiración de la vegetación presente en la cuenca (Renard et al., 2008). De esta forma, solo entre el 5% y el 15% del agua escurre por la

superficie del suelo y llega al cauce de los ríos (Ffolliott y DeBano, 2003). De esta agua que llega al cauce de los ríos y arroyos, cerca del 90% se pierde por transmisión, la cual puede llegar a los mantos acuíferos, representando un suministro a la oferta de agua subterránea de los acuíferos. Al final, solo el 2% del total de agua que precipita en las cuencas de zonas áridas escurre superficialmente por los ríos (Renard et al., 2008), la cual representa un posible suministro para los agricultores y ganaderos. Lo anterior también es avalado por Salas (2000) al mencionar que la escorrentía en zonas áridas generalmente no es mayor al 10% de la precipitación.

El agua extraída de las cuencas y de los sistemas ribereños de zonas áridas proviene tanto de los mantos freáticos, como de las corrientes superficiales. El agua subterránea es obtenida mediante su extracción de pozos y norias, y el agua superficial se obtiene 1) mediante la desviación del cauce en las secciones del río con corrientes de agua perene o temporal, y 2) por medio de la construcción de pequeños embalses de agua a menudo referidos como “represos”.

La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) es la autoridad encargada de asignar por acuífero y/o cuenca hidrológica, y con base en estudios hidrológicos que calculan la disponibilidad media anual de agua, los permisos de consumo de los recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos y de establecer las condiciones de su uso (Pineda et al., 2014). A su vez la CONAGUA cuenta con el Registro Público de Derechos del Agua (REPDA) como el instrumento para llevar el control de las concesiones asignadas, mismo que consiste en una base de datos que contiene información del nombre del titular, la cantidad de agua concesionada, la ubicación geográfica de la concesión, etc.

A pesar de que existen instituciones e instrumentos para llevar un control en el aprovechamiento de las aguas nacionales y promover su conservación, en la práctica esto no sucede, ya que un modelo administrativo de gestión del agua como el mexicano, tiende a privilegiar las preocupaciones políticas sobre las consideraciones meramente económicas y medioambientales; lo cual no garantiza que el agua se destine a los usos más productivos (Roemer, 1997), ni que se respeten los gastos ecológicos que garanticen el funcionamiento de los ERZA. Por ejemplo, en el caso del acuífero del Río San Miguel, los resultados de los estudios hidrológicos para determinar la disponibilidad media anual de agua por acuífero, mismos que deben realizarse cada tres años, sugieren aumentos en la disponibilidad media

anual de agua entre un período y otro, sin dar explicaciones técnicas de los cambios en las características físicas o climáticas en los acuíferos que puedan justificar dichos incrementos (CONAGUA, 2009a; CONAGUA 2015a). Asimismo, dichos estudios no identifican geográficamente cuales son las áreas más importantes para el aporte de los escurrimientos superficiales, ni para la recarga de los acuíferos, y tampoco ni se conoce a ciencia cierta, cuales son los lugares de mayor intensidad de uso del agua dentro de los acuíferos una vez que se asignan las concesiones de agua.

En las zonas áridas del noroeste de México los ERZA son a menudo explotados a su máxima capacidad (CONAGUA 2015b). Esto ha provocado que estos ecosistemas sean catalogados como zona de alto riesgo y sean vulnerables a cambios importantes en su estructura y funcionamiento (Stromberg et al, 1996; Williams and Cooper, 2005; Nguyen ET AL, 2015). Por lo anterior, resulta de gran importancia desarrollar aproximaciones que promuevan el conocimiento de la distribución espacial de áreas críticas para el aporte de los recursos hídricos en las cuencas de zonas áridas.

El conocimiento acerca de la ubicación geográfica de los SE dentro de un área de interés, constituye un aproximación eficiente para que los tomadores de decisiones tengan la oportunidad de predecir y observar, el posible efecto de las políticas de manejo de los ecosistemas, sobre su funcionamiento, utilizando dicho conocimiento para el correcto ordenamiento del territorio (Lattera et al., 2011).

Actualmente existen herramientas que pueden facilitar el proceso de mapeo de múltiples SE, con base en información espacial de uso de suelo y cobertura del suelo ligada a funciones ecológicas y modelos biofísicos (Bagstad et. al. 2013). Estas herramientas son alimentadas con información específica y que se puede obtener de bases de datos oficiales, investigaciones locales o con información de campo.

Tomando en cuenta lo anterior, el presente trabajo busca identificar las áreas críticas para la oferta y demanda de agua en la región semiárida que abarcan dos cuencas semiáridas del noroeste de México (Río Zanjón (SRZ) y Río San Miguel (SRSM)), con el fin de comprender como se distribuye espacialmente 1) el uso del agua y 2) la producción de agua en la región. Específicamente, este estudio busca 1) Modelar espacialmente las áreas críticas para la oferta de servicios hidrológicos, utilizando información oficial disponible, 2) Analizar los usos del agua por tipo de usuario e identificar espacialmente las áreas de mayor intensidad de uso, y 3)

Analizar como las decisiones en el uso del suelo y el agua pueden afectar el funcionamiento de los ecosistemas ribereños y la provisión de otros SE de los ERZA.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

El área de estudio comprende dos subcuencas, que forman parte de la cuenca del Río Sonora misma que se ubica en el Noroeste de México, dentro del Estado de Sonora, entre las coordenadas $28^{\circ} 53' - 30^{\circ} 46'$ Latitud Norte y $110^{\circ} 21.5' - 111^{\circ} 21.5'$ Longitud Oeste (Figura 1). La superficie total de ambas subcuencas es de $9,437 \text{ km}^2$ lo que representa aproximadamente el 30 % de la superficie total de la cuenca del Río Sonora (INEGI, 1993). A pesar de ser regiones adyacentes, existen algunas diferencias biofísicas importantes entre ambas subcuencas. En la SRZ se presentan elevaciones que van desde 280 msnm hasta 1,734 msnm en las partes más altas de la Sierra de Cucurpe, mientras que para la SRSM, las elevaciones van desde 225 msnm hasta 2,439 msnm hacia la Sierra Azul, ubicada al norte de la subcuenca (Méndez – Estrella et al., 2016). La precipitación y la temperatura son dos parámetros que también varían entre las dos regiones, con registros de lluvia acumulada anual de entre 340 y 384 mm/año y temperaturas promedio anuales de entre 21 y 22 °C para la SRZ, mientras que la SRSM presenta un mayor registro de precipitaciones, de entre 423 mm to 575 mm, con una temperatura media anual de entre 19 y 22 °C. En ambas subcuencas se presenta una marcada estacionalidad de las lluvias, con más del 70% de la precipitación acumulada anual presentándose entre los meses de julio – agosto, durante el monzón de verano (Méndez – Estrella et al., 2016).

Las condiciones climáticas particulares de cada región determinan junto con el manejo de los recursos naturales, las diferencias que podemos observar respecto a los tipos de vegetación presentes en cada subcuenca. Para la SRZ, siendo la región más árida de la cuenca del río Sonora y donde se ubican empresas agrícolas importantes, los tipos de vegetación más dominantes en orden de mayor a menor superficie son, matorral desértico, pastizal inducido y cultivado (principalmente *Cenchrus ciliaris*), mezquital, matorral subtropical/sarcocaule y agricultura anual y perenne (uva de mesa, nogal, cítricos, etc), mientras que para la SRSM, en donde se presenta una mayor precipitación anual y actividades agrícolas que satisfacen las

necesidades de pequeños productores, se presenta con mayor dominancia el matorral subtropical, bosque de encino, mezquital, matorral desértico, pastizal naturales (Méndez – Estrella et al., 2016). También la SRSM, presentan áreas con vegetación ribereña, formada por asociaciones de los géneros *Populus*, *Salix*, *Bacharis*, *Celtis*, entre otros (Méndez – Estrella et al., 2016).

Ambas subcuencas son muy importantes para la ciudad de Hermosillo, capital del estado de Sonora, ya que el sistema hidrológico de estas son tributarios que dirigen los escurrimientos superficiales hacia la presa “Abelardo L. Rodríguez” y alimentan a su vez los mantos acuíferos donde se ubica el sistema de pozos de “La Victoria”, de los cuales se extrae el agua que abastece a gran parte de la ciudad (Díaz y Sánchez, 2011).

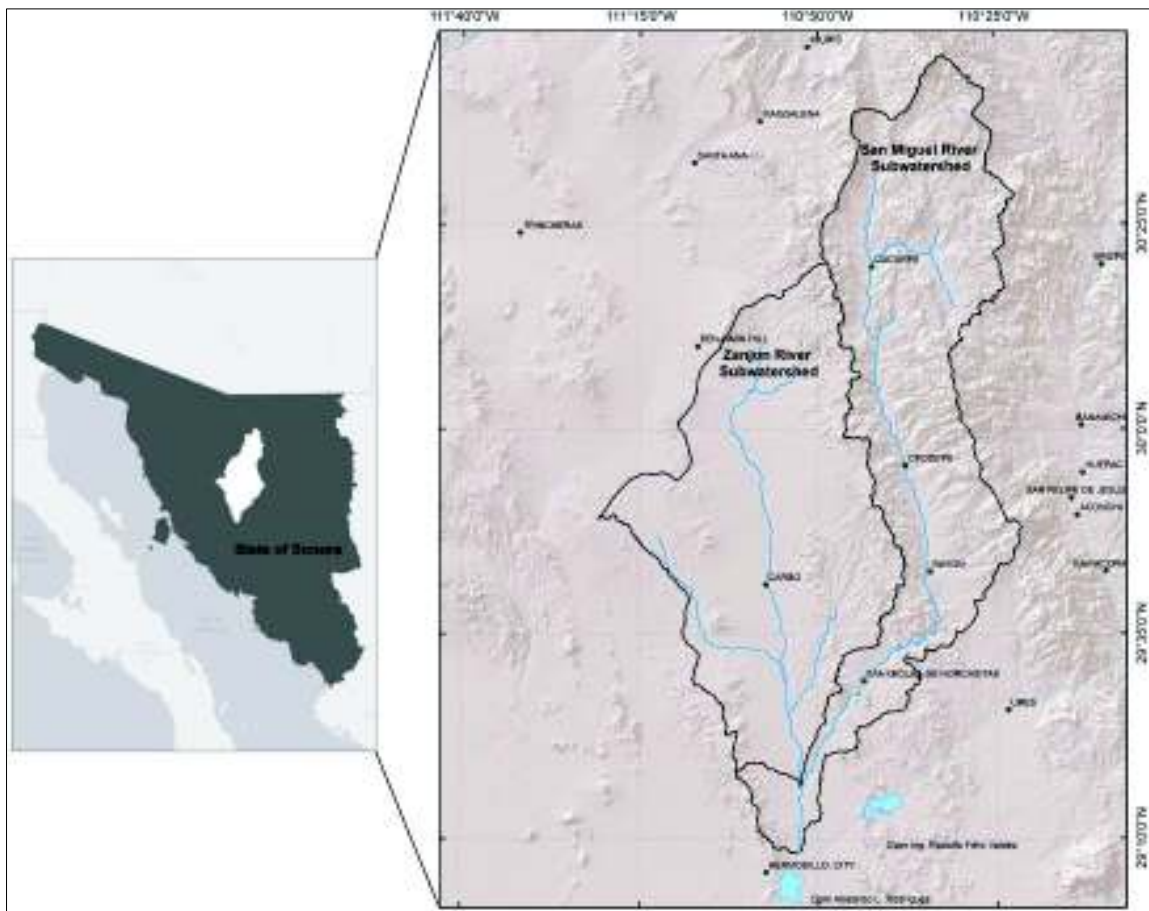


Figura 1. Localización del área de estudio. La SRZ y SRSM forman parte de la cuenca del Río Sonora y se ubican en la parte central del estado de Sonora, México.

2.2. Mapeo de áreas críticas para la oferta de agua en las subcuencas del Río San Miguel y Río Zanjón

Para identificar espacialmente las áreas críticas de oferta de agua superficial, fue necesario integrar una serie de capas de información geográfica y datos tabulares, que contienen las variables biofísicas necesarias para determinar la cantidad de agua en Mm^3 que escurre a nivel de cada Microcuenca que forma parte de la SRZ y la SRSM. El Modelo Water Yield de la herramienta Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs (InVEST 3.1.0) (The Natural Capital Project: Stanford) fue utilizado para integrar la información y obtener, basado en la curva de Budyko propuesta por Fu (1981) y Zang y colaboradores (2004), un mapa en formato raster, con de la cantidad de agua superficial que escurre anualmente ($Y(x)$) por cada pixel (x) del paisaje, con una resolución espacial de 30 metros, utilizando la siguiente fórmula:

$$Y(x) = \left(1 - \frac{AET(x)}{P(x)}\right) \cdot P(x) \quad (1)$$

Donde AET es la Evapotranspiración Real Anual y P se refiere a la precipitación anual.

Para las áreas cubiertas con vegetación natural e inducida, la evapotranspiración depende de las propiedades fisiológicas de las especies vegetales, así como de las condiciones climáticas y del suelo particulares de cada sitio (Allen et al., 1998). En este caso, el balance hídrico $\frac{AET(x)}{P(x)}$, se basa en la siguiente expresión de la curva de Budyko (Fu, 1981; Zang et al., 2004):

$$\frac{AET(x)}{P(x)} = 1 + \frac{PET(x)}{P(x)} - \left[1 + \left(\frac{PET(x)}{P(x)}\right)^w\right]^{1/w} \quad (2)$$

Donde $PET(x)$ es la evapotranspiración potencial de cada tipo de cobertura del suelo y w es un parámetro no-físico que caracteriza las propiedades climáticas y del suelo particulares del sitio.

En este caso, la Evapotranspiración Potencial $PET(x)$ es definida como:

$$PET(x) = K_c(l_x) \cdot ET_0(x) \quad (3)$$

Donde $ET_0(x)$ se refiere a la Evapotranspiración de referencia, basada en un cultivo de alfalfa creciendo con disponibilidad de agua y bajo las condiciones climáticas del sitio. Asimismo, $K_c(l_x)$ es el coeficiente de evapotranspiración (también conocido como coeficiente de crecimiento) de determinada cobertura vegetal, lo cual es definido por las condiciones fisiológicas de las especies que componen dicha cobertura (Allen et al., 1998). En este caso, la Evapotranspiración Potencial ($PET(x)$) está dada por la modificación de la Evapotranspiración de Referencia (ET_0), dadas las características vegetativas de cada tipo de cobertura del suelo (K_c).

Por su parte, $w(x)$ es un valor empírico dado por la expresión propuesta por Donohue et al. (2012):

$$w(x) = Z \frac{AWC(x)}{P(x)} + 1.25 \quad (4)$$

Donde $AWC(x)$ es el contenido de agua volumétrica (mm) disponible para la planta, la cual depende de la textura del suelo y la profundidad efectiva de las raíces. En este sentido, $AWC(x)$ es el resultado del producto del Plant Available Water Capacity (PAWC) y la profundidad mínima tanto de la raíz como de la capa limitante para el crecimiento de la raíz en el suelo. El valor de Z se describe el patrón local de la precipitación en el área de interés, este está positivamente correlacionado con el número de eventos de lluvia por año (Donohue et al., 2012).

Se integraron al modelo Water Yield un total de ocho capas de información para evaluación e identificación espacial de las áreas críticas para la oferta de agua en las SRZ – SRSM. El modelo arroja como resultado un archivo .shp con una tabla de atributos donde presenta el volumen de producción de agua total en m^3 y por unidad de superficie en m^3/ha a nivel de subcuenca y microcuenca. Como una opción el modelo también muestra los

resultados de la producción promedio de agua en mm por pixel; no obstante, los resultados solo deben ser interpretados a nivel de cuenca, subcuenca o microcuenca, ya que los supuestos que utiliza el modelo están basados en procesos hidrológicos que suceden en estas unidades del paisaje (Sharp et al., 2014). Las definiciones, unidades, fuentes de información y métodos para la generación de los insumos del modelo se describen en los siguientes apartados de esta metodología.

2.2.1. Promedio de la precipitación acumulada anual para el período 1993 - 2011

Este parámetro se refiere al continuo espacial en formato raster de la precipitación acumulada anual (mm) del área de estudio. Para generar esta capa de información, se utilizaron las estaciones climatológicas de Sonora de la red de estaciones climatológicas del SMN de la CONAGUA (SMN, en línea). Para cada estación (157 en total), se calculó la precipitación acumulada para cada año entre 1993 y 2011, siempre y cuando cada año tuviera un registro de más de nueve meses de información, incluyendo toda la temporada del monzón de verano, que para la región se presenta entre julio y agosto (Méndez – Barroso et al., 2009). Después se obtuvo un promedio histórico de la precipitación acumulada anual para cada estación. Dado que esta información tiene una posición geográfica se generó un shape de puntos con la información generada. Mediante interpolación de la información vectorial, y utilizando la técnica geoestadística de Kriging, se generó un archivo raster con una resolución espacial de 30 m, del continuo espacial de la precipitación anual promedio del área de estudio. Ya que la interpolación se hizo a escala estatal, del archivo raster generado se extrajo la información para el área de ambas subcuencas (SRSM y SRZ) utilizando el polígono del área de estudio (Figura 1).

2.2.2. Evapotranspiración de referencia anual (ET_0)

La evapotranspiración de referencia anual (ET_0) se refiere a la pérdida potencial del agua en mm de una superficie, incluyendo la evaporación del suelo y la transpiración de un cultivo de referencia, alfalfa o pasto creciendo bajo condiciones de disponibilidad de agua (Sharp et al., 2014). Para calcular este parámetro fueron utilizadas las mismas estaciones climatológicas de la red de estaciones climatológicas del SMN de la CONAGUA (SMN, en línea). Para cada

estación se obtuvo la ET_0 diaria promedio para cada mes con la ecuación modificada de Hargreaves (Droogers and Allen, 2002). Hecho esto, se calculó la ET_0 promedio mensual al multiplicar el ET_0 diaria por el número de días de cada mes. Finalmente, sumando la ET_0 promedio mensual, se calculó la ET_0 anual para cada estación. Con la posición geográfica de cada estación, se generó un shape de puntos con la ET_0 anual histórica y utilizando la herramienta geo estadística Kriging, se interpoló espacialmente la información, obteniéndose un archivo raster con una resolución espacial de 30 m, que representa el continuo espacial de la ET_0 anual promedio en mm del área de estudio.

2.2.3. Mapas de cobertura y uso del suelo

Para este estudio utilizamos el mapa de uso de suelo y vegetación para el año 2011 de Méndez - Estrella et al. (2016), éste fue generado mediante clasificación supervisada, utilizando el modelo CART (Classification and Regression Trees), así como el esquema de clases propuesto por Anderson (1976), que considera una combinación de criterios fisionómicos y de formas de vida proporcionados por diversas fuentes de información (Rzedowski, 2006; Shreve and Wiggins, 1964). La precisión global de la clasificación utilizada es 80.6%, los valores de precisión del usuario y el productor son del 81% y 85% respectivamente, mientras que el coeficiente Kappa es mayor al 78%. Las clasificaciones por lo tanto superan los límites aceptables de precisión (Congalton and Green, 2008).

2.2.4. Profundidad de la capa limitante para el crecimiento de las raíces

Este parámetro se refiere a la profundidad a la cual el crecimiento de la raíz hacia zonas más profundas se ve inhibida por las limitantes físicas o químicas del perfil del suelo (Sharp et al., 2014). En este caso, al no encontrar información disponible para la región acerca de la capa limitante por tipo de suelo, fue utilizada la profundidad del suelo como un proxy (Sharp et al., 2014). Para generar esta capa de información fue necesario utilizar el “conjunto de datos vectoriales edafológicos” escala 1: 250,000 Serie II (INEGI, 2007a) y los datos del “continuo nacional de perfiles de suelos”, escala 1:250,000 Serie II (INEGI, 2007b), ambos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). El conjunto de datos vectoriales edafológicos,

fue utilizado para identificar los tipos de suelos presentes en el área de estudio, mediante un corte de la información con el área de cada subcuenca. Con base al conjunto de datos del continuo nacional de perfiles de suelos, se extrajeron los perfiles de profundidad para cada tipo de suelo identificado anteriormente en el área de estudio. Se calculó la profundidad promedio para cada tipo de suelo y se convirtió a mm. Se tomó el corte de datos vectoriales edafológicos de la serie II del INEGI para el área de estudio y se le anexó un campo de profundidad del suelo a la tabla de atributos. En ese campo se registró el valor promedio de profundidad obtenido en el punto anterior. Por último, el shape de tipos de suelo y profundidad que se generó, fue convertido a formato raster de 30 metros de resolución espacial, según los requerimientos del modelo.

2.2.5. Contenido de agua disponible para la planta en el suelo

La fracción de agua en el suelo que está disponible para la planta, es obtenida una vez que se conoce la diferencia entre la fracción de la capacidad volumétrica de campo y el punto permanente de marchitamiento, lo cual varía en función de las características físicas y químicas de cada tipo de suelo (Sharp et al., 2014). Para calcular el Plant Available Water Content (PAWC) para cada tipo de suelo, se utilizaron el “conjunto de datos vectoriales edafológicos” escala 1: 250,000 Serie II (INEGI, 2007a), los datos del “continuo nacional de perfiles de suelos”, escala 1:250,000 Serie II (INEGI 2007b) y el Software SPAW - FAO desarrollado con base al trabajo de Saxton and Rawls (2006).

Se hizo un corte de la información del conjunto de datos vectoriales edafológicos, utilizando el área de cada subcuenca, identificándose todos los tipos de suelo presentes en el área de estudio. Del continuo nacional de perfiles de se extrajeron los datos de contenido de grava y arcilla, clase textural, cantidad de materia orgánica y salinidad para cada tipo de suelo presente en nuestra área de estudio e identificados previamente. Se hizo una tabla de Excel, en donde se incluyeron el tipo de suelo y los datos que requiere el programa SPAW para calcular el contenido de agua disponible para la planta. Utilizando los datos obtenidos de los perfiles, se calculó el SPAW en cm/cm para cada perfil (puntos de muestreo) por tipo de suelo. Ya que cada tipo de suelo tiene una N cantidad de perfiles o sitios de muestreo, se obtuvo el SPAW promedio por tipo de suelo. Se tomó el corte de datos vectoriales edafológicos para el área de

estudio y se le anexó un campo de SPAW a la tabla de atributos. Por último, la capa .shp de tipos de suelo y SPAW que se generó, fue convertido a formato raster con una resolución espacial de 30 metros.

2.2.6. Subcuencas y Microcuencas

Se refiere a las áreas geográficas que contribuyen al aporte de agua en la región de interés, desde la perspectiva de dos distintas escalas. Para este estudio se utilizó un archivo vectorial .shp, obtenido de la Red Hidrográfica escala 1:50 000 edición 2.0 (INEGI, 2010), mismo que representa el área de la SRZ y la SRSM, ubicadas en la cuenca del Río Sonora, Región hidrológica Sonora Sur (INEGI, 1993). Asimismo, se utilizó un archivo vectorial .shp de las microcuencas que forman parte de ambas subcuencas. Las microcuencas utilizadas (45 para la SRSM y 28 para la SRZ) fueron definidas por la Universidad de Querétaro, México, para FIRCO (Fideicomiso de Riesgo Compartido) de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), específicamente para el Programa Nacional de Microcuencas (FIRCO, 2006). Las microcuencas representan la unidad de análisis de mayor detalle en la que se presentarán los resultados, y pueden aportar mayor información en cuanto a la distribución espacial de las áreas críticas para la oferta de servicios hidrológicos de provisión a los que generan las políticas y toman las decisiones para el manejo del agua.

2.2.7. Parámetro Z

Éste es un parámetro empírico que describe el patrón local de la precipitación en el área de interés, está correlacionado con el número de eventos de lluvia por año y sus valores están entre el rango de 0 a 30 (Sharp, 2014). Fue calculado utilizando la fórmula propuesta por Donohue et al. (2012), donde el número de eventos de lluvia anual es multiplicado por 0.2 ($0.2*N$). Se utilizaron los datos de nueve estaciones climatológicas ubicadas a lo largo de ambas subcuencas (tabla 1), con el fin de obtener el registro de los eventos de lluvia para cada año entre 1981 y el 2011 en cada estación, tomando en cuenta de que debe haber un período de 6 horas entre cada evento según lo propuesto en Donohue et al. (2012). Posteriormente, se calculó el valor de Z para cada estación, multiplicando el promedio histórico de los eventos de

lluvia anual por 0.2. Finalmente, para contar con un solo valor que se aproxime al patrón de la precipitación del área de estudio, se promediaron todos los valores de Z calculados para cada estación en particular, obteniéndose un valor de $Z = 7.39$ (Tabla 1).

Tabla 1. Eventos de lluvia promedio anuales para nueve estaciones meteorológicas ubicadas en el área de estudio

Estación climatológica	Ubicación (subcuenca)	Eventos promedio anuales (n)	Parámetro Z (0.2 *N)
Querobabi	SRZ	36,23	7,25
Carbó	SRZ	34,79	6,96
Pesqueira	SRZ	22,48	4,60
Cucúrpe	SRSM	46,41	9,28
Meresichic	SRSM	36,39	7,28
Rayón	SRSM	38,96	7,79
El Cajón	SRSM	40,17	8,03
El Orégano	Sur del SRSM, Oeste SRZ	38,93	7,79
Hermosillo II	Al sur del SRSM y SRZ	37,48	7,50
Promedio		36,87	7,39
Desvstd		6,35	1,24

2.2.8. Tabla biofísica

En esta tabla se incluyen las características biofísicas propias de cada tipo de cobertura de suelo presente en el área de estudio que influyen sobre el rendimiento hídrico. Se incluyen básicamente dos parámetros importantes:

- 1) *Profundidad máxima de la raíz*: Para obtener éste parámetro, se calculó la profundidad máxima promedio de la raíz en mm para cada tipo de cobertura vegetal. Como primer paso, se extrajo la información de todas las especies registradas en todos punto de muestreo de campo realizados en el Inventario Nacional Forestal para cada tipo de vegetación en el área de estudio (Méndez – Estrella et al., 2017). Posteriormente, a cada especie se le asignó un valor de profundidad máxima de la raíz con base en Canadell y colaboradores (1996) y Schenk y Jackson (2002), para coberturas de vegetación natural; y con base en Allen (1998), para cultivos anuales y perennes. Finalmente, se obtuvo un promedio de la profundidad máxima de la raíz por tipo de cobertura del suelo basado en todas sus especies.

2) Coeficiente de evapotranspiración de la planta (Kc): Éste valor hace referencia a las diferencias entre la evapotranspiración de un tipo de cobertura del suelo conocida como evapotranspiración potencial, respecto al cultivo de referencia, en este caso la alfalfa creciendo bajo condiciones óptimas de humedad (Sharp, 2014). Éste coeficiente refleja las características fisiológicas de la vegetación que son capaces de modificar la evapotranspiración de referencia. El rango de valores para este parámetro va de 0 a 1.5, siendo los valores mayores a 1 un indicador de que un tipo de vegetación se encuentra desarrollándose bajo condiciones de disponibilidad de agua. Ya que no existen estudios que hayan calculado el Coeficiente de Evapotranspiración por tipo de cobertura del suelo para el área de estudio, y el calcularlo sobrepasa los objetivos de este trabajo, se decidió utilizar la fracción de la cobertura vegetal utilizando el método propuesto por Brunsell and Gillies (2003). Dado que éste valor es obtenido utilizando el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) basado en imágenes Landsat TM 5, este refleja las condiciones de cobertura vegetal, así como el vigor de la vegetación, que depende directamente de la disponibilidad de agua para las plantas. La ecuación estima la fracción de la cobertura vegetal (Fr) como el cuadrado del cociente del valor de NDVI para cada pixel en la escena (NDVI) menos el valor de NDVI del suelo desnudo ($NDVI_0$) entre el valor de NDVI correspondiente al stand más denso de vegetación ($NDVI_{max}$) menos el valor de NDVI del suelo desnudo ($NDVI_0$) (Brunsell and Gillies, 2003).

$$Fr = [(NDVI - NDVI_0) / (NDVI_{max} - NDVI_0)]^2 \quad (5)$$

2.3. Usos del agua en las subcuencas del Río San Miguel y Río Zanjón

La agricultura y la ganadería son las dos principales actividades económicas presentes en las SRSM y SRZ y ambas son altamente demandantes de agua, tanto subterránea como superficial. Para la región, el agua superficial se ha obtenido de dos formas: para utilizarla en agricultura de pequeña escala mediante la desviación del cauce en las secciones del río con corrientes de agua permanente o temporal, y para utilizarla para la ganadería extensiva, por medio de la construcción de pequeños embalses de agua conocidos regionalmente como repesos. Los repesos son pequeños embalses de agua que interrumpen el flujo natural del

agua e interceptan la escorrentía superficial. Estos se construyen sobre el cauce de pequeños arroyos, cuentan con un bordo de contención y un piso impermeable de fondo compuesto de arcillas para evitar las pérdidas de agua por infiltración. Por otra parte, el agua subterránea para uso pecuario, ganadero y urbano, es obtenida mediante su extracción de pozos y “norias”.

Ya que identificamos espacialmente las áreas importantes para la oferta de agua dentro de ambas subcuencas, procedimos a ubicar espacialmente donde y quién utiliza éste recurso dentro del mismo espacio geográfico (Lattera et al., 2011). Para lo anterior, se ubicaron los pozos y repesos dentro del área de estudio. Los registros de los aprovechamientos subterráneos por tipo de usuario, se obtuvieron mediante un corte de información espacial de los registros del LOCREPDA obtenidos en formato KML (Localizador de Registro Público de Derechos de Aguas Nacionales, Zonas Federales y Descargas de Aguas Residuales), utilizando el área correspondiente a los acuíferos del Río San Miguel y Río Zanjón. Para estimar el número de repesos, se utilizaron imágenes de alta resolución de Google Earth y Landsat TM, para generar un mapa donde se ubicaron cada uno de estos embalses. Su capacidad de almacenamiento se obtuvo, primero digitalizando y calculando el área de cada repeso, y después multiplicando su área por una profundidad promedio de 1.5 m. para cada repeso, la cual se estimó con base a experiencia de campo.

2.3.1. Intensidad del uso del agua superficial y subterránea por tipo de usuario

Una vez obtenido el volumen de agua subterránea y superficial, se realizó un análisis espacial de densidad tipo Kernel, basándonos en la metodología propuesta en Díaz-Caravantes y Scott (2010). Mediante el método de Kernel es posible calcular valores de densidad alrededor de varias entidades distribuidas espacialmente en una superficie (Díaz-Caravantes and Scott, 2010). El resultado consiste en una superficie tipo raster, que se obtiene a partir de puntos georreferenciados que representan las características de algún elemento, en este caso el volumen aproximado de agua en m^3 (valor de la entidad) que puede almacenar un “repeso” (entidad); o bien, la cantidad de agua concesionada en cada pozo por unidad de área (m^2). Éste método nos permite en nuestro caso identificar las áreas en donde existe una mayor o una menor “intensidad” de uso del agua.

La función de densidad de Kernel fue calculada utilizando la función cuadrática de núcleo (kernel) descrita por Silverman (1986) (ecuación 7).

$$D(s) = \sum_{i=1}^n S_i (3/\pi\tau^2)[1 - (h_i^2/\tau^2)]^2 \quad (6)$$

En donde:

τ = radio del círculo de vecindad

h_i = distancia entre el punto s y el punto de observación S_i

n = número de puntos de observación

$D(s)$ = densidad espacial (intensidad) al punto s (centro del pixel)

S_i = punto de observación i (volumen de concesión de agua, capacidad de almacenamiento, etc.)

El radio del círculo de vecindad utilizado en este estudio fue de 10,000 metros, con base en lo descrito por Díaz-Caravantes y Scott (2010), en el sentido de que “éste es el radio donde los las áreas resultantes del análisis de densidad pueden ser geo-visualizadas adecuadamente”. Asimismo, el tamaño de salida del pixel, que representa la intensidad de uso de agua en m^3/km^2 , fue de 100 metros.

3. Resultados y discusión

3.1 Áreas críticas para la oferta de agua en las subcuencas del Río San Miguel y Río Zanjón.

Los resultados obtenidos muestran que existe una mayor producción de agua superficial para la SRSM, con un total de 88.343 $Mm^3/año$, por 47.738 $Mm^3/año$ calculados para la SRZ. Asimismo, se calculó una mayor precipitación acumulada anual promedio para la superficie de la SRSM, la cual asciende a 2,020.360 $Mm^3/año$; mientras que para la SRZ se obtuvo un valor de 1,692.530 $Mm^3/año$ (Tabla 2). Por otro lado, el coeficiente de escurrimiento, que determina la relación entre la cantidad de agua precipitada sobre una superficie y la cantidad de agua que escurre superficialmente (INEGI, 1993), también es mayor para la SRSM, con el 4.37%, mientras que para la SRZ es de 2.82%.

Tabla 2. Sumatoria de los valores de precipitación y producción de agua en Mm³ por microcuenca, calculados por el modelo Water Yield de InVEST 3.1.0.

Subcuenca	Precipitación total (Mm³/año)	Producción de agua superficial (Mm³/año)	Coefficiente de escurrimiento (%)
San Miguel	2,020.360	88.343	4.37
Zanjón	1,692.530	47.738	2.82
TOTAL	3,712.891	136.081	3.67

Los resultados del Estudio Hidrológico del Estado de Sonora (INEGI, 1993) indican que otras cuencas adyacentes, tienen coeficientes de escurrimiento similares a los calculados para la SRZ y SRSM. Por mencionar algunas, tenemos la cuenca del Río Mátape con un coeficiente de escurrimiento de 3.9%, la cuenca del Río Bacoachi con 3.5% y la cuenca del Río Concepción-Arroyo Cocóspera con 1.7%. El mismo estudio presenta un coeficiente de escurrimiento de 2.8% para la cuenca del Río Sonora, incluyendo las dos subcuencas de este estudio, además de la subcuenca del Río Sonora, derivado de un escurrimiento anual del orden de los 273.83 Mm³, a partir de un volumen medio anual precipitado de 9,779.8 Mm³ (INEGI, 1993). Tomando en cuenta lo anterior, con base en nuestros resultados tenemos que la suma de la precipitación y el escurrimiento superficial de la SRZ y SRSM (Tabla 2), representan el 37.96% y el 49.69% respectivamente del total de la precipitación y el escurrimiento de la Cuenca del Río Sonora.

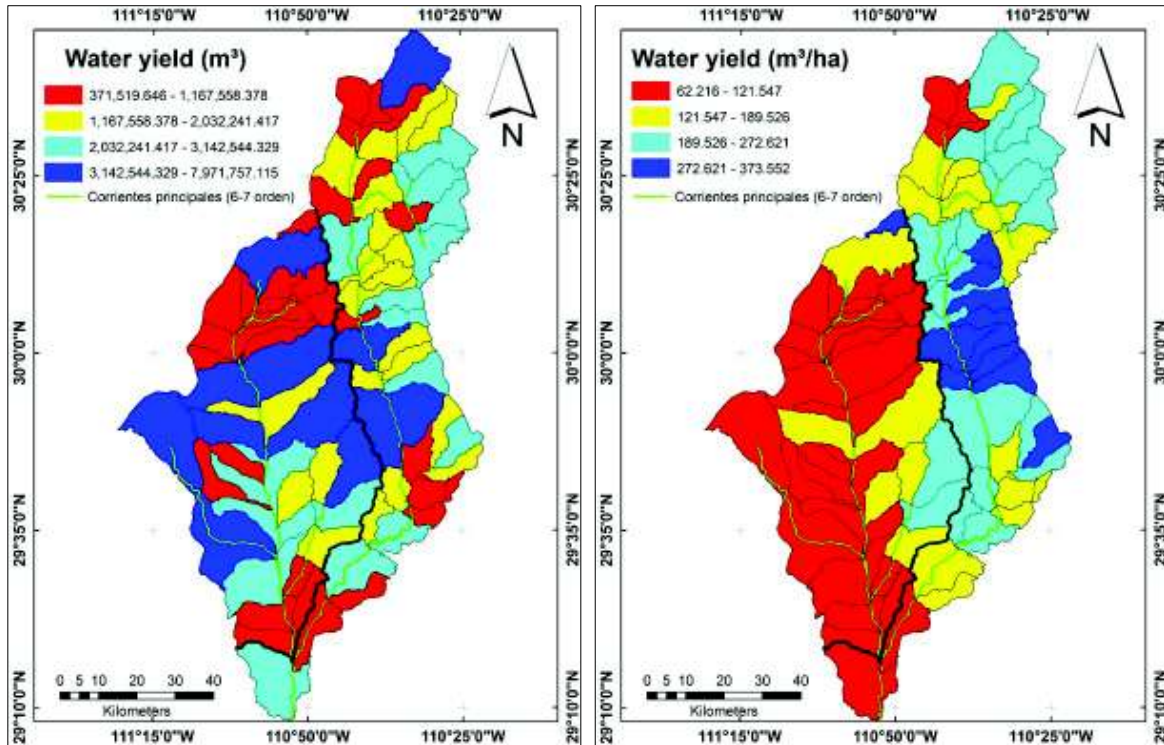


Figura 2. Distribución espacial de la producción de agua superficial por microcuena en m³ totales (izquierda) y en m³/ha (derecha) para la SRZ y SRSM. La línea negra representa el parteaguas entre las dos subcuencas.

Respecto a la distribución espacial de la producción de agua por la totalidad de la superficie de cada microcuena en el área de estudio, se observa que cinco microcuencas ubicadas de la región central de la SRZ, al norte de la comunidad de Carbó, están en el rango de los 3 Mm³/año a casi 8 Mm³/año, mientras que tres microcuencas en la región sur de la SRZ, están en el rango de los 2 a 3 Mm³/año (Figura 2, izquierda). Para la SRZ, 16 de las 28 microcuencas que la componen (57.14%) aportan menos de 1.168 Mm³/año (Figura 2, izquierda). Por otro lado, para la parte centro y norte de la SRSM, tres microcuencas están en el rango de los 3 Mm³/año a 8Mm³/año de producción de agua y 12 microcuencas distribuidas a lo largo y ancho de la subcuena se encuentran en el rango de los 2 a 3 Mm³/año de producción de agua (Figura 2, izquierda). En este caso, a diferencia de la SRZ, solo 13 de 45 microcuencas (28.89%) que forman parte de la SRSM, están por debajo de los de 1.168 Mm³/año (Figura 2, izquierda).

El modelo utilizado concentra y asigna valores de producción de agua en $\text{m}^3/\text{año}$ por microcuena. Dado que las microcuencas de la SRZ tienen una mayor superficie, derivado de un terreno más plano y un relieve menos accidentado, puede generarse la percepción errónea de que la SRZ aporta una mayor cantidad de agua que la SRSM (Figura 2, izquierda). Por esta razón al realizar el análisis de la aportación de agua por microcuena por unidad de superficie (m^3/ha), observamos de forma más clara que la SRSM, es el área más importante de la región bajo estudio en cuanto a la oferta de agua superficial (Figura 2, derecha). En este sentido, la mayor parte de la superficie de la SRSM ofrece entre $189 \text{ m}^3/\text{ha}$ y $374 \text{ m}^3/\text{ha}$, mientras que la mayor parte de la SRZ ofrece volúmenes de agua de entre los $62 \text{ m}^3/\text{ha}$ y $122 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Figura 2, derecha).

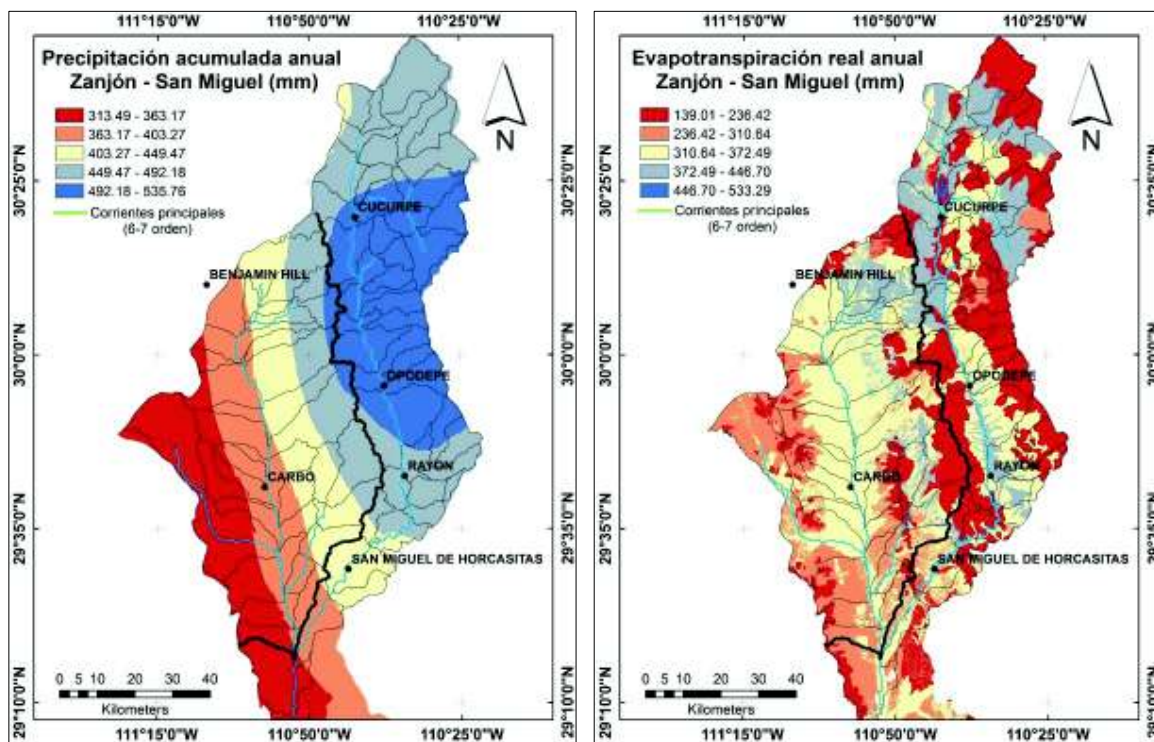


Figura 3. Precipitación acumulada anual (izquierda) y Evapotranspiración real promedio anual (derecha), resultados intermedios para obtener la distribución espacial de la producción de agua superficial.

3.2 Usos del agua en las subcuencas del Río San Miguel y Río Zanjón

Para conocer la dimensión de la demanda de agua, se cuantificó el monto de los volúmenes de agua concesionada, tanto subterránea como superficial, así como el agua superficial retenida por los repesos que se han construido en ambas subcuencas y que no se consideran en la base de datos del REPDA de la CONAGUA.

Tabla 3. Uso de agua superficial y subterránea (Mm³) por subcuenca, con base en información del REPDA de la CONAGUA y cálculos de almacenamiento en repesos utilizando el criterio de profundidad de 1.5 m. En paréntesis el número de pozos, aprovechamientos superficiales (tomas de agua en ríos y arroyos) y repesos por subcuenca.

Subcuenca	Agua subterránea (Mm ³)	Aprovechamientos superficiales (Mm ³)	Repesos (Mm ³)	Total (Mm ³)
San Miguel	52.544 (975)	6.510 (27)	3.742 (443)	62.80
Zanjón	92.401 (701)	6.754 (9)	10.014 (614)	109.170
Total	144.945 (1,676)	13.265 (36)	13.757 (1,057)	171.966

Del análisis de los usos del agua, se obtuvo que la SRZ es donde aparentemente se demanda la mayor cantidad del recurso hídrico, tanto subterránea como superficial, con un total de 109.17 Mm³/año. Por su parte en la SRZ se tiene un aprovechamiento calculado de 62.8 Mm³/año (Tabla 3). La recarga media anual de agua subterránea para el acuífero del Río San Miguel, hasta antes del 2015 era de 52.5 Mm³ (CONAGUA, 2009a) y de 94.8 Mm³ para el acuífero del Río Zanjón (CONAGUA, 2009b). En ambos casos, se puede observar que el volumen de agua concesionada es muy cercano a la recarga media anual (Tabla 3).

De acuerdo a nuestros resultados para el modelo Water yield de InVEST, las SRSM y SRZ ofertan alrededor de 136 Mm³/año de agua superficial (Tabla 2). Si a esto le restamos los 27 Mm³/año de agua que se estarían demandando en ambas subcuencas mediante desvíos de corrientes para agricultura y almacenamiento de agua en repesos (Tabla 3), entonces tendríamos un rendimiento hídrico de 109 Mm³/año. Esta cantidad de agua es ligeramente mayor al volumen medio histórico de agua (106 Mm³) que entra a la Presa Abelardo L. Rodríguez.

3.2.1 Usos del agua por tipo de usuario en las subcuencas del Río San Miguel y Río Zanjón

Tomando en cuenta todas las concesiones de agua subterránea otorgadas para ambos acuíferos (RSM y RZ), se obtuvo que el 91.5% del agua que se extrae es utilizada para la agricultura (132.63 Mm³), el 5.5% para uso público – urbano (7.94 Mm³) y el 1.9% para la ganadería (2.77 Mm³) (Tabla 4). A pesar de que las actividades agrícola y ganadera tienen casi la misma cantidad de pozos asignados, para la agricultura se tienen concesionados un promedio de 211,531 m³ de agua para cada pozo, por solo 4,437 m³ por pozo asignado para uso pecuario (Tabla 4).

Haciendo el análisis por acuífero, para el del Río San Miguel podemos observar cambios en las proporciones del uso del agua, con un aumento en el porcentaje de extracción para el uso urbano y una disminución para el uso agrícola (Tabla 4). En cuanto acuífero del Río Zanjón, el agua subterránea se utiliza en su gran mayoría para satisfacer la demanda del sector agrícola, principalmente para la región entre Carbó y la ciudad de Hermosillo, donde se ubican compañías que producen distintas frutas, hortalizas, granos y forrajes, destacando la uva de mesa, el nogal, calabaza, sandía, sorgo, trigo, entre otros. (SIAP-SAGARPA, en línea)

Tabla 4. Volumen de agua subterránea concesionada (Mm³) por tipo de uso en la SRZ y SRSM.

Uso	Subcuenca	Volumen concesionado (Mm ³) y su porcentaje respecto al total por subcuenca	Número de pozos
Agricultura	SRZ	89.00 (96.3%)	331
	SRSM	43.63 (83%)	296
Público – Urbano	SRZ	1.25 (1.4%)	107
	SRSM	6.69 (12.7%)	194
Ganadería	SRZ	1.89 (2%)	228
	SRSM	0.88 (1.7%)	397
Industrial	SRZ	0.18 (0.2%)	2
	SRSM	0.36 (0.7%)	7
Múltiple	SRZ	0.06 (0.1%)	5
	SRSM	0.42 (0.8%)	5
Servicios	SRZ	0.01 (0.01%)	1
	SRSM	0.54 (1%)	1
Doméstico	SRZ	0.01 (0.01%)	27
	SRSM	0.03 (0.1%)	75
Total		144.94	1,676

Para la actividad agrícola, además del agua subterránea, también existen concesiones de agua superficial. Para la subcuenca del RZ, se tiene registrado un volumen concesionado de agua superficial de 6.754 Mm³/año, por 6.510 Mm³/año para el RSM (Tabla 3). Lo anterior representa un aumento en la oferta de agua para la agricultura del 7.6% y 14.9% para la SRZ y SRSM respectivamente, adicional al agua subterránea ya asignada para esta actividad (Tabla 4).

Para la ganadería la retención y el almacenamiento de 13.757 Mm³ de agua superficial en la gran cantidad de repesos que se han construido en la región (Tabla 3, Figura 4), eleva considerablemente el consumo del recurso hídrico, tomando en cuenta que de forma oficial, solo se tiene el registro de un volumen de 2.77 Mm³ de agua subterránea concesionada para esta actividad. Con base a la aproximación propuesta en este estudio, en donde se digitalizó el área de cada repeso y se multiplicó por una profundidad promedio de 1.5 m, se estima que estas obras en su conjunto pueden almacenar 3.742 Mm³ en la SRSM y 10.014 Mm³ en la SRZ, sin considerar las pérdidas por evaporación. Si sumamos esta oferta de agua superficial al volumen de agua subterránea concesionado para uso ganadero, la ganadería se sitúa como la segunda actividad más importante en cuanto a la demanda de agua en la región, superando al uso público-urbano (Tabla 3).

3.2.2 Distribución espacial de los usos del agua en las subcuencas del Río San Miguel y Río Zanjón

La base de datos obtenida del LOCREPDA (Localizador de Registro Público de Derechos de Aguas Nacionales, Zonas Federales y Descargas de Aguas Residuales) indica la clave del título de la concesión tanto superficial como subterránea, el volumen de agua y el uso de la misma, la comunidad y el acuífero a la que pertenece dicha concesión, además de las coordenadas geográficas en donde se realiza el aprovechamiento. Utilizando esta información, aunada a la ubicación, digitalización y cálculo de la capacidad de almacenamiento de los repesos, fue posible generar mapas de ubicación de aprovechamientos de agua, que nos permitió observar 1) la distribución espacial de los aprovechamientos subterráneos y superficiales en ambas subcuencas y 2) estimar la intensidad de uso del agua, identificando las áreas dentro de ambas subcuencas en donde se utiliza la mayor cantidad del recurso.

Se observó que más del 80% de los pozos en ambas subcuencas se distribuyen dentro de un buffer de 5 km alrededor del cauce principal de los ríos y arroyos (Imagen 6, izquierda). Asimismo, mediante el presente análisis pudimos observar que en la parte sur de ambas subcuencas, es donde presenta la mayor intensidad en el volumen de extracción de agua subterránea (Figura 5), coincidiendo con las áreas en donde se ubica la mayor parte de la superficie agrícola de la región (Méndez-Estrella et al., 2016; Méndez-Estrella et al., 2017), así como parte del sistema de pozos de “La Victoria”, que abastece de agua tanto a la ciudad de Hermosillo como a su zona periurbana (Díaz-Caravantes and Sánchez-Flores, 2011).

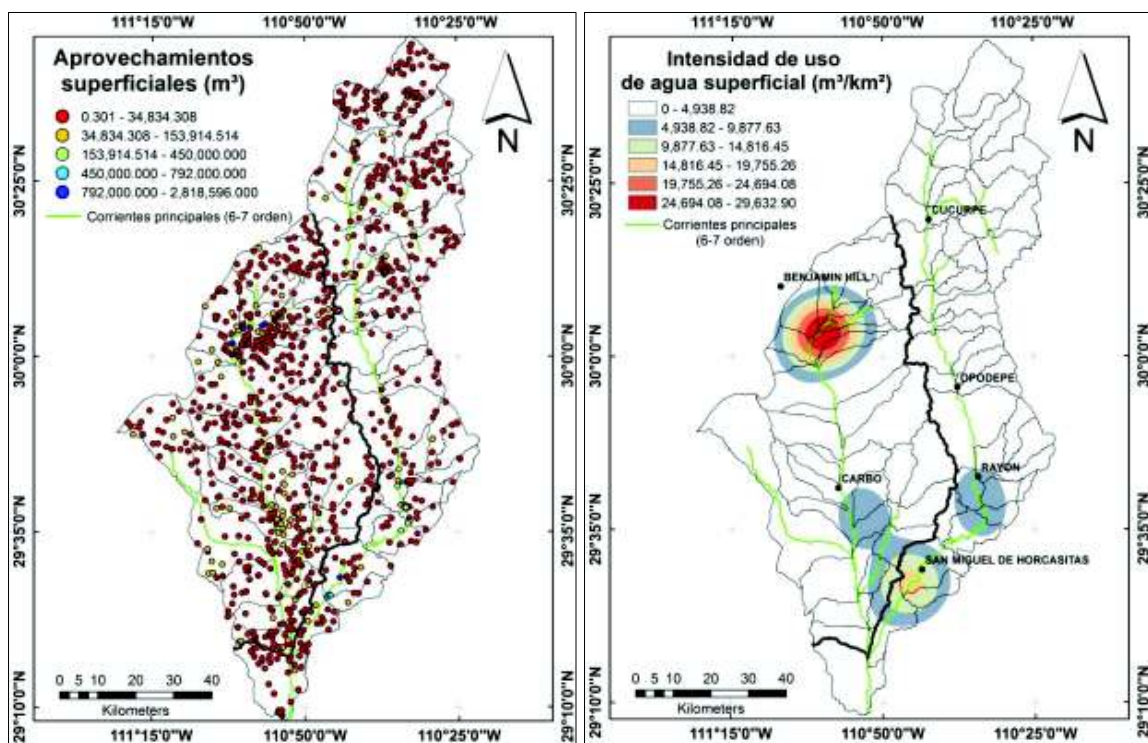


Figura 4. Distribución de los aprovechamientos de agua superficial en la SRSM y SRZ (m^3), con base en los 36 registros del REPDA de la CONAGUA y los polígonos de los repesos obtenidos de la digitalización (Izquierda). Áreas de mayor intensidad en el uso del agua superficial con base al análisis de Kernel (m^3/km^2) (Derecha)

Una forma de utilizar el agua superficial en la región y que también ha sido practicada históricamente por ejidatarios y pequeños productores agrícolas principalmente del río San Miguel (Padilla, 2011), es mediante el desvío de los cauces de segmentos perennes y semi-

perennes de los escurrimientos de 6to y 7mo orden principalmente. La mayor intensidad en el uso de agua superficial, ocurre hacia la parte alta de la SRZ, una región en donde se tienen las tres concesiones más grandes de aprovechamiento, que corresponden a tomas de agua asignadas a tierras ejidales (Ejido Querobabi) para uso agrícola, y que suman un total de 6.74 Mm³/año. Asimismo, al sur de la comunidad del RSM, también se observa una región de uso intensivo del agua superficial, con 3.75 Mm³/año concesionados al área de influencia de la Unidad de Riego Los Ángeles, que desde 1935 han venido utilizando el agua para el desarrollo de la agricultura que se practica a ambos márgenes del Río San Miguel (Padilla, 2011).

Por otro lado, la ganadería extensiva que ha sido practicada por décadas en la mayor parte de la región del Río Zanjón-Río San Miguel, también hace uso de una cantidad importante de agua superficial (Tabla 3), principalmente mediante la construcción de repesos. Estudios previos, han reportado un total de 387 repesos solo para la SRSM, los cuales cubren una superficie total de 185 has (Moreno y Navarro 2012). En nuestro caso hemos contabilizado hasta 443 y 614 repesos para el RSM y RZ respectivamente, dando un total de 1,057 repesos (Imagen 7 y tabla 3). Al digitalizar la superficie de cada repeso, se calculó un área promedio de 8,676.5 m² para cada uno de ellos, y un total de 917.12 has de estos embalses para ambas subcuencas, para el cual se calculó un volumen de almacenamiento aproximado total de 13.76 Mm³ de agua (Tabla 3) en cualquier momento del año. Los repesos se ubican distribuidos de forma homogénea en el área de estudio (Figura 4, izquierda), interceptando principalmente los escurrimientos de entre el 1^{er} y 4^{to} orden. Se puede observar que la mayor cantidad de estas obras se ubican hacia la parte central del RZ en donde históricamente se ha registrado una intensa actividad ganadera, complementada con la siembra de praderas de zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*) (Burquez et al., 2002; Castellanos et al., 2002).

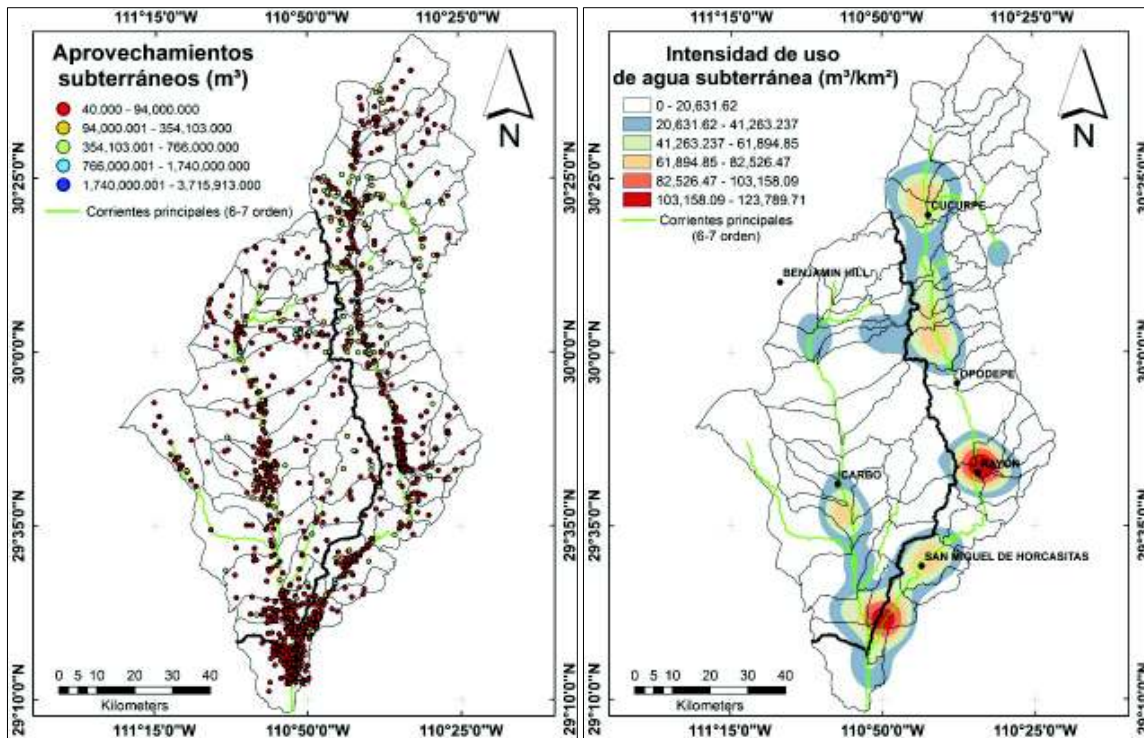


Figura 5. Distribución de las concesiones de agua subterránea en la SRSM y SRZ (m^3 por pozo), con base en los datos obtenidos del REPDA de la CONAGUA (izquierda) y el resultado del análisis de densidad de Kernel, que nos muestra las áreas de mayor intensidad en el uso del agua subterránea (m^3/km^2)

4. Discusión

La producción anual de agua corresponde al exceso de lluvia que escurre superficialmente, resultado de la diferencia entre la precipitación promedio anual y la evapotranspiración real (Eq. 1). La evaporación real a su vez depende de las propiedades físico-químicas del suelo, las condiciones atmosféricas del sitio, así como de las características fisiológicas de cada tipo de vegetación (Eq. 3). Conocer la distribución espacial de la precipitación, así como los parámetros que definen la evapotranspiración real como los distintos tipos de suelo, la evapotranspiración de referencia y los distintos tipos de cobertura del suelo, es de suma importancia para estimar las áreas críticas para la oferta de agua superficial (Figura 3).

Para el área de estudio, la mayor precipitación acumulada anual se presenta en la parte centro-norte de la SRSM, entre las poblaciones de Rayón y Cucurpe. En contraparte, en gran

porción de la SRZ se presentan las menores precipitaciones registradas para la región (Figura 3, izquierda). Según los resultados de nuestra interpolación, la precipitación aumenta con respecto a la altitud, yendo de entre los 313.49 mm a 363.17 mm en las partes bajas de ambas subcuencas (189 msnm), hasta los 492.18 mm a 535.76 mm en las partes más altas de la SRSM (entre 1,400 y 2,442 msnm). La SRSM, además de contar con una mayor precipitación, gran parte de su superficie presenta valores bajos de Evapotranspiración real (Figura 3, derecha); y en consecuencia, estas áreas son las que definen como críticas para la oferta de agua superficial (Figura 2).

A pesar de que la producción promedio anual de agua de ambas subcuencas está cerca de los 30 Mm³ por encima de los 136.08 Mm³, que según los registros históricos es la entrada promedio anual de agua para la Presa Abelardo L. Rodríguez (Figura 6), es importante resaltar que en el período de 1978 al 2014 el nivel de almacenamiento de agua en la presa Abelardo L. Rodríguez ha experimentado un contraste muy evidente. Entre 1978 y 1995, el promedio de almacenamiento anual de la presa estuvo por encima de la media histórica, pero a partir de 1996 y hasta el 2014, el flujo de agua por los efluentes que abastecen a la presa Abelardo L. Rodríguez ha disminuido drásticamente, afectando de manera importante su capacidad de almacenamiento (Figura 6).

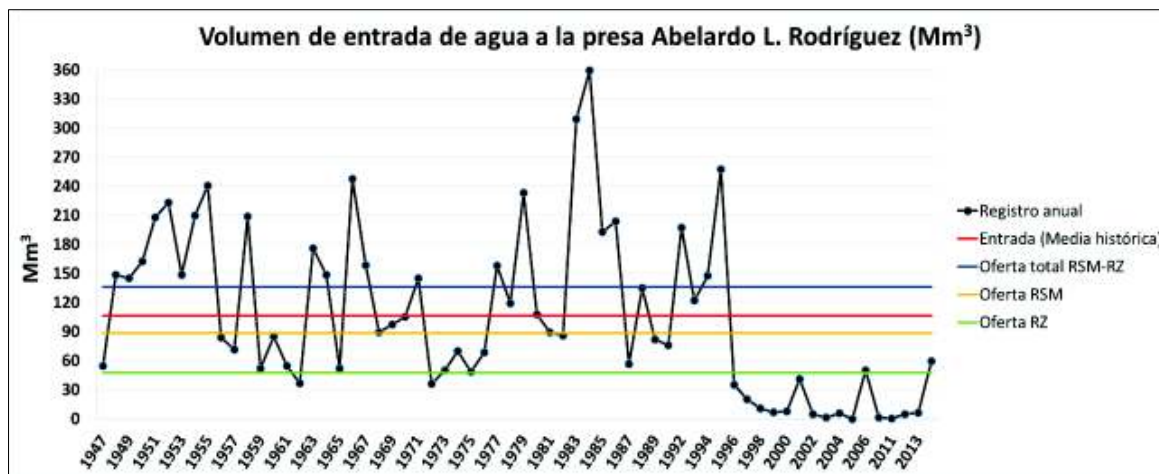


Figura 6. Volumen medio histórico de la entrada de agua a la presa Abelardo L. Rodríguez y la oferta de agua calculada para la SRZ y SRSM

En la actualidad, se cree que la reducción en el almacenamiento de la presa es el resultado de una disminución de las precipitaciones y por ende, del agua que escurre por el cauce de los

ríos, desde las distintas partes de la cuenca. No obstante, al comparar estadísticamente (prueba de t de comparación medias) la lluvia de los dos periodos contrastantes, no se encontraron diferencias significativas en la precipitación media anual ($P = 0.086$) (Tabla 5 y Figura 7).

Tabla 5. Comparación de la precipitación media anual en la cuenca del Río Sonora entre dos periodos contrastantes en el almacenamiento de agua (SMN en línea).

Año	Precipitación media (mm)	Año	Precipitación media (mm)
1978	470.54	1996	291.94
1979	297.07	1997	321.74
1980	237.98	1998	286.80
1981	403.87	1999	285.18
1982	334.01	2000	493.83
1983	587.90	2001	394.68
1984	585.29	2002	305.64
1985	383.77	2003	349.10
1986	471.16	2004	425.86
1987	240.69	2005	361.49
1988	413.17	2006	473.18
1989	299.39	2007	420.88
1990	585.49	2008	414.12
1991	436.70	2009	311.37
1992	525.83	2010	373.60
1993	409.42	2011	229.34
1994	531.60	Promedio: 358.67	
1995	319.39	Desv. Std: 74.22	
Promedio: 418.51			
Desv. Std: 115.34			

Prueba t para comparar medias
 Hipótesis Nula: media 1 = media 2
 Hipótesis Alternativa: media 1 < > media 2
 Suponiendo varianzas iguales: $t = 1.773$

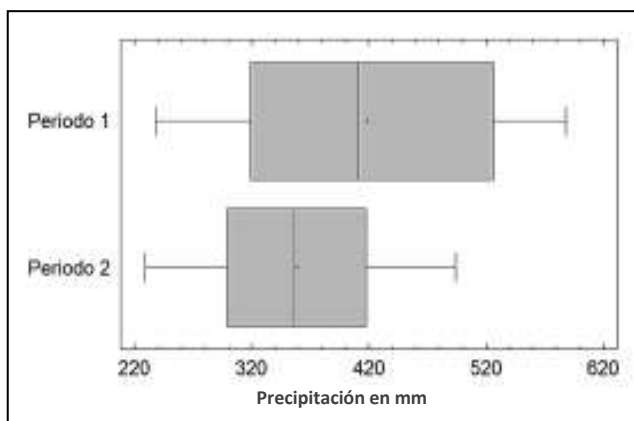


Figura 7. Precipitación promedio anual en la cuenca del Río Sonora entre los dos periodos comparados.

Ya que la precipitación no ha sido muy distinta entre los dos periodos, otra hipótesis es que la disminución en las entradas de agua a la presa puede deberse también a otros factores, resultado del uso insostenible de los recursos naturales de la cuenca para la ganadería extensiva y la agricultura. Como se ha mencionado en otros trabajos, el balance hídrico de las cuencas de zonas áridas es delicado y menos del 10% de la cantidad de agua que precipita llega al cauce de los ríos (Ffolliott, y DeBano 2003; Salas, 2000). Específicamente, para las cuencas áridas y semiáridas del Noroeste de México, se tienen registros de coeficientes de escurrimiento de entre 7.2% y 1.7% (INEGI, 1993). Es de esperarse que las modificaciones al balance hídrico (aumento de la evapotranspiración, menor recarga de agua subterránea, etc.) en las cuencas de zonas áridas, como resultado de las actividades humanas (construcción de

presas, bombeo de agua y diversión de la corriente), afecten de manera importante la escorrentía superficial y la recarga de los acuíferos.

En México, la Ley de Aguas Nacionales establece que las concesiones de agua se deben asignar con base en estudios hidrológicos que definen la cantidad de agua a extraer por acuífero, tomando en cuenta las condiciones de variabilidad de la fuente de donde se realiza la extracción, así como sequías y otros fenómenos (Pineda et al., 2014). No obstante, para la región semi-árida del noroeste de México, a pesar de observarse una aparente disminución en la precipitación acumulada anual, lo cual ya ha sido reportado en otros estudios (Mendez-Estrella et al., 2017), algunos estudios de disponibilidad media anual de agua subterránea reportan incrementos en la recarga media anual de los acuíferos, así como aumentos en el volumen de agua disponible para concesiones (CONAGUA 2009a y CONAGUA 2009b), lo que podría aumentar el déficit de agua de los acuíferos (Tabla 6).

Tabla 6. Estudios de actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea, publicados por la CONAGUA en 2009 y 2015

Subcuenca	Recarga media anual (Mm ³)	Volumen concesionado de agua subterránea (Mm ³)	Disponibilidad media anual de agua subterránea (Mm ³)	Déficit (Mm ³)	Fecha
Río San Miguel	52.5	52.35	0.15	0.0	Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 28 de Agosto del 2009
Río Zanjón	94.8	95.19	0.0	-8.19	
Río San Miguel	68.7	48.04	18.46	0.0	Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 20 de Abril del 2015
Río Zanjón	94.8	100.12	0.0	-13.12	

En este estudio, el análisis de los usos de agua por tipo de usuario nos muestra que más del 90% del agua subterránea que ofrecen los acuíferos y el agua de los escurrimientos superficiales en ambas subcuencas se utiliza para las actividades agrícolas y pecuarias, dos actividades primarias de la economía de la región que solo representaron un promedio del 6.4 % del producto interno bruto (PIB) entre el período del 2003 al 2015 (INEGI, en línea). Estas dos actividades económicas, que tradicionalmente se practican en las regiones áridas, solo

utilizan una cantidad limitada de los servicios ecosistémicos que ofrecen los ecosistemas ribereños (Tabla 7). Los servicios de provisión de tierra fértil, productividad primaria y la provisión de agua subterránea y superficial han sido utilizados continuamente, lo cual podría estar afectando la calidad y la cantidad de otros servicios que en la mayoría de los casos pasan desapercibidos, hasta que su pérdida afecta a la sociedad, como el caso de la falta de agua para consumo humano. El desmonte de vegetación ribereña para abrir paso a campos agrícolas y praderas de pastos para alimentar al ganado, significa no solo la pérdida de especies vegetales, sino también la de una gran gama de servicios ecosistémicos (Tabla 7). Se sabe que un 34% de los Ecosistemas Ribereños del estado de Sonora han sido convertidos a tierras agrícolas (Scott et al., 2009); sin embargo no se ha cuantificado lo que esto significa respecto a la pérdida de Servicios Ecosistémicos.

Tabla 7. Servicios Ecosistémicos afectados para sustentar las actividades tradicionales de las Zonas Áridas.

Actividad	Servicios ecosistémicos utilizados	Servicios ecosistémicos afectados
Agricultura	<ul style="list-style-type: none"> • Suelo fértil • Provisión agua subterránea y superficial 	<ul style="list-style-type: none"> • Superficie de hábitat para la vida silvestre. • Capacidad de filtrado de nutrientes y contaminantes. • Calidad del agua en el río. • Regulación de la erosión del suelo. • Fertilidad del suelo al promover la erosión. • Infiltración y recarga de acuíferos. • Cantidad de agua disponible para consumo humano. • Interrupción de la escorrentía superficial. • Pérdida de carbono almacenado y de la capacidad de fijar carbono. • Pérdida de productividad primaria a nivel paisaje. • Pérdida de sitios de recreación y de identidad cultural.
Ganadería	<ul style="list-style-type: none"> • Productividad primaria • Suelo fértil • Provisión agua subterránea y superficial 	

Si bien existe una regulación en cuanto a la cantidad de agua subterránea que puede extraerse, no existe un criterio de distribución espacial para la asignación de las concesiones. Según los resultados de la identificación de áreas críticas para la producción de agua en la cuenca, las regiones altas y medias del Río San Miguel son las que aportan una mayor cantidad del recurso hídrico por unidad de superficie (Figura 2); no obstante, más del 75% del

agua se extrae de la parte baja de ambas subcuencas, en donde se localizan las concesiones de mayor consumo de agua, lo cual podría ejercer presión sobre los Ecosistemas Ribereños que aún permanecen en esas zonas (Mendez-Estrella; 2016 y 2017). Del mismo modo, si bien no existe disponibilidad media anual para el aprovechamiento de aguas nacionales superficiales (DOF, 2015), se han construido una gran cantidad de obras para la retención de los escurrimientos superficiales, evitando que el agua llegue a los cauces de los ríos y arroyos, y por ende, a los sistemas de presas de la región (Figura 6).

Las zonas de mayor intensidad en el uso del agua tanto superficial como subterránea coinciden con aquellas áreas ubicadas principalmente al margen de los ríos, en donde se desarrollan las actividades agrícolas y en donde se presenta una menor superficie de vegetación ribereña (Méndez-Estrella et al, 2016). Estudios previos incluso para la misma región de la SRZ-SRSM, han descrito que la vegetación ribereña de zonas áridas se distribuye en sitios en donde la profundidad del agua subterránea es menor a 20 m (Stromberg et al., 1996, Méndez-Estrella et al., 2016), y mencionan que la productividad de la vegetación disminuye conforme aumenta la profundidad de la tabla de agua (Méndez-Estrella, 2017).

Se ha demostrado que los cambios del uso del suelo y de la cobertura vegetal modifican las propiedades hidrológicas de las cuencas de zonas áridas. En la cuenca alta del río San Pedro, E.U.A., se encontró que la expansión urbana estuvo relacionada al incremento gradual en la escorrentía desde 1973 a 1997 (Nie et al., 2011). Por otro lado, el reemplazo de cobertura de matorral desértico y pastizal por el mezquital ocasionó un incremento en la evapotranspiración y un decremento en el nivel del caudal base y la percolación. Estos resultados sugieren que el aumento de las zonas urbanas y los cambios en la cobertura vegetal, podrían ser dos factores determinantes en el cambio de los patrones hidrológicos (Nie et al. 2011). Lo anterior incide directamente sobre la oferta de servicios ecosistémicos ya que “toda alteración en la provisión de servicios ecosistémicos proviene de cambios en el funcionamiento de su base natural, es decir el capital natural” (Lattera et al. 2011).

Ante una disminución del agua superficial y subterránea, la vegetación hace ajustes en su estructura, disminuyendo el índice de área foliar y la cobertura del dosel (Williams and Cooper, 2005), lo cual puede ser identificado de manera remota mediante una disminución en el NDVI (Nguyen et al., 2015, Méndez-Estrella et al., 2017). Estos ajustes buscan mantener el funcionamiento de los ecosistemas ribereños acorde a la disponibilidad del recurso, pero si la

falta de agua se mantiene, el sistema puede sufrir un proceso de transición entre la vegetación estrictamente ribereña formada por géneros como *Populus* y *Salix*, hacia comunidades vegetales compuestas por especies facultativas como *Prosopis*, *Tamarix*, *Celtis* y otros arbustos xerófilos, como se ha observado en algunos segmentos del río San Miguel (Figura 8) ubicados en las áreas de alta intensidad de agua identificadas en este estudio (Figuras 4 y 5).



Figura 8. Transición de vegetación ribereña a comunidades compuestas por especies facultativas del género *Prosopis*

Este estudio nos demuestra que es posible identificar las áreas críticas para la oferta de agua en zonas áridas, utilizando modelos que requieren de información accesible y de bajo costo. Asimismo, es posible hacer un análisis espacial de la intensidad del uso del agua, que nos brinde información valiosa para la toma de decisiones y el correcto ordenamiento y administración de los recursos hídricos de las cuencas de zonas áridas, sin afectar otros ecosistemas importantes como los ribereños, que ofrecen una gran cantidad de servicios ecosistémicos.

5. CONCLUSIONES

En este estudio fue posible identificar espacialmente las áreas críticas para la provisión de agua superficial en dos subcuencas de la región semiárida del Noroeste de México. Se utilizaron técnicas de percepción remota y modelos de información geográfica alimentados con datos disponibles de fuentes oficiales y de investigación local, lo que demuestra su utilidad para obtener información oportuna para la toma de decisiones en países en desarrollo.

La parte media y alta de la SRSM resulta ser la región con mayor aporte de agua para la región por unidad de superficie. Esta zona es la que recibe una mayor cantidad de precipitación y en donde se calculó una menor precipitación real anual.

Una vez restando los 27 Mm³/año de agua que se estarían demandando en ambas subcuencas mediante desvíos de corrientes para agricultura y almacenamiento de agua en repesos, el rendimiento hídrico superficial del área de estudio es de 109 Mm³/año, casi la misma cantidad de agua que se reporta como entrada promedio histórico a la presa Abelardo L. Rodríguez.

Existe un volumen calculado de 13.757 Mm³ que podrían almacenar los 1,057 repesos que no están registrados por la CONAGUA en el REPDA.

Más del 90% del agua subterránea que ofrecen los acuíferos y el agua de los escurrimientos superficiales en ambas subcuencas se utiliza para las actividades agrícolas y pecuarias, dos actividades primarias de la economía del estado que solo representaron un promedio del 6.7% del producto interno bruto (PIB).

Si bien las áreas críticas para la oferta de agua están en las partes altas de ambas subcuencas, la mayor intensidad de extracción del agua tanto superficial como subterránea ocurre hacia las partes bajas de las mismas. Asimismo, más del 80% de los pozos para la extracción de agua subterránea se ubican en un buffer de 5 km a partir del cauce principal de los ríos.

Las áreas de mayor intensidad de uso del agua coinciden con las áreas de mayor actividad agrícola y en donde la profundidad de la tabla de agua es mayor, lo que ha generado que en estos sitios sea en donde existe la menor cantidad de superficie ocupada por vegetación ribereña (Méndez-Estrella et al., 2017).

Para el caso de las SRZ y SRSM, el abuso en la extracción de agua subterránea, la desviación de las corrientes y el detener el flujo de agua superficial, que de otra forma debería estar llegando al cauce de los ríos, podrían estar modificando la hidrología de estas subcuencas, disminuyendo la disponibilidad de agua para otros usos como el urbano y ecológico, alterando la estructura y funcionamiento de ecosistemas vulnerables como los ribereños (Méndez – Estrella, 2017) y afectando a la población (Busch and Smith, 1995).

Las herramientas utilizadas en el presente trabajo son de fácil uso y los insumos de información son accesibles para aquellos países en donde existe poca investigación respecto a

las características biofísicas del territorio. De esta forma, estos modelos permiten analizar en un tiempo rápido de retorno las variables de costo – beneficio, involucradas en la toma de decisiones para el manejo de los ecosistemas.

El enfoque de servicios ecosistémicos como teoría del uso de los recursos naturales, puede ser una poderosa herramienta para generar un desarrollo sostenible de regiones áridas y semiáridas. El conocimiento acerca de la ubicación geográfica de los SE dentro de un área de interés, puede ser un apoyo importante para los tomadores de decisiones, quienes pueden visualizar y prever el posible efecto de sus decisiones sobre el funcionamiento de los ecosistemas, lo cual les permite buscar un manejo adecuado de los recursos naturales sin afectar el capital natural.

REFERENCIAS

1. Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. and Smith, M., 1998. “Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements.” FAO Irrigation and Drainage Paper 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Available at: <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e00.htm>.
2. Anderson, J.R. 1976. A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. US Government Printing Office: Vol. 964.
3. Bagstad K. J., Semmens D. J., Winthrop R. 2013. Comparing approaches to spatially explicit ecosystem service modeling: A case study from the San Pedro River, Arizona. *Ecosystem Services* 5: e40–e50.
4. Brunsell, N.A., and R. R. Gillies. 2003. Length Scale Analysis of Surface Energy Fluxes Derived from Remote Sensing. *Journal of Hydrometeorology*, 4, 1212-1219.
5. Burquez-Montijo, A., Miller, M. E., & Martinez-Yrizar, A. (2002). Mexican grasslands, thornscrub, and the transformation of the Sonoran Desert by invasive exotic buffelgrass (*Pennisetum ciliare*). Invasive exotic species in the Sonoran region. The University of Arizona Press and the Arizona-Sonora Desert Museum, Tucson, 126-146.
6. Busch, D.E. and S.D. Smith. 1995. Mechanisms associated with decline of woody species in riparian ecosystems of the southwestern United States. *Ecological Monographs* 65:347-370.
7. Canadell, J., Jackson, R. B., Ehleringer, J. B., Mooney, H. A., Sala, O. E., & Schulze, E. D. 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia*, 108(4), 583-595.
8. Castellanos, A., Yanes, F., & Valdez-Zamudio, D. 2002. Drought-tolerant exotic buffelgrass and desertification. In *Weeds across borders: proceedings of a North American conference*, Arizona-Sonora Desert Museum, Tucson.

9. CONAGUA 2009a. Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea en el acuífero (2625) Rio San Miguel, Estado de Sonora. Publicada en el diario oficial de la federación el 28 de agosto de 2009 En <http://www.conagua.gob.mx/OCNO07/Noticias/2625%20R%C3%ADo%20San%20Miguel.pdf> (acceso el 4 de agosto 2016).
10. CONAGUA 2009B. Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea en el acuífero (2626) Rio Zanjón, Estado de Sonora. Publicada en el diario oficial de la federación el 28 de agosto de 2009 En <http://www.conagua.gob.mx/OCNO07/Noticias/2626%20R%C3%ADo%20Zanj%C3%B3n.pdf> (acceso el 4 de agosto 2016).
11. CONAGUA 2015a. Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea en el acuífero (2625) Rio San Miguel estado de Sonora. Publicada en el diario oficial de la federación el 20 de abril del 2015 En https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/104318/DR_2625.pdf. (acceso el 12 de octubre 2017).
12. CONAGUA 2015b. Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea en el acuífero (2626) Rio San Miguel, Estado de Sonora. Publicada en el diario oficial de la federación el 20 de abril del 2015 En https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/104319/DR_2626.pdf. (acceso el 12 de octubre 2017).
13. CONAGUA 2014. Información estadística del Registro Público de Derechos de Agua. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/son.pdf>
14. Congalton, R.G.; Green, K. 2008. Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices. CRC press.
15. Diario Oficial de la Federación (DOF). 2015. ACUERDO por el que se actualiza la disponibilidad media anual de las aguas superficiales nacionales de las 731 cuencas hidrológicas que comprenden las 37 regiones hidrológicas en que se encuentra dividido los Estados Unidos Mexicanos.
16. Díaz-Caravantes, R. E., & Scott, C. A. 2010. Water management and biodiversity conservation interface in Mexico: a geographical analysis. *Applied Geography*, 30(3), 343-354.
17. Díaz-Caravantes, R. E., & Sánchez-Flores, E. 2011. Water transfer effects on peri-urban land use/land cover: A case study in a semi-arid region of Mexico. *Applied Geography*, 31(2), 413-425.
18. Donohue, R. J., Roderick, M. L., & McVicar, T. R. (2012). Roots, storms and soil pores: Incorporating key ecohydrological processes into Budyko's hydrological model. *Journal of Hydrology*, 436, 35-50.
19. Droogers, P., & Allen, R. G. (2002). Estimating reference evapotranspiration under inaccurate data conditions. *Irrigation and drainage systems*, 16(1), 33-45.
20. Ffolliott, P. F., & DeBano, L. F. (Eds.). 2003. Riparian areas of the southwestern United States: hydrology, ecology, and management. CRC Press.

21. Fideicomiso de Riesgo Compartido (FIRCO). 2006. Delimitación Nacional de Microcuencas Escala 1:20,000.
22. Fu, B.P. 1981. On the calculation of the evaporation from land surface. *Sci. Atmos. Sin.* 5 (1), 23–31.
23. INEGI. 1993. Estudio hidrológico del estado de Sonora. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Aguascalientes, Aguascalientes.
24. INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2007a. Conjunto de datos Vectoriales Edafológicos. Escala 1:250,000, Serie II, Continuo Nacional. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Ciudad de México, México.
25. INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2007b. Conjunto de Datos de Perfiles de Suelos Escala 1: 250 000 Serie II (Continuo Nacional). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Ciudad de México, México.
26. INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Documento técnico descriptivo de la red hidrográfica escala 1:50 000, Edición 2.0. México, DF: Dirección General de Geografía y Medio Ambiente.
27. INEGI. Estructura económica de Sonora en síntesis http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod_serv/contenidos/espanol/bv_inegi/productos/nueva_estruc/702825089801.pdf. Acceso el 13 de octubre del 2017
28. Latterra, P., Jobbágy, E. G., & Paruelo, J. 2011. Valoración de servicios ecosistémicos; conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Buenos Aires: INTA.
29. Medrano, F. G. 2012. Las zonas áridas y semiáridas de México y su vegetación. Instituto Nacional de Ecología.
30. Méndez-Barroso, L. A., Vivoni, E. R., Watts, C. J., & Rodríguez, J. C. (2009). Seasonal and interannual relations between precipitation, surface soil moisture and vegetation dynamics in the North American monsoon region. *Journal of hydrology*, 377(1), 59-70.
31. Méndez-Estrella, R., Romo-Leon, J. R., Castellanos, A. E., Gandarilla-Aizpuro, F. J., & Hartfield, K. 2016. Analyzing Landscape Trends on Agriculture, Introduced Exotic Grasslands and Riparian Ecosystems in Arid Regions of Mexico. *Remote Sensing*, 8(8), 664.
32. Méndez-Estrella, R., Romo-Leon, J. R., & Castellanos, A. E. (2017). Mapping Changes in Carbon Storage and Productivity Services Provided by Riparian Ecosystems of Semi-Arid Environments in Northwestern Mexico. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 6(10), 298.
33. Nguyen, U., Glenn, E. P., Nagler, P. L., & Scott, R. L. 2015. Long-term decrease in satellite vegetation indices in response to environmental variables in an iconic desert riparian ecosystem: the Upper San Pedro, Arizona, United States. *Ecohydrology*, 8(4), 610-625.
34. Nie, W., Yuan, Y., Kepner, W., Nash, M. S., Jackson, M., & Erickson, C. 2011. Assessing impacts of Landuse and Landcover changes on hydrology for the upper San Pedro watershed. *Journal of Hydrology*, 407(1), 105-114.
35. Padilla Calderón, E. 2011. Los campesinos "fabriqueños" de Los Ángeles, Sonora, y su lucha por el agua en un contexto de aridez, 1938-1955. *Secuencia*, (79), 39-59.

36. Pineda Pablos, N., Vázquez, M., Luis, J., Salazar Adams, A., & Lutz Ley, A. N. 2014. Derechos de agua y gestión por cuencas en México: El caso del río Sonora. *Espiral (Guadalajara)*, 21(61), 191-225.
37. Renard, K. G., Nichols, M. H., Woolhiser, D. A., & Osborn, H. B. 2008. A brief background on the US Department of Agriculture Agricultural Research Service Walnut Gulch Experimental Watershed. *Water Resources Research*, 44(5).
38. Roemer A. 1997. Derecho y economía: políticas públicas del agua. Centro de Investigación y Docencia Económicas, Sociedad Mexicana de Geografía y Estadística y Miguel Angel Porrúa, Librero-Editor, Las ciencias sociales, Primera edición, Abril, México.
39. Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1a. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504pp.
40. Salas, J.D. 2000. Hidrología de las zonas áridas y semiáridas. *Ingeniería del Agua*, 7(4) : 409-429.
41. Saxton, K. E., & Rawls, W. J. 2006. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil science society of America Journal*, 70(5), 1569-1578.
42. Schenk, H. J., & Jackson, R. B. 2002. Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water- limited ecosystems. *Journal of Ecology*, 90(3), 480-494.
43. Scott, M.L.; Nagler, P.L.; Glenn, E.P.; Valdes-Casillas, C.; Erker, J.A.; Reynolds, E.W.; Shafroth, P.B.; Gomez-Limon, E.; Jones, C.L. 2009. Assessing the extent and diversity of riparian ecosystems in Sonora, México. *Biodiversity and Conservation*, 18, 247-269.
44. Servicio Meteorológico Nacional (SMN), C.-. Red de estaciones climatológicas. smn1.conagua.gob.mx/climatologia/normales/estacion/EstacionesClimatologicas.kmz (Acceso el 20/09/2016).
45. Sharp, R., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M. Mandle, L., Hamel, P., and Vogl, A.L. 2014. InVEST 3.1.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford.
46. Shreve, F.; Wiggins, I.L. 1964. Vegetation and flora of the sonoran desert. Vols 1 and 2. Vegetation and flora of the Sonoran desert. Vols 1 and 2.
47. Servicio de información agroalimentaria y pesquera (SIAP-SAGARPA). Base de datos en línea. <http://www.sagarpa.gob.mx/quienesomos/datosabiertos/siap/Paginas/default.aspx>. Consultado el 20 de septiembre del 2017
48. Silverman, B. W. 1986. Density estimation for statistics and data analysis (Vol. 26). CRC press.

49. Stromberg, J. C., Tiller, R., Richter, B. 1996. Effects of Groundwater Decline on Riparian Vegetation of Semiarid Regions: The San Pedro, Arizona. *Ecological Applications*, Vol. 6, No. 1 (Feb., 1996), pp. 113-131.
50. Williams, C. A., & Cooper, D. J. (2005). Mechanisms of riparian cottonwood decline along regulated rivers. *Ecosystems*, 8(4), 382-395.
51. Zaines, G., M. Crimmins, D. Green, M. Nichols, A. Thwaits. 2007. Understanding Arizona's Riparian Areas. College of Agriculture and Life Sciences, University of Arizona.
52. Zhang, L., Hickel, K., Dawes, W. R., Chiew, F. H., Western, A. W., & Briggs, P. R. 2004. A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration. *Water Resources Research*, 40(2).

IV. CONCLUSIONES GENERALES

En este estudio fuimos capaces de identificar las áreas críticas para oferta de Servicios Ecosistémicos (SE) de Soporte (Productividad), Regulación (Almacenamiento de carbono) y de Provisión (Producción de agua) en las subcuencas del Río Zanjón (SRZ) y Río San Miguel (SRSM), ubicadas la región semiárida del Noroeste de México. Esto fue posible utilizando modelos y aplicaciones, que requieren de insumos de información disponible y accesible para los tomadores de decisiones de países en desarrollo.

Entre los hallazgos más relevantes de este trabajo tenemos que se identificaron cambios dinámicos entre la vegetación ribereña y los tipos de cobertura del suelo agrícola y pastizal cultivado, en un buffer de 5 kilómetros a partir de los principales cauces de la región. Asimismo, pudimos identificar que la vegetación ribereña se distribuye principalmente en áreas en donde la profundidad del agua subterránea es menor de 20 m. En este sentido, resalta la importancia de un manejo adecuado de la extracción del agua subterránea, buscando mantener los umbrales de profundidad necesarios para el desarrollo de los ecosistemas ribereños de esta región.

Encontramos que la región centro y norte de la SRSM, es la más importante en cuanto a la oferta de todos los SE analizados. Esta región ha sido la menos dinámica en términos de desarrollo agrícola. Asimismo, la ganadería ha sido menos intensiva en cuanto a la modificación del paisaje para el cultivo del pasto exótico Buffel (*Cenchrus ciliaris*), una práctica común desde mediados de los 50`S para los ganaderos ubicados en la SRZ. La SRSM

cuenta con los tipos de vegetación que presentaron los valores más altos de productividad, lo que se traduce en una mayor cobertura vegetal y una mayor cantidad de biomasa y carbono almacenado. En esta región también se registra una mayor precipitación y una menor evapotranspiración real, que deriva en un mayor rendimiento hídrico por unidad de superficie.

A pesar de que otros tipos de vegetación de mayor cobertura en la región (tales como el Matorral subtropical y el Bosque de encino/encino-pino) representan un mayor almacenamiento de carbono total, los Ecosistemas ribereños son los que tienen una mayor capacidad de almacenamiento de carbono por unidad de área (tC/ha). Asimismo, los ER son los que presentaron los valores más altos de productividad, incluso en algunos años por encima del bosque y de la agricultura. Dado a que los ER se distribuyen a lo largo de ambas subcuencas, en aquellas áreas en donde se ubican adyacentes a los tipos de vegetación más relacionados a la aridez como el matorral desértico, estos aumentan su importancia en cuanto al aporte de los servicios de almacenamiento de carbono y productividad.

Los ER de la región también son los más importantes para el aporte de agua, pues se observó que más del 80% de los pozos en ambas subcuencas se distribuyen dentro de un buffer de 5 km alrededor del cauce principal de los ríos y arroyos. Asimismo, la totalidad del agua superficial se obtiene ya sea del desvío del agua en los cauces de los Ríos San Miguel y Zanjón, o bien, deteniendo los escurrimientos superficiales en embalses artificiales de agua conocidas como “represos”.

Este trabajo coincide con la idea de que los ER de Zonas Áridas son áreas muy importantes en el sentido de que proveen una gran variedad de SE, así como una gran proporción de algún servicio en particular, en relación a los demás ecosistemas de una cuenca (Egoh et al. 2008). No obstante, el desmonte de la vegetación para abrir paso al establecimiento de áreas agrícolas y áreas de pastizal cultivado, así como la alta extracción de agua subterránea y superficial para sostener las actividades primarias de la región, podrían estar afectando la estructura y funcionamiento de los Ecosistemas Ribereños, lo que podría derivar directamente sobre la calidad y la cantidad en la oferta de SE.

V. TRABAJO FUTURO

Este trabajo ofrece métodos y herramientas para la modelación espacial de áreas críticas para la oferta de SE en zonas áridas y semiáridas del noroeste de México, utilizando información disponible de fuentes oficiales y de fácil procesamiento. No obstante, durante el proceso se detectaron varias áreas de oportunidad que podrían mejorar el insumo de información para estos modelos, y por ende, perfeccionar los resultados obtenidos antes de aplicarlos para el ordenamiento territorial basado en SE a una mayor escala. Entre las principales áreas de oportunidad está la generación sistematizada de mapas de cobertura de uso del suelo y vegetación, a escala de subcuenca e incluso de microcuenca, así como la generación de ecuaciones alométricas específicas para las especies arbóreas más importantes para el almacenamiento de carbono de las regiones áridas y semiáridas del Noroeste de México. Es necesario también un mayor esfuerzo y coordinación entre las instituciones del gobierno y de investigación tanto públicas como privadas, sería mejorar y aumentar la red de estaciones meteorológicas, para una mejor caracterización de las condiciones climatológicas del territorio, como la precipitación, evapotranspiración de referencia y real, radiación solar, etc.

El enfoque de modelación de SE a nivel de paisaje es una herramienta valiosa para la toma de decisiones. En la medida de que se avance en la generación de información espacial (mapas más precisos de uso de suelo y vegetación), en los métodos de valoración económica de los SE, el uso e importancia de estas herramientas para apoyar la toma de decisiones tiene un futuro prometedor. El siguiente paso sería integrar los Sistemas de Información Geográfica y los Modelos de Decisión Basados en Agentes. Esto con el fin de evaluar los posibles escenarios derivados de la aplicación de políticas públicas para el manejo de los recursos (apoyos gubernamentales para agricultura, ganadería, concesiones mineras, desarrollo turístico y urbano, etc.), para que los tomadores de decisiones puedan observar espacialmente las consecuencias de estas políticas sobre los ecosistemas y sus servicios.