



*Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología*

Universidad Nacional Autónoma de México

Unidad Académica Mazatlán



**DETERMINACIÓN DE LOS REQUERIMIENTOS DE AGUA PARA LA  
CONSERVACIÓN Y MANTENIMIENTO DE LOS HUMEDALES COSTEROS DE  
LA SUB-CUENCA RÍO SAN PEDRO**

**T E S I S**

que para obtener el grado académico de

Doctor en Ciencias

(Biología Marina)

Presenta

M. en C. RAFAEL HERNÁNDEZ GUZMÁN

Director de Tesis

Dr. Arturo Ruiz Luna

Comité Tutorial y Jurado

Dr. Raúl Aguirre Gómez

Dr. Luis Zambrano González

Dr. Carlos René Green Ruiz

Dr. Jorge López Portillo

Mazatlán, Sinaloa. Octubre del 2011



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

*Dedicatoria*

*A los tres grandes:  
Dr. Arturo, Dr. Madrid y Dr. Berlanga  
Por los buenos momentos.*

*A mi madre (por darme alas para llegar hasta aquí),  
A mi querida Elizabeth (por su amor, por soportar mi ausencia y por su inigualable apoyo),  
...y a la sangre nueva, para ti Sara...*

*En especial, al señor que trabaja de formas  
misteriosas; al viejo, a mi PADRE.  
Por siempre apoyarme para  
que siguiera estudiando.*

*Ahora sí Depeche Mode:  
"Working weeks come to its end, party time is here again"*

## Agradecimientos

*Son muchas las personas a las que me gustaría agradecer su apoyo, ánimo y compañía en las diferentes etapas del presente proyecto. Algunas siguen aquí conmigo y otras solo en mis recuerdos (muy vagos por cierto). Sin importar en dónde estén o si alguna vez llegan a leer estos agradecimientos, quiero darles las gracias por todo lo que me han brindado.*

Al Dr. Arturo Ruiz Luna, por el tiempo dedicado primero como Maestro y ahora como Doctor. Citando mi anterior tesis, le reitero: Su dedicación a la educación y a la investigación científica de calidad es el ejemplo que espero seguir en mis esfuerzos futuros.

A cada uno de los miembros de mi comité: Dr. Raúl Aguirre Gómez, Dr. Luis Zambrano González, Dr. Jorge López Portillo, y Dr. Carlos René Green Ruiz. Por los comentarios y sugerencias a mi tesis y por su participación en los exámenes tutorales. Gracias por sus valiosas correcciones al documento.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por la beca otorgada para realizar mis estudios. Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología en especial a la Dra. Gloria Vilaclara por todo su apoyo.

Al fondo CONACYT-CNA por el financiamiento del proyecto CNA 48216, del que se derivó la presente tesis.

Al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C. Unidad Mazatlán, por haberme facilitado un espacio en sus instalaciones.

A Jorge Alberto Durán Niebla, por el apoyo otorgado en la Biblioteca y en el Centro de Cómputo. Gracias también por su valioso apoyo cuando necesité videoconferencias.

Al Dr. Miguel Betancourt, y al proyecto SEMARNAT-CONACYT “Caracterización de patrones de uso de plaguicidas y monitoreo ambiental en agroecosistemas costeros de Sinaloa y Sonora” por todo el apoyo otorgado.

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología – UNAM, Unidad Académica Mazatlán.

Al Mat. Germán Ramírez, responsable de Cómputo del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología – UNAM, Unidad Académica Mazatlán, por mostrarse siempre disponible tanto con equipo de cómputo como con videoconferencias.

A Ma. Clara Ramírez Jáuregui, responsable de la biblioteca del ICMYL, por el valioso apoyo otorgado en la búsqueda y obtención de material bibliográfico. Por su eficiencia y rapidez.

A Margarita Cordero por orientarme en todos los trámites administrativos.

Al Earth Resources Observation and Science Center (EROS) del U.S. Geological Survey por poner disponible las imágenes Landsat.

A la raza

Elizabeth, Edith y Moisés...

Pollo y Anny, Beatriz, Pablo, Aimee, Marco, Vera, Gladys, Abril, Ángel, Serbia, Joanna, Esther, Natalia, Iliana, Fernando, al otro Fernando, Elena, Ricardo y Luz, Erick, Leyva, Irvin, Zohar, Alma, Tovalín, Edgar, Ana, Mauricio, Oscar, Benito, Karen, Pilar, Carlos Javier. A mis sobrinos: Jesus (Jr), Andrez, Ángel y especialmente a Daniel. A Jeniffer por todos esos kilómetros (o kilobytes) de conversación, y claro, a Raquel por ser tan graciosa.

...A los que me faltó mencionar... GRACIAS

A la **UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO.**



## Contenido

<b>Resumen</b> .....	vii
<b>Abstract</b> .....	x
<b>Capítulo 1. Introducción</b> .....	1
1.1 <b>Objetivos</b> .....	6
1.2 <b>Organización de la tesis</b> .....	7
<b>Bibliografía</b> .....	9
<b>Capítulo 2. Área de estudio</b> .....	11
<b>Bibliografía</b> .....	14
<b>Capítulo 3. Caracterización reciente y variación temporal (1990-2005) de los humedales costeros de la sub-cuenca Río San Pedro y su efecto en los patrones de escurrimiento.</b> .....	15
<b>3.1 Introducción</b> .....	15
<b>3.2 Metodología</b> .....	17
3.2.1 <i>Imágenes de satélite y esquema de clasificación</i> .....	17
3.2.2 <i>Estimación del escurrimiento superficial</i> .....	20
<b>3.3 Resultados</b> .....	24
<b>3.4 Discusión</b> .....	34
<b>3.5 Conclusiones</b> .....	38
<b>Bibliografía</b> .....	38
<b>Capítulo 4. Evaluación del escurrimiento superficial para la sub-cuenca Río San Pedro determinando sus unidades de respuesta hidrológica.</b> .....	41
<b>4.1 Introducción</b> .....	41
<b>4.2 Metodología</b> .....	43
4.2.1 <i>Delimitación de la Cuenca</i> .....	44
4.2.2 <i>Caracterización del paisaje</i> .....	45
4.2.3 <i>Determinación las Unidades de Respuesta Hidrológica</i> .....	46
4.2.4 <i>Estimación del escurrimiento</i> .....	47
<b>4.3 Resultados y discusión</b> .....	49
<b>4.4 Conclusiones</b> .....	59

<b>Bibliografía</b> .....	59
<b>Capítulo 5. Modelación del balance hídrico en humedales costeros y su variación intraanual</b> .....	63
<b>5.1 Introducción</b> .....	63
<b>5.2 Área de estudio</b> .....	66
<b>5.3 Metodología</b> .....	68
5.3.1 <i>Tendencias de cambio intra-anual de la cobertura de humedales</i> .....	69
5.3.2 <i>Balance hidrológico</i> .....	70
5.3.2.1 <i>Modelo hidrológico</i> .....	71
5.3.2.2 <i>Evapotranspiración</i> .....	72
<b>5.4 Resultados y discusión</b> .....	75
5.4.1 <i>Cambios de uso del terreno</i> .....	75
5.4.2 <i>Escurrimiento superficial</i> .....	79
5.4.3 <i>Evapotranspiración</i> .....	80
5.4.4 <i>Evaluación del balance hidrológico</i> .....	84
<b>5.5 Conclusiones</b> .....	87
<b>Bibliografía</b> .....	88
<b>Capítulo 6. Desarrollo y aplicación de una interfaz para la estimación del escurrimiento directo en un ambiente raster</b> .....	93
<b>6.1 Introducción</b> .....	93
<b>6.2 Metodología</b> .....	96
6.2.1 <i>Condición antecedente de humedad (AMC)</i> .....	96
6.2.2 <i>Método modificado del NRCS-CN (<math>Ia/S = 0.05</math>)</i> .....	97
6.2.3 <i>Desarrollo de la interfaz para IDRISI</i> .....	98
6.2.4 <i>Validación y calibración</i> .....	100
6.2.4.1 <i>Caso de estudio 1. Sub-cuenca Río San Pedro</i> .....	101
6.2.4.2 <i>Caso de estudio 2. Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste</i> .....	101
<b>6.3 Resultados</b> .....	103
6.3.1 <i>Caso de estudio 1. Sub-cuenca Río San Pedro</i> .....	103
6.3.2 <i>Caso de estudio 2. Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste</i> .....	104

<b>6.4 Conclusiones</b> .....	106
<b>Bibliografía</b> .....	107
<b>Capítulo 7. Discusión general</b> .....	110
<b>Bibliografía</b> .....	115
<b>Capítulo 8. Conclusiones</b> .....	118
<b>ANEXO I</b> .....	120

## Índice de Tablas

<b>Tabla 2.1.</b> Área y porcentaje de la subcuenca Río San Pedro en municipios de Nayarit. Cifras redondeadas a la decena más cercana. (UAN, 2004).....	13
<b>Tabla 3.1.</b> Tabulación cruzada del número de pixeles clasificados correcta y erróneamente para los mapas temáticos del 2000 y 2005. ....	19
<b>Tabla 3.2.</b> Categorías de uso de suelo y su número de curva asociado considerado en este estudio.....	24
<b>Tabla 3.3.</b> Matrices de confusión e índices de exactitud para los mapas temáticos del 2000 y 2005. ....	26
<b>Tabla 3.4.</b> Superficie en hectáreas de las coberturas y uso del terreno de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit, México.....	27
<b>Tabla 3.5.</b> Matrices de detección de cambio de las cobertura del terreno (ha) para los periodos 1990-2000, 2000-2005 y 1990-2000. ....	30
<b>Tabla 3.6.</b> Volumen de escurrimiento (Q Vol) en la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit, México, estimado para un valor de Precipitación de 53.1 mm (2.09 pulgadas), en función del Grupo hidrológico de suelo (HSG) y número de curva (CN) asociado, para 1990, 2000 y 2005. ....	32
<b>Tabla 4.1.</b> Unidades de Respuesta Hidrológica de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit (1990). ....	55
<b>Tabla 4.2.</b> Unidades de Respuesta Hidrológica de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit (2000). ....	56
<b>Tabla 4.3.</b> Unidades de Respuesta Hidrológica de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit (2005). ....	57
<b>Tabla 5.1.</b> Superficie en hectáreas de las coberturas y usos del terreno del área de estudio. ....	77
<b>Tabla 5.2.</b> Variación promedio del albedo ( $\alpha$ ) y Evapotranspiración (ET en mm día <sup>-1</sup> ) del área de estudio durante el 2008 .....	81
<b>Tabla 5.3.</b> Balance hidrológico de la sub-cuenca río San Pedro. P = Precipitación, Q = Escurrimiento superficial, ET = Evapotranspiración. ....	85
<b>Tabla 6.1.</b> Condición Antecedente de Humedad (AMC) .....	97

## Índice de Figuras

<b>Figura 2.1.</b> Localización geográfica de la sub-cuenca Río San Pedro dentro de los límites estatales de Nayarit. Coordenadas en unidades UTM (Zona 13N). .....	11
<b>Figura 3.1.</b> Diagrama para la clasificación de las coberturas y uso del terreno .....	19
<b>Figura 3.2.</b> Localización geográfica de las 11 estaciones hidrológicas distribuidas en o cerca de la sub-cuenca Río San Pedro. Coordenadas en unidades UTM (Zona 13N). .....	23
<b>Figura 3.3.</b> Cobertura y usos del terreno de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit, México, a partir de clasificación de imágenes Landsat (1990-2005). .....	28
<b>Figura 3.4.</b> Mapas temáticos del volumen de Esgurrimiento (en miles de m <sup>3</sup> ) de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit, México.....	33
<b>Figura 4.1.</b> Delimitación de URH y estimación del volumen de escurrimiento.....	48
<b>Figura 4.2.</b> A) Delimitación de cuenca y partición en unidades topográficas a partir del análisis de modelos digitales de elevación (MDE). B) Red de drenaje de la subcuenca con órdenes de caudal. C) Delineación de la red de drenaje en la parte terminal por el método de “ <i>stream burning</i> ”. .....	50
<b>Figura 4.3.</b> Distribución de las unidades de respuesta hidrológica, resultantes de la combinación del nivel de pendiente y coberturas. Vista original, previo a la reclasificación. ....	52
<b>Figura 5.1.</b> Localización geográfica del área de estudio para analizar la variación intra-anual de la cobertura de humedales costeros. Coordenadas en unidades UTM (Zona 13N). .....	67
<b>Figura 5. 2.</b> Mapas temáticos de cobertura y uso del terreno del área de estudio producidos por la clasificación no supervisada de imágenes de Landsat TM.....	78
<b>Figura 5.3.</b> Distribución espacio-temporal de la evapotranspiración mensual (mm) para el área de estudio. En todos los casos, la escala es diferente con el objetivo de resaltar las diferencias en cada mes y por cobertura.....	83
<b>Figura 6.1.</b> Metodología para la determinación espacial del escurrimiento.....	99
<b>Figura 6.2.</b> Interfaz gráfica de la herramienta CN-Idris. ....	100

<b>Figura 6.3.</b> Localización geográfica de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste dentro de los límites estatales de Sinaloa. ....	102
<b>Figura 6.4.</b> Escurrimiento directo estimado para la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit, México, con valores de precipitación (P) único y variable y usando cuatro variantes (tres condiciones AMC y un valor de abstracción inicial distinto de 0.2). A la derecha, los valores obtenidos por Hernández-Guzmán <i>et al.</i> , (2008) con una condición AMC II*.....	104
<b>Figura 6.5.</b> Escurrimiento directo estimado para la a Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México, con valor de precipitación (P) único y usando cuatro variantes (tres condiciones AMC y un valor de abstracción inicial distinto de 0.2). A la derecha, los valores obtenidos por Berlanga-Robles <i>et al.</i> , (2011) con una condición AMC I*.....	105

## Resumen

Para estimar los requerimientos hídricos de los humedales costeros de la sub-cuenca Río San Pedro, (Nayarit, México), se desarrolló un modelo de balance hidrológico a partir de datos procedentes de imágenes satelitales. El esquema combina un modelo hidrológico semi-distribuido con la ecuación de balance hídrico. Los parámetros requeridos para el balance se obtuvieron en distintas etapas del estudio, adaptando algunos métodos para su aplicación con insumos derivados de percepción remota. En primer término, se caracterizó el paisaje reciente de la región, con énfasis en los humedales costeros, por medio de técnicas de clasificación no-supervisada de imágenes de satélite Landsat (TM y ETM+) para 1990, 2000 y 2005. Posteriormente, se estimó el efecto de los cambios de coberturas y usos del terreno sobre el volumen de escurrimiento, uno de los parámetros del balance hidrológico. La sub-cuenca se caracterizó por la presencia de vegetación natural, que predominó en la parte alta durante las fechas analizadas, con 47%, 70% y 44%, respectivamente. Las variaciones fueron atribuibles a cambios fenológicos en la vegetación (pastizales) más que a modificaciones en la cobertura, debido a la época del año en que fueron registradas las imágenes. Con relación a los humedales, se encontró que en conjunto su extensión se ha mantenido constante, aunque a nivel de clase manifestaron una importante dinámica, particularmente para superficies acuáticas que llegan a triplicar su extensión dependiendo de la fecha de adquisición de la imagen. Se determinaron los grupos hidrológicos de suelo (GHS), denominados A, B, C y D que son requeridos para completar el modelo del número de curva (NRCS-CN), predominando los suelos con bajo potencial de infiltración (C) con 53%, mientras que los suelos con tasas moderadas de infiltración fueron los menos frecuentes (9.4%). El volumen total de escurrimiento tuvo un mínimo de  $38.8 \times 10^6 \text{ m}^3$  en 1990, con ligero incremento en fechas posteriores, siendo similar ( $\approx 39.4 \times 10^6 \text{ m}^3$ ) en ambos casos. Las variaciones del escurrimiento se atribuyen a cambios en la combinación de cobertura - GHS, siendo la predominante en todas las fechas Vegetación natural - C, que produjo 20.3%, 31.3% y 18.7% del escurrimiento total por fecha. Los humedales fueron el tipo de cobertura con mayor escurrimiento ( $\sim 500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), seguidas por agricultura ( $\sim 250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) y suelos desnudos ( $\approx 100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ). En el proceso de identificación de Unidades de Respuesta Hidrológica (URH) se determinaron 28 URH distintas,

integrándose en tres grupos funcionales. El primero de ellos corresponde a las URH de Vegetación natural asociadas a relieve escarpado, poco convenientes para propósitos de agricultura tradicional. Un segundo grupo incluye unidades relacionadas con actividades humanas, en áreas de bajo relieve y finalmente, un tercer grupo que incluye a los humedales costeros, principalmente localizados cerca de la boca de la cuenca. Este tercer grupo contribuye con altas tasas de escurrimiento, pero depende del suministro de agua. Para completar el modelo hidrológico se determinaron variables relacionadas con el proceso de evapotranspiración, como el albedo, cuyo valor se estimó para cada cobertura, pixel por pixel, en lugar de asumirlo como constante. Este procedimiento se hizo con un mayor número de imágenes para evaluar la variación intra-anual durante el año 2008. Se determinó que los esteros y las lagunas junto con la vegetación secundaria y la vegetación natural son coberturas que presentan valores promedio casi constantes con 0.06, 0.12 y 0.13, respectivamente, mientras que para otras coberturas los valores fueron variables. Con base en esta información, se estimaron los valores de evapotranspiración (ET) en humedales, restringiendo el área de estudio a la zona costera, aunque se extendió hacia el norte para incluir una mayor proporción del sistema Marismas Nacionales. En promedio el valor de ET para todas las fechas analizadas es de  $5.78 \text{ mm día}^{-1}$ ; valor que está en el rango de valores reportados en la literatura para humedales ( $4$  a  $8.7 \text{ mm día}^{-1}$ ). Las superficies acuáticas fueron las coberturas que mostraron los valores más elevados de ET, con un promedio global de  $6.17 \text{ mm día}^{-1}$ . En contraste, los terrenos agrícolas en preparación presentaron en general los valores más bajos de ET con promedios de  $4.34 \text{ mm día}^{-1}$  a  $7.59 \text{ mm día}^{-1}$ , para los meses de octubre y abril, respectivamente. Con base en los resultados del presente estudio, se obtuvo un valor aproximado de ET que representa el 68% de la precipitación anual, con el tercer trimestre del año (julio-septiembre) con el mayor consumo hídrico vía la ET, representando entre el 26 y el 36% de la precipitación estimada. Sin embargo, debido a limitaciones técnicas con algunas escenas satelitales, que impidieron completar el ciclo anual, así como por las inconsistencias en los datos hidrológicos y meteorológicos registrados por las agencias correspondientes, el valor estimado puede variar ligeramente. Se concluye que hay una fuerte situación de estrés hídrico en la época de secas (de noviembre a mayo) cuando la precipitación es nula y se incrementan los

valores de ET, siendo mayor en los primeros meses del año. También con base en los resultados obtenidos para el año 2008, se estima que durante la época de lluvias, el caudal requerido por los humedales para mantenerse en condiciones similares a las actuales se encuentra entre 40% y 50% de la precipitación calculada, lo que debe confirmarse con futuras evaluaciones considerando las limitantes técnicas encontradas con el juego utilizado de imágenes. También se concluye que el modelo desarrollado permite determinar el papel que juega cada uno de los componentes del régimen hidrológico, su peso específico y los efectos que pudieran derivarse de modificaciones directas sobre los ecosistemas regionales, particularmente los humedales, por efecto de cambios en las coberturas o alteraciones profundas en el régimen hidrológico. Un impacto negativo es de esperarse de mantenerse la propuesta de creación de una presa hidroeléctrica (Las Cruces) sobre el cauce del río, lo cual probablemente reducirá los aportes de agua por debajo de los requerimientos estimados en el presente estudio.

## Abstract

A water budget model was developed to estimate the requirements for maintenance and subsistence of the coastal wetlands associated to the Río San Pedro sub-basin, (Nayarit, Mexico). This model was developed mainly using satellite imagery data. This approach combined a semi-distributed hydrological model with the water balance equation. The parameters required were obtained at several stages of the study, adapting some of the methods to make them appropriate for use remote sensing derived inputs. At first stage, the regional landscape was characterized, emphasizing on the coastal wetlands. Classification of Landsat scenes (TM and ETM+) for 1990, 2000 and 2005 was done using unsupervised techniques. Subsequently, the land cover and land use changes were estimated, assessing their effects on the runoff depth ( $Q$ ), one of the water balance parameters. The Río San Pedro subbasin was mostly characterized by natural vegetation, mainly distributed to the north of the study area, occupying 47%, 70%, and 44%, respectively in 1990, 2000 and 2005. Differences in coverage were attributed to phenological changes in vegetation (grassland) because of environmental conditions prevailing during the Landsat images acquisition. The extent of wetlands as a single class remain with little change, although further analysis considering different wetland classes indicate that, particularly aquatic surfaces, are the most dynamic coverage increasing up to three times its area depending on the date of image acquisition. At a second step, soils were reclassified into the four Hydrological Soil Groups (GSH) as required for the curve number method (NRCS-CN). It was found that soils with low infiltration rates (C) were dominant in the area (53%), while soils with moderate infiltration rates were less frequent (9.4%). A minimum of total runoff volume was determined for 1990 ( $38.8 \times 10^6 \text{ m}^3$ ), and displayed a slight increase in the remaining dates ( $\approx 39.4 \times 10^6 \text{ m}^3$ ), similar in both cases. Runoff variations were attributed to changes in the land-use and hydro-group combinations, although Forest – C class prevailed in all dates, contributing 20.3%, 31.3% and 18.7% of the total runoff, by date. Wetlands are the coverage with the highest runoff ( $\sim 500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), followed by agriculture ( $\sim 250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) and exposed soils ( $\approx 100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ). After this, 28 Hydrologic Response Units (HRU) were obtained, that can be arranged in three main functional groups. The first group includes HRU's associated with forest and high relief areas. The low relief land covers related with

human activities (settlements, agriculture) integrated a second HRU's group. Finally, coastal wetlands mainly located close to the watershed outlet are the third HRU group. This group contributes with high runoff rates, but clearly depends on the water supply. To resolve the hydrological model, the variables related with the evapotranspiration process, such as albedo, were identified and their value estimated for each coverage, pixel by pixel, instead of assuming it as constant. This procedure was done with a larger number of images than those used in the preceding analyses, to evaluate the 2008 intra-annual variation. It was determined that the wetlands and lagoons along with secondary succession and natural vegetation are coverages that have nearly constant average values of 0.06, 0.12 and 0.13, respectively, while values were variable to other coverages. Based on this results, Evapotranspiration (ET) values for wetlands were estimated, restricting the study area to the coastal zone, but extending it to include most of Marismas Nacionales system. The average ET value estimated for the period analyzed is  $5.78 \text{ mm day}^{-1}$ . This value is in the range reported in the literature for natural and artificial wetlands ( $4$  to  $8.7 \text{ mm day}^{-1}$ ). Evapotranspiration from aquatic surfaces averaged  $6.17 \text{ mm day}^{-1}$ , the highest overall average; whereas agriculture classes generally showed the lowest ET values with averages between  $4.34 \text{ mm day}^{-1}$  and  $7.59 \text{ mm day}^{-1}$ , from October to April, respectively. Regarding the present findings, an ET value around 68% of annual precipitation, was obtained, with the third quarter (July to September) reaching the highest water consumption via ET, amounting between 26 and 36% of the monthly estimated rainfall. However, due to technical limitations with the satellite scenes, limiting the opportunity to complete the annual cycle (together with some inconsistencies in the hydrological and meteorological data recorded by governmental agencies), the estimated value may vary slightly. In conclusion, the region is characterized by a strong water stress during the dry season (November to May) when precipitation is nearly zero with increasing ET values, particularly high in the first months of the year. Based in these results, it is estimated that during the rainy season, the flow required by the wetlands to be maintained under conditions similar to current is between 40% and 50% of the assessed precipitation. This finding must be confirmed with future evaluations considering the technical limitations associated with the satellite images set. It is also concluded that the developed model

allows to determine the role of each of the components of the hydrological regime, the specific gravity of them and the effects that might result from direct changes on regional ecosystems, particularly wetlands, as a consequence of changes in coverage or alteration of the hydrological regime. A negative impact is expected if the governmental project to construct a hydroelectric dam (Las Cruces) on the river is maintained, as water flow will be reduced under the water conditions defined in the present study

## Capítulo 1. Introducción

En general, el término Humedales tiene un carácter más descriptivo que determinante, integrando genéricamente a un diverso grupo de sistemas y ambientes con diferentes características, con distribución global, pero con propiedades comunes que permiten su asociación, aun cuando esto implica un elevado nivel de artificialidad (Berlanga-Robles *et al.*, 2008). Se reconoce que entre sus principales características está la presencia relativamente abundante de agua, de manera permanente o temporal, derivándose de esto la presencia de vegetación con características hidrófilas que dan soporte a numerosas especies de aves acuáticas y otros vertebrados e invertebrados (Gopal, 2003).

Dada la importancia de estos sistemas en términos de los servicios que ofrecen y las funciones que cumple (ecológicas, económicas, estéticas, entre otras), se ha venido incrementando el interés por su estudio. Sin embargo, la relevancia de estos sistemas no es reconocida de manera general, por lo que muchos sectores de la población siguen considerando que son áreas improductivas o reemplazables por otros usos de suelo, provocando que, aún en fechas recientes, la pérdida de estos ambientes presente tasas aceleradas (Valiela *et al.*, 2001).

Como en todo ecosistema, la presencia y permanencia de los humedales y de los grupos florísticos y faunísticos que le son comunes, está en función de una serie de factores limitantes, que en algunos casos pueden ser de tipo físico (tipos de suelo, pendientes, barreras geográficas, gradientes altitudinales), o relacionados con la dinámica de las especies que interactúan en el ecosistema (dispersión, tasas de crecimiento, relaciones interespecíficas) u otras limitantes ambientales (Begon *et al.*, 2006). Los seres vivos que son determinados por y a la vez definen las características del humedal y que se encuentran adaptados a la dinámica de estos ecosistemas, requieren de recursos disponibles en el ambiente (agua, luz, gases, nutrientes), pero ese uso implica una transformación del propio ambiente, teniendo los humedales una dinámica muy particular, ya que en muchos casos actúan como centros de almacenamiento de agua, facilitando la recarga del manto freático (Carter y Novitzki, 1988; Weller, 1981), contribuyendo al mismo tiempo tanto a disminuir el impacto de inundaciones, como a la estabilización de la línea de costa (Ramsar, 2001, Mitra *et al.*, 2003). Al mismo tiempo, la presencia de estos ecosistemas ejerce un impacto

importante sobre el clima a nivel local y global, en función de sus tasas de evapotranspiración (Richardson y McCarthy, 1994); mientras que participan activamente en el control de la calidad del agua removiendo contaminantes y nutrimentos, actuando como trampas de sedimentación y como detoxificantes químicos (EPA, 2002), teniendo una participación significativa en el desarrollo de los ciclos biogeoquímicos.

De estos últimos, los ciclos del Carbono, Oxígeno, Hidrógeno, Nitrógeno y Fósforo son algunos de los más conocidos y estudiados, pero de todos ellos el ciclo del Agua es uno de los más importantes, necesario para que puedan completarse los anteriores (Duever, 1988) y definitivamente esencial para el mantenimiento de los humedales.

Dentro del ciclo hidrológico se suceden procesos como la precipitación (lluvia, granizo, niebla, nieve), intercepción por el dosel vegetal, escurrimiento, infiltración, flujo subterráneo, transpiración, evapotranspiración y sublimación. Dependiendo de la intensidad y frecuencia con que se manifiesten estos procesos, su interacción con las condiciones prevalentes (clima, geología, topografía) y con los seres vivos, se definirán en buena medida los patrones de cobertura terrestre y estos patrones a su vez tendrán influencia sobre el balance hidrológico. Si una de las dos partes se altera de manera importante, repercutirá de manera directa en la estructura y el funcionamiento regular de la otra.

Aunque el concepto es sencillo y ha sido largamente estudiado, se percibe aún falta de entendimiento básico al no considerar la variabilidad espacial y temporal de los parámetros hidrológicos, por lo que el manejo del recurso hídrico considerando la variación en ambas dimensiones se está convirtiendo en un gran reto en muchos países (Hailegiorgis, 2006). En este sentido, el concepto de balance hidrológico proporciona un marco para estudiar el comportamiento hidrológico de una cuenca y su impacto sobre la permanencia y funcionamiento de los humedales. Esta aproximación es útil para evaluar cómo los cambios en las condiciones de una cuenca pueden alterar la distribución e intensidad de los diferentes componentes del ciclo hidrológico (Guzmán, 2007) y cómo esta repartición puede influenciar la respuesta hidrológica de la cuenca, entendiéndose como tal a la rapidez de reacción de procesos individuales del ciclo hidrológico (como evapotranspiración o escurrimiento) a cambios en las condiciones y características de la cuenca (por ejemplo, cobertura y uso del suelo o precipitación).

Considerando lo anterior, la predicción de la respuesta hidrológica de las cuencas es esencial para la investigación de varios procesos ecológicos, atmosféricos y químicos, dado que los flujos de materia, así como sus transformaciones químicas dependen de los flujos de agua. De igual manera el crecimiento de la vegetación depende en gran medida de la disponibilidad de agua en periodos específicos. Por ello la predicción de las relaciones precipitación - escurrimiento es de importancia regional, ya que las descargas proporcionan una medida integrada de la función global del ecosistema a una escala espacial ecológicamente adecuada (Ostendorf, 1996) y de esta manera es factible incidir oportunamente en el manejo del recurso para favorecer el mantenimiento y permanencia de los humedales.

El balance hidrológico suele establecerse a nivel regional, por ejemplo a nivel de cuenca, eliminando la componente espacial, sin considerar que cada componente de dicho balance está fuertemente influenciado por la topografía, la geología, suelos y la vegetación, además que puede modificarse a través de las actividades humanas (represamientos, deforestación, cambios de uso de suelo). En el caso particular de los humedales, el mayor efecto lo ha generado el cambio de uso del terreno, al ser drenados o por alteración significativa de la cobertura natural de las cuencas de las que dependen (Bhaduri *et al.*, 2000).

En el ámbito costero, la transformación de estos ambientes y del paisaje adyacente ha traído como consecuencia cambios en los patrones de drenaje, variación en las tasas de sedimentación/acresión, pérdida de hábitat y alteraciones de la productividad asociada, incluida la de los sistemas marinos. La merma de estos ambientes costeros se relaciona con el incremento en el pico y frecuencia de inundaciones, aumento en las tasas de erosión, degradación de la calidad del agua superficial, reducción de la recarga de los mantos freáticos y de la producción pesquera, entre otros impactos negativos (Committee on Characterization of Wetlands, 1995; USGS, 1997; FAO, 1997).

A fin de contender con estos posibles riesgos, se asume que debe darse un manejo y uso inteligente de los humedales costeros, que permitan su conservación y mantenimiento, para lo que en principio se requiere de la caracterización de estos ambientes a nivel de paisaje, entendida como la documentación de los atributos y patrones de elementos

esenciales del paisaje (EPA, 1997). De igual manera, la caracterización implica la combinación de métodos y enfoques que permiten la identificación de los recursos acuáticos y terrestres así como los procesos que rigen los sistemas, a partir de los cuales es posible la evaluación y predicción de cambios en los recursos del paisaje y en la dinámica de sus procesos (Lyon, 2001).

Bajo esa perspectiva, una de las posibilidades que están explorando diversos especialistas es el enfoque en los modelos hidrológicos, ya que ofrecen herramientas para describir, cuantificar y predecir el comportamiento de esos sistemas (Hopkinson *et al.*, 1988), y a que en general, pero particularmente para los humedales costeros por su situación terminal dentro de las cuencas, la reducción de flujo, la contaminación y modificaciones del patrón hidrológico, generadas por cambios de cobertura y otras alteraciones físicas a nivel de cuenca, representan las principales amenazas.

Por lo anterior, el mapeo de usos y coberturas terrestres, así como la aplicación de Modelos Digitales de Elevación (MDE) para producir modelos topográficos y redes de drenaje, en conjunto con otras capacidades derivadas del análisis de imágenes de satélite para producir indicadores útiles para los modelos hidrológicos, que pueden ser acoplados a través de aplicaciones de Sistemas de Información Geográfica (SIG), se consideran como una alternativa viable para el monitoreo de humedales y para la estimación del presupuesto de agua necesario para su conservación y mantenimiento (Meijerink, 1994; Mendoza *et al.*, 2002; Meijerink y Vekerdy, 2003; Mendoza *et al.*, 2006; Meijerink *et al.*, 2007).

La mayoría de los métodos propuestos por los autores arriba citados se han aplicado con éxito a humedales continentales, por lo que siguiendo este esquema conceptual en el presente proyecto se desarrolló una metodología que permitió una aproximación al balance hidrológico requerido para el mantenimiento de humedales costeros en la sub-cuenca Río San Pedro, sistema fluvial que es uno de los principales contribuyentes al sostenimiento del complejo lagunar-estuarino denominado Marismas Nacionales, el sistema de humedales más importantes del Pacífico mexicano y uno de los más importantes a nivel nacional.

Bajo este enfoque se buscó generar elementos técnicos para apoyar el mantenimiento de estos humedales en su extensión y condición actuales, aportando conocimiento original que permita el análisis a escala regional, la posibilidad de

actualización continua en función de insumos y desarrollos informáticos cada vez más asequibles y la aplicación de técnicas de percepción remota y sistemas de información geográfica como herramientas estándar que permitan visualizar la respuesta ante posibles modificaciones en las condiciones ambientales con efectos sobre el flujo hidrológico y por lo tanto sobre la permanencia de los humedales

Considerando lo anterior, en esta investigación se propuso en primer término, la caracterización de los humedales costeros de la sub-cuenca Río San Pedro y consecutivamente, la determinación de sus requerimientos hídricos particulares a través de la aplicación de métodos hidrológicos y el desarrollo de un modelo hidrogeomático que considere la diversidad de ambientes y su distribución espacial, contribuyendo con esta aportación técnica a la resolución de la problemática ambiental prevalente en humedales costeros y en particular con los asociados a la cuenca objeto del presente estudio.

## **1.1 Objetivos**

### **Objetivo general**

Estimar los requerimientos hidrológicos de los humedales costeros de la sub-cuenca Río San Pedro desarrollando un modelo hidrológico semi-distribuido que permita su caracterización con base en el análisis digital de imágenes de satélite y proponer posibles respuestas a distintos escenarios de cambio.

### **Objetivos específicos**

- 1) Proponer la caracterización reciente de los humedales costeros de la sub-cuenca Río San Pedro, analizar su variación temporal (1990-2005) así como los cambios intraanuales (2008).
  
- 2) Determinar la estructura hidrológica de la sub-cuenca y su asociación con los cambios en la cobertura y usos del suelo.
  
- 3) Estimar los requerimientos de agua de los humedales costeros.

## 1.2 Organización de la tesis

Para alcanzar los objetivos planteados, en este estudio se siguió un enfoque que destaca el uso de técnicas de Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica. El proceso y técnicas aplicadas se presentan a continuación en un formato de capítulos, siguiendo una organización específica, con introducción, métodos, resultados y conclusiones, además de una sección de referencias o bibliografía consultada para su desarrollo y ejecución, integrándose en un capítulo final de discusiones.

Además del capítulo introductorio y el de descripción del área de estudio, la tesis está conformada por cuatro capítulos que muestran la evolución de la investigación doctoral. Con los capítulos 3, 4 y 5, que se describen a continuación, se considera que se cumplen los objetivos específicos y el general de la tesis. Se incluye además un sexto capítulo que es resultante del desarrollo metodológico producido a lo largo de la investigación y que derivó en una publicación que permite visualizar las aplicaciones de la herramienta diseñada para propósitos de este estudio, pero que puede usarse en otros ámbitos geográficos. Se completa con dos capítulos finales que corresponden a las discusiones generales y conclusiones que se derivaron de la presente investigación (capítulos 7 y 8). La organización, además de este capítulo introductorio, es como sigue:

Capítulo 2. Descripción del área de estudio. Es una descripción general que, en algunos de los capítulos subsiguientes, se ha complementado cuando se requirió de alguna modificación particular.

Capítulo 3. Se evalúan las variaciones del escurrimiento superficial de la sub-cuenca Río San Pedro como consecuencias del cambio de uso del suelo. El estudio utiliza el método del Número de Curva (CN) del Servicio de Conservación de Recursos Naturales del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (NRCS-CN) para estimar el escurrimiento superficial a nivel de cuenca tomando ventaja de los datos existentes de Percepción Remota y combinando las fortalezas de los Sistemas de Información Geográfica. Con este capítulo se cubre en su totalidad el primer objetivo evaluándose cambios desde 1990 al 2005.

Capítulo 4. Se delimita la sub-cuenca Río San Pedro en sub-unidades basado en información proporcionada por datos de percepción remota (PR), modelos digitales de elevación (MDE), datos de precipitación e información auxiliar dentro de un enfoque de modelado hidrológico distribuido. Con este capítulo se cubre el segundo objetivo y parte del tercero con la estimación de las unidades de respuesta hidrológica.

Capítulo 5. Se concluye con el desarrollo metodológico dirigido a estimar los requerimientos hidrológicos de los humedales costeros de la sub-cuenca Río San Pedro, desarrollando un modelo hidrológico semi-distribuido, basado en el análisis digital de imágenes de satélite, que se planteó como parte del primer objetivo particular y con el que se completa el objetivo general de esta investigación.

Capítulo 6. Se presenta el desarrollo de una interfaz que permite una estimación más eficiente de los parámetros relacionados con escurrimiento y respuesta hidrológica desarrollada en la plataforma IDRISI y en un ambiente enteramente raster.

Capítulo 7. Integración de la información generada, señalándose los aspectos más sobresalientes del desarrollo y contrastando los resultados con otros trabajos e investigaciones similares.

Capítulo 8. Se emiten conclusiones generales.

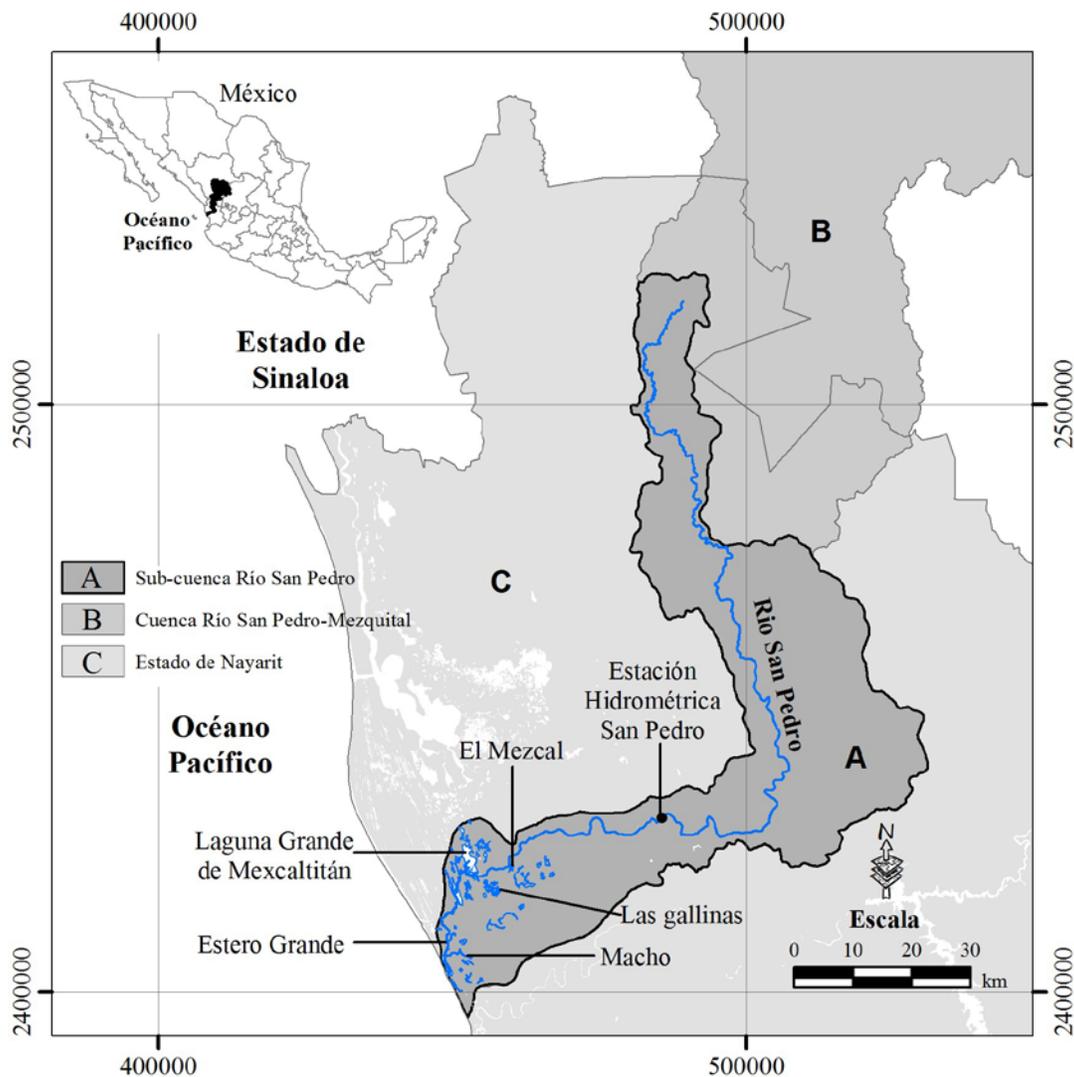
## Bibliografía

- Bhaduri, B., Harbor, J., Engel, B., Grove, M., 2000. Assessing watershed-scale, long-term hydrologic impacts of land use change using a GIS-NPS mode. *Environmental Management*, 26: 643-658.
- Begon, M., Toensend, C.A., Harper, J.L., 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Fourth edition. Wiley-Blackwell. 752 pp.
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., de la Lanza-Espino, G., 2008. Esquema de clasificación de los humedales de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 66: 25-46
- Carter, V., Novitzki, R., 1988. Some comments on the relation between groundwater and wetlands. Ch. 7 *En: Hook, D.D. (1988). The Ecology and Management of Wetlands: Ecology of Wetlands, Management, Use and Value of Wetlands Vol. 1. Timber Press, Portland, 986 p.*
- Committee on Characterization of Wetlands, 1995. *Wetlands: Characteristics and Boundaries*. 328 pp.
- Duever, M.J., 1988. Hydrologic Processes for Models of Freshwater Wetlands. *En: Mitsch, W.J., Straskraba M. and Jorgensen S.E. (eds.) Wetland Modelling. Developments in Environmental Modelling 12. Elsevier Scientific Publishing, New York. 1988. p 9-39,*
- EPA, 1997. *Terms of Environment. Glossary, Abbreviations and Acronyms. US Environmental Protection Agency. EPA-175-B-97-001. 65 p.*
- EPA, 2002. Function and values of wetlands. *En línea: <http://www.epa.gov/watertrain/wetlands/text.html>*
- FAO, 1997. Protección de humedales y áreas costeras y su hábitat. XI Congreso Forestal Mundial. Antalya, Turquía. [En línea] <http://www.fao.org/forestry/docrep/wfcxi/publi/V2/T11S/DEFAULT.HTM#TOP>
- Gopal, B., 2003. Perspectives on wetland science, application and policy. *Hydrobiologia*, 490: 1 – 10.
- Guzmán, J.A., 2007. Effects of land cover changes on the water balance of the Palo Verde Wetland, Costa Rica. Master of Science thesis. International Institute for Geo-information Science and Earth Observation. 73 p
- Hailegiorgis, W.S., 2006. Remote Sensing analysis of summer time Evapotranspiration using SEBS algorithm A case study in Regge and Dinkel, The Netherlands. Master of Science thesis. International Institute for Geo-information Science and Earth Observation. 130 pp
- Hopkinson, C.S., Wetzel, R.L., Day, J.W., 1988. Simulation Models of Coastal Wetland and Estuarine Systems: Realization of Goals. *Wetland Modelling. Developments in Environmental Modelling 12. Elsevier Scientific Publishing, New York. pp. 67-97.*
- Lyon, J.G., 2001. *Wetland landscape characterization. GIS, Remote sensing, and image analysis. Ann Arbor Press. EUA. 135 p.*
- Meijerink, A.M.J., 1994. Application of remote sensing and geographic information systems. *En: Netherlands Hydrological Research in International Cooperation: proceedings of the meeting in Delft, The Netherlands. pp. 27-38*

- Meijerink, A., Vekerdy, Z., 2003. Satellite images for the monitoring of wetlands and assessing their water budgets. En: Roy P.S. (ed). Geoinformatics for tropical ecosystems. Asian Assoc Rem. Sens. India. pp. 513-538
- Meijerink, A.M.J., Bannert, D., Batelaan, O., Lubczynski, M.W., Pointet, T., 2007. Remote sensing applications to groundwater. IHP-VI series on groundwater; 16. Publ: 2007; 311 p., illus.\*; SC.2007/WS/43; IHP/2007/GW/16.
- Mendoza, M.E., Bocco, G., Bravo, M., 2002. Spatial prediction in hydrology: status and implications in the estimation of hydrological processes for applied research. *Progress in Physical Geography*, 26:319-338
- Mendoza, M.E., Bocco, G., Bravo, M., López, G.E., Osterkamp, W.R., 2006. Predicting water-surface fluctuation of continental lakes: A RS and GIS based approach in central Mexico. *Water Resources Management*, 20(2): 291–311
- Mitra, S., Wassmann, R., Vlek, P.L.G., 2003. Global Inventory of Wetlands and their role in the carbon cycle. ZEF–Discussion Papers on Development Policy No. 64, Center for Development Research, Bonn, 57 p.
- Ostendorf, B., 1996. Modeling the influence of hydrological processes on spatial and temporal patterns of CO<sub>2</sub> soil efflux from an arctic tundra catchment. *Arctic and Alpine Research*, 28(3): 318-327.
- Ramsar, 2001. Wetlands values and functions. Ramsar Convention Bureau. Gland. Switzerland
- Richardson, C.J., McCarthy, E.J., 1994. Effect of land development and forest management on hydrologic response in southeastern coastal wetlands: a review. *Wetlands*, 14(1): 56-71
- USGS, 1997. Watershed Research in the U.S. Geological Survey. Committee on U.S. Geological Survey, National Research Council, pp. 96
- Valiela, I., Bowen, J.L., York, J.K., 2001. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *BioScience*, 51: 807-815
- Weller, M.W., 1981. *Freshwater Marshes, Ecology and Wildlife Management*. Minneapolis: University of Minnesota Press. 192 p.

## Capítulo 2. Área de estudio

El área de estudio forma parte de la cuenca A Río San Pedro, cuya extensión es superior a los 25,000 km<sup>2</sup>, ubicada dentro de la región hidrológica RH-11 Presidio – San Pedro y corresponde a la sub-cuenca Río San Pedro, que ocupa aproximadamente 3000 km<sup>2</sup> del total de la cuenca (Fig. 2.1). El río San Pedro-Mezquital, del que toma su nombre la cuenca, es una de las corrientes más importantes en Nayarit, iniciando en el estado de Durango donde se denomina río La Saucedá.



**Figura 2.1.** Localización geográfica de la sub-cuenca Río San Pedro dentro de los límites estatales de Nayarit. Coordenadas en unidades UTM (Zona 13N).

Este río drena un área de 15.6% de la superficie estatal y fluye por el centro de la cuenca, con dirección norte-sur; cambiando su orientación hacia el oeste en la fracción sur de la cuenca, para desembocar en el océano Pacífico, con un cauce escasamente definido en la porción distal o terminal de la cuenca, donde se integra a un complejo sistema lagunas y esteros que forman parte del sistema conocido como Marismas Nacionales.

El relieve accidentado y montañoso, cubierto por bosque tropical, es la característica fundamental del área de estudio en la parte centro-norte, ya que el 73% de la sub-cuenca se encuentra enclavada en la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Occidental, que se extiende en el noroeste de México desde el límite con Estados Unidos de América, en Sonora y Chihuahua, al norte, hasta el río Grande de Santiago en Jalisco, al sur; al este desde la Mesa Central y al oeste, hasta la llamada llanura costera del Pacífico. En el estado de Nayarit esta cuenca cubre cerca del 16% de la superficie estatal, con vegetación representativa de selva mediana subcaducifolia en diversos estados de sucesión y con distinto grado de perturbación. Asimismo se encuentran áreas cubiertas por bosques de coníferas, particularmente en las zonas más altas, con diferentes asociaciones de pino – encino (Hernández, 2006).

En la parte baja predominan las coberturas de origen antropocéntrico, principalmente para usos agropecuarios y finalmente se presenta una asociación de humedales costeros, destacando un complejo sistema lagunar y marismas con presencia o no de vegetación halófila de tipo emergente, arbustivo y arbóreo. Debido a la baja altitud en esta última sección de la cuenca, el curso del río no está bien definido cerca de la costa, donde se une a un complejo sistema lagunar estuarino. Este río descarga un promedio de 2735 millones de m<sup>3</sup> al año (medido en la estación hidrométrica San Pedro) (Figura 2.1), con un flujo laminar calculado en 106 mm y un coeficiente de escurrimiento de 7.9%. La temperatura media anual varía de 14° a 26°C y presenta una precipitación anual que varía de 700 a 2000 mm, ubicándose la época de mayor precipitación entre los meses de junio y noviembre. Para el resto del año la precipitación se reduce considerablemente o es nula. Las principales lagunas y sistemas estuarinos asociados a esta corriente son Laguna Grande de Mexcaltitán, Estero Grande, Las Gallinas, Macho, El Tanque y El Mezcal (INEGI, 1999).

Aunque son siete los municipios de Nayarit cuyo territorio integra a parte de la sub-cuenca San Pedro, la mayor parte de la misma queda incluida dentro de los municipios de El Nayar y Santiago Ixcuintla, mientras que Huajicori y Tuxpan son los municipios con menor participación en términos territoriales. Es también importante la participación de Tuxpan y Ruiz, pues una alta proporción de su territorio queda comprendida en los límites de la sub-cuenca, por lo que en términos de manejo son actores relevantes. La proporción y área de la sub-cuenca San Pedro que corresponde a cada municipio se detalla en la [Tabla 2.1](#).

**Tabla 2.1.** Área y porcentaje de la subcuenca Río San Pedro en municipios de Nayarit. Cifras redondeadas a la decena más cercana. (UAN, 2004).

Municipio	Área (Ha)	%
Acaponeta	44,040	14
Huajicori	26,130	8
El Nayar	79,450	26
Rosamorada	43,190	14
Ruiz	43,470	14
Santiago Ixcuintla	55,470	18
Tuxpan	16,040	5
Total	307,790	100

Fisiográficamente, el 26% de la sub-cuenca corresponde a la llanura costera del Pacífico, en la parte baja ocupada principalmente por agricultura y un complejo sistema de humedales costeros, derivados de la conjunción de diversos procesos geológicos y la escasa definición del cauce del río en su extremo próximo a la costa. Esta provincia está constituida por una llanura costera angosta y alargada cubierta en su mayor parte por los aluviones depositados por los ríos que bajan al mar desde la Sierra Madre Occidental. Todos han formado deltas en los litorales, pero el río San Pedro-Mezquital es el único que drena a la Sierra Madre Occidental en su flanco oriental y parte del altiplano, cruzando la sierra hasta el golfo de California. Su desarrollo longitudinal total es de aproximadamente 700 km y drena un área de cuenca hasta su desembocadura de 25,800 km<sup>2</sup>.

## **Bibliografía**

- Hernández, G.R., 2006. Caracterización física de la subcuenca Río San Pedro a través de Sistemas de Información Geográfica y Modelos Digitales de Elevación. Tesis de Maestría. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. Mazatlán, Sinaloa, México. 111
- INEGI, 1999. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Síntesis de información geográfica del estado de Nayarit. Pp. 45-47
- UAN, 2004. Ordenamiento territorial del estado de Nayarit. CUVEDES-UAN. 494 pp.

## **Capítulo 3. Caracterización reciente y variación temporal (1990-2005) de los humedales costeros de la sub-cuenca Río San Pedro y su efecto en los patrones de escurrimiento.**

### **3.1 Introducción**

Poco menos del 50% de la población mundial habita en proximidad a las zonas costeras y en consecuencia sus recursos, tanto acuáticos como terrestres, han estado sujetos a continuas presiones ambientales de origen antropogénico. Adicionalmente, la calidad ambiental de muchos de estos sistemas está declinando debido al incremento de la contaminación por agricultura, industria, turismo y descargas domésticas, entre otros (Alonso-Pérez *et al.*, 2003; WWDR2, 2006).

A escala regional y global, los impactos más significativos se han derivado de cambios en las coberturas y usos del suelo, siendo la conversión del terreno para usos agrícola, industrial y residencial, los que de manera significativa han alterado las características hidrológicas de la superficie del terreno y modificado las rutas y tasas del flujo de agua. Si el cambio en el balance hidrológico ocurre sobre áreas grandes o ecológicamente críticas dentro de una cuenca o región, puede generar impactos a corto y largo plazo (Bhaduri *et al.*, 2000).

Para la zona costera en particular, las planicies de inundación han perdido gran parte de su cobertura natural por conversión a usos agrícolas o urbanos, mientras que ambientes que se mantuvieron prácticamente intactos por considerarse de escaso valor económico, como es el caso de manglares y marismas, se han visto revalorados y sometidos a cambios en las últimas décadas. Como resultado de estos cambios y dado el aumento en la percepción general de la relación entre desastres provocados por fenómenos naturales y la degradación del ambiente, el interés por estudiar los efectos de los cambios de coberturas y usos de suelo se ha incrementado, buscando una aproximación integral para mejorar el manejo de los recursos de la zona costera, así como para la prevención de desastres.

En este sentido, algunas de las medidas a mediano y largo plazo consisten en la protección de humedales y en la determinación efectiva del caudal ecológico a fin de

preservar en lo posible el equilibrio hidráulico y mantener los servicios y beneficios que en particular ofrecen los humedales.

El término Humedales, que es sobre todo descriptivo, incluye de manera general a diversos sistemas y ambientes que tienen en común la abundancia de agua, por lo menos durante una época del año y que de ello se deriva la presencia de numerosas y diversas aves acuáticas (Gopal, 2003), aún cuando estas propiedades comunes que permiten su asociación, implican un elevado nivel de artificialidad (Berlanga-Robles *et al.*, 2008).

Estos sistemas se han visto afectados paulatinamente por destrucción y cambios de uso del terreno, drenándolos o alterando de manera significativa la cobertura natural de las cuencas de las que dependen, modificando prácticamente todas las propiedades hidrológicas del paisaje, incluyendo cambios en los patrones de drenaje, pendiente, vegetación, área impermeable y compactación del suelo. La respuesta de la cuenca a tales alteraciones puede incluir incremento en el pico y frecuencia de inundaciones, aumento en la erosión, degradación de la calidad del agua superficial y reducción de la recarga de los mantos freáticos, entre otros efectos (USGS, 1997).

Para frenar esta tendencia y revertirla en lo posible a fin de minimizar riesgos ambientales, es necesario contar con información cartografiada de la distribución de los recursos, que permita determinar la intensidad y dirección de los cambios. Esta tarea a menudo requiere de un importante esfuerzo para la colecta y análisis de datos (Munyati, 2004), lo que en términos económicos y oportunidad de respuesta a problemas específicos suele ser crítico y en cierta medida, restrictivo. Sin embargo, dado que la detección precisa y a tiempo de estos cambios en la superficie es fundamental para entender las relaciones e interacciones entre el hombre y los fenómenos naturales (Lu *et al.*, 2004), se requiere de estrategias de investigación y análisis que incorporen la mayor cantidad de información posible, que cubra amplios periodos a través de lo cual será posible conocer tendencias y que además registre con la mayor fidelidad los rasgos físicos que determinan la presencia de condiciones y procesos ecológicos con el fin de promover mejor la toma de decisiones.

Bajo esa perspectiva, como parte inicial de un proyecto de investigación más ambicioso, tendiente a determinar los requerimientos hídricos de diversos sistemas de humedales de la sub-cuenca Río San Pedro, en Nayarit, el presente estudio propuso el

análisis espacial de los cambios del paisaje, aplicando técnicas de percepción remota, para evaluar la respuesta del escurrimiento a estos cambios y su posible influencia en el mantenimiento de los principales sistemas costeros de la región, que forman parte del sistema de humedales costeros más importante del Pacífico mexicano.

### **3.2 Metodología**

Para evaluar la respuesta al escurrimiento de la sub-cuenca Río San Pedro como una función de los cambios en la cobertura y uso del terreno, se utilizó el método del número de curva (NC) propuesto por el Servicio de Conservación de Recursos Naturales del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (NRCS-CN, USDA, por sus siglas en inglés). Previamente se analizaron imágenes satelitales de la serie Landsat, para caracterizar el paisaje de la sub-cuenca y detectar cambios temporales, usando los resultados como entrada para la estimación del escurrimiento.

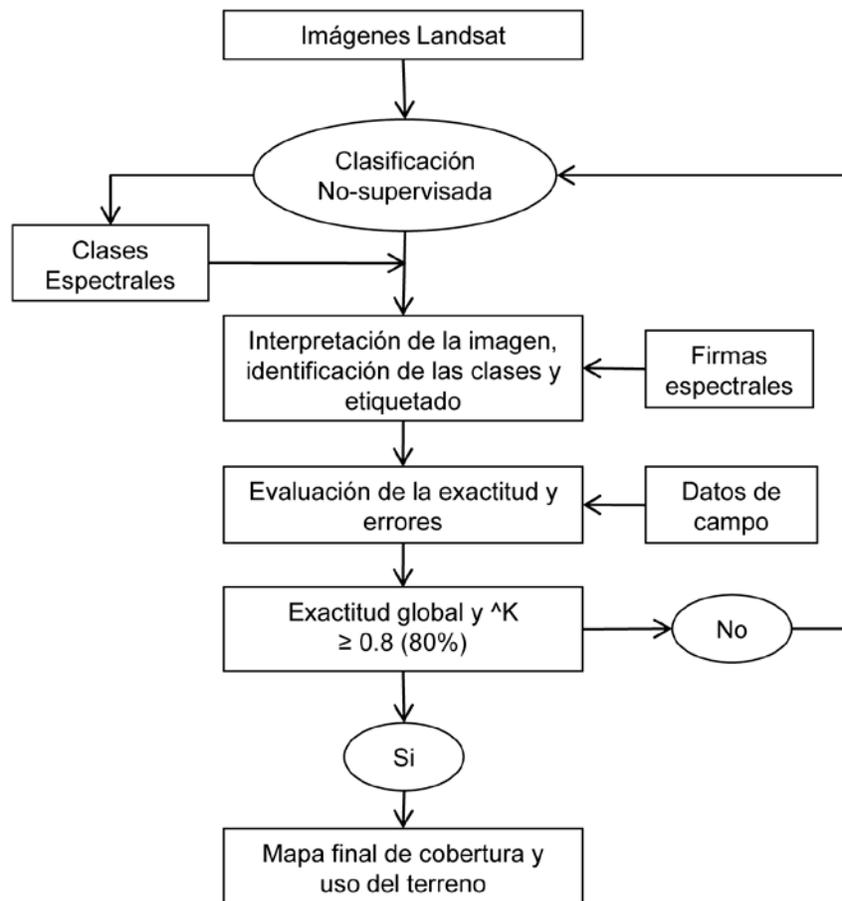
#### *3.2.1 Imágenes de satélite y esquema de clasificación*

Los procedimientos descritos por [Ruiz-Luna y Berlanga-Robles \(1999\)](#), [Alonso-Pérez et al. \(2003\)](#) y [Berlanga-Robles y Ruiz-Luna \(2002\)](#) para áreas cercanas, y [Hernández-Guzmán et al., \(2008\)](#), para la misma zona de estudio se consideraron como estándar para la caracterización del paisaje. En el presente estudio se utilizaron imágenes satelitales del programa Landsat, de los sensores TM (1990, 2005) y ETM+ (2000). Para cubrir el área de estudio y analizar los cambios en el paisaje se requirieron tres escenas definidas por las rutas (path) y filas (row) 30-44, 30-45 y 31-45 del Worldwide Reference System (WRS-2). Las escenas TM fueron registradas entre febrero y mayo durante la época de secas, mientras que las ETM+ fueron adquiridas entre octubre y diciembre del 2000, al final de la época de lluvias. Todas las escenas fueron proyectadas al sistema UTM (NAD83, UTM zona 13 norte) y el área de la sub-cuenca fue aislada de cada una de las bandas en todas las escenas utilizando una máscara producida por el procesamiento de modelos digitales de elevación.

Los mapas de cobertura y uso del terreno fueron obtenidos por clasificación no-supervisada, con base en la técnica de K-means ([Eastman, 2003](#)). Las clases espectrales

derivadas de este procedimiento fueron reclasificadas en seis principales clases informacionales (M/b/m1 Lecho acuático – C/d/h1 Río–, M/b/m2 Humedal arbustivo forestal, M/b/m2 Humedal emergente, agrícola, vegetación natural y suelos desnudos), correspondiendo las clases de humedales al sistema propuesto por [Berlanga-Robles \*et al.\*, \(2008\)](#) para la clasificación de humedales en México. La clase poblados y la de humedales artificiales A1-Estanques de acuicultura, fueron digitalizadas en pantalla y agregadas al mapa para el resultado final.

La evaluación de la exactitud de los mapas temáticos del 2000 y 2005 se llevó a cabo a través de la generación de una matriz de error utilizando las columnas como los datos de referencia (obtenidos durante salidas al campo) y los renglones como los resultados de la clasificación. En este arreglo, los elementos en la diagonal principal representan las coincidencias entre la clasificación y los datos de referencia. La exactitud global de la clasificación es entonces calculada de esta matriz (la suma de los elementos de la diagonal principal dividido entre el número total de la muestra), también se estimó la exactitud individual para cada clase como la exactitud del Productor (EP) y del Usuario (EU) a partir de este arreglo numérico ([Congalton y Green, 2009](#)). Finalmente, se obtuvo un estimador del coeficiente de kappa ( $\hat{K}$ ), que estadísticamente determina si una matriz de error es significativamente diferente de otra producida al azar ([Congalton y Green, 2009](#); [Yuan \*et al.\*, 2005](#)). Los valores de  $\hat{K}$  están en un rango de 0 (sin concordancia) a 1 (concordancia total), y en el presente estudio los resultados de la clasificación fueron aceptados cuando  $\hat{K} \geq 0.8$ , que corresponde a una medida de la concordancia etiquetada como sustancial a casi perfecta, en la escala propuesta por [Landis y Koch \(1977\)](#). Los datos de referencia usados en la evaluación de la exactitud se registraron en el área de estudio con ayuda de un GPS (< 15 m de precisión) y al menos 30 puntos por clase fueron tomados de la base de datos a través de un esquema de muestreo aleatorio estratificado. El proceso seguido para obtener el mapa temático final se muestra en el diagrama de flujo de la [Figura 3.1](#).



**Figura 3.1.** Diagrama para la clasificación de las coberturas y uso del terreno

Debido a que se utilizaron los mismos datos de referencia para evaluar la exactitud de los mapas temáticos del 2000 y 2005, se empleó el método propuesto por Foody (2004) para tomar en cuenta la falta de independencia entre los datos de referencia. El método consiste en evaluar si existe una diferencia significativa entre dos proporciones con base en la prueba de McNemar. Esta es una prueba no-paramétrica que está basada en un arreglo binario que expresa las relaciones entre las exactitudes de las dos clasificaciones en comparación (Tabla 3.1).

**Tabla 3.1.** Tabulación cruzada del número de píxeles clasificados correcta y erróneamente para los mapas temáticos del 2000 y 2005.

		Clasificación 2000	
		Correcto	Incorrecto
Clasificación 2005	Correcto	a	b
	Incorrecto	c	d

La prueba se calcula de acuerdo a la siguiente ecuación y expresa la diferencia en los errores cometidos en las dos clasificaciones. Esta variable sigue una distribución de chi cuadrada con un grado de libertad y se compara con una tabla de los valores de chi cuadrada para determinar si esta diferencia es estadísticamente significativa (Rozenstein y Karnieli, 2011).

$$\chi^2 = \frac{(|b - c| - 1)^2}{b + c}$$

Los mapas resultantes de las clasificaciones fueron geoméricamente ajustados para tener la misma resolución (30 m) y permitir la realización de un análisis multitemporal postclasificadorio y la detección de cambios en la cobertura y uso del terreno en los dos periodos intermedios (1990-2000, 2000-2005) y el total (1990-2005). Este tipo de análisis, que ha sido usado con éxito para la detección de cambios en el paisaje en la zona costera del noroeste de México (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002; 2006; 2007; Alonso-Pérez *et al.*, 2003; Ruiz-Luna y Berlanga Robles, 2003; Hernández-Guzmán *et al.*, 2008), permite el cálculo de todas las combinaciones lógicas entre el mismo número de clases encontradas en dos diferentes mapas y el resultado es un arreglo numérico similar a una matriz de error, donde los valores de la diagonal principal representan los pixeles que permanecieron sin cambio entre ambas fechas, mientras que los valores generados para el resto de las celdas indican la intensidad y la dirección del cambio entre las diferentes coberturas analizadas (Eastman *et al.*, 1995; Jensen *et al.*, 1998).

### 3.2.2 Estimación del escurrimiento superficial

Una vez que se contó con los mapas temáticos de cobertura y usos del suelo, el escurrimiento fue calculado de manera separada para cada fecha, utilizando el método del Número de Curva (CN) del Servicio de Conservación de Recursos Naturales del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA, 1986). Este método forma parte de los modelos “semi-distribuidos” que requieren gran cantidad de información, pero generan mejores resultados que los modelos “concentrados” reteniendo variables espaciales, considerando variaciones como la diferencia en el potencial de escurrimiento entre diferentes usos del terreno.

El método del NRCS-CN (USDA, 1986) está basado en la ecuación del balance de agua y dos hipótesis fundamentales que se pueden expresar, respectivamente, como:

$$P = I_a + F + Q$$

$$\frac{Q}{P - I_a} = \frac{F}{S}$$

$$I_a = \lambda S$$

donde P es la precipitación (mm),  $I_a$  es la abstracción o valor inicial de infiltración (mm), F es la infiltración acumulada excluyendo  $I_a$ , Q es el escurrimiento directo (mm), S es la retención potencial máxima después de que el escurrimiento empieza (mm), y  $\lambda$  es una proporción de la abstracción inicial. Combinando las anteriores ecuaciones, nos da una expresión para Q:

$$Q = \frac{(P - I_a)^2}{P + S - I_a}$$

Esta ecuación es válida para  $P > I_a$  (cuyo valor tradicionalmente ha sido igual a  $0.2S$ ), de lo contrario,  $Q = 0$ . El parámetro S en la ecuación está definido como:

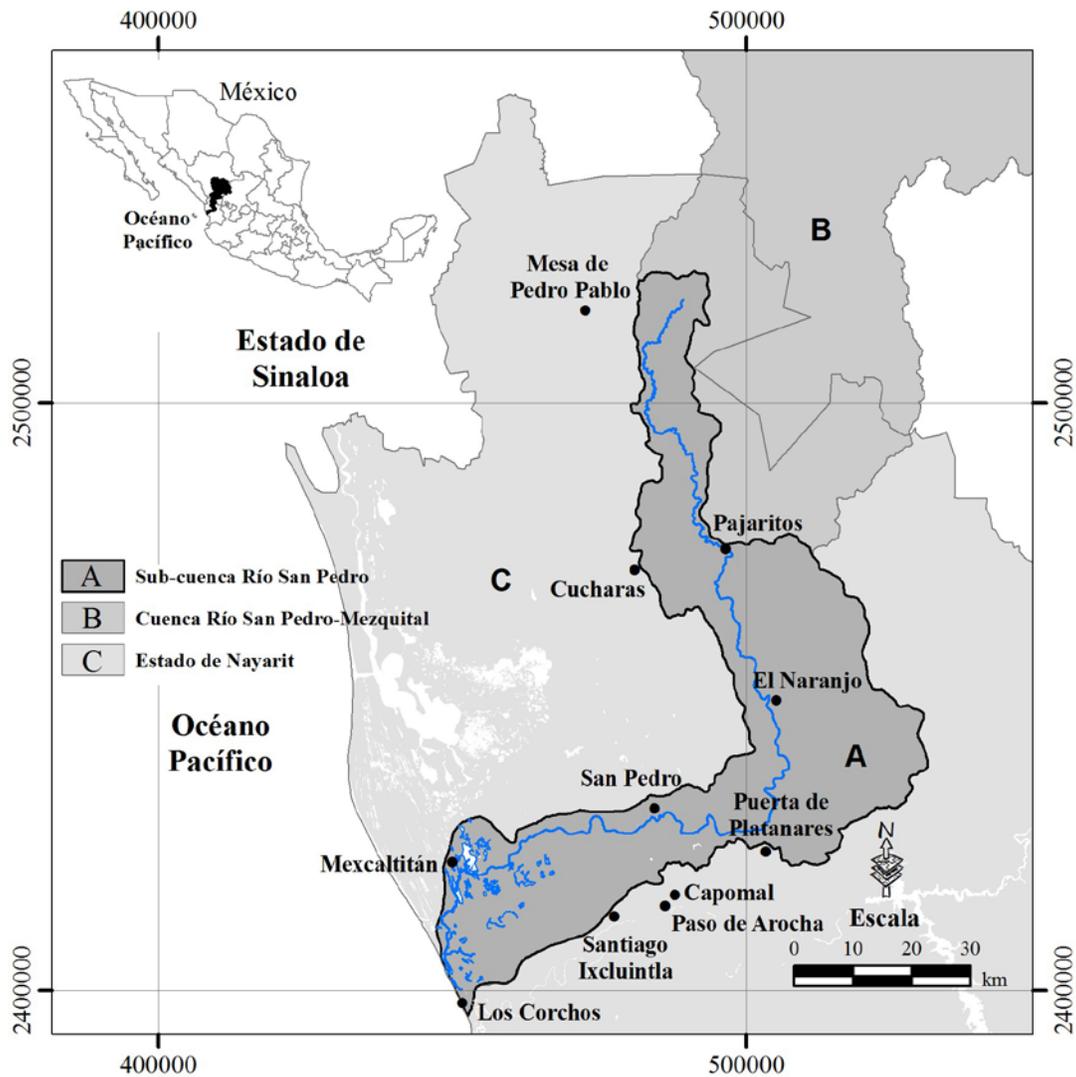
$$S = \frac{25400}{CN} - 254$$

En este método, el número de curva (CN) varía de manera no lineal con el contenido de humedad del suelo. El CN cae cuando el suelo se acerca al punto de sequía e incrementa a casi 100 cuando el suelo se acerca a la saturación. De acuerdo a Melesse *et al.*, (2003), el CN es un parámetro adimensional que depende principalmente de la precipitación, del grupo hidrológico del suelo, del uso del terreno, las condiciones hidrológicas y las

características de la cobertura del terreno del área. La ecuación de escurrimiento del NRCS es ampliamente utilizada para estimar el escurrimiento directo debido a su simplicidad y flexibilidad.

Como parte de este método, la carta edafológica estatal de Nayarit escala 1:400,000 producida por [INEGI \(1999\)](#) fue digitalizada para crear el mapa de suelos que después fue reclasificado a los cuatro Grupos Hidrológicos de Suelo (GHS) para indicar la tasa mínima de infiltración obtenida para el suelo desnudo después de mojarse por un tiempo prolongado. De acuerdo al [USDA \(1986\)](#), la tasa de infiltración es la tasa a la que el agua entra al suelo y es controlada por las condiciones de la superficie. El mapa temático derivado de la clasificación de las imágenes de satélite fue intersecado con la capa de GHS. Dependiendo de la combinación de atributos, un valor de CN fue definido para cada polígono de acuerdo a la [tabla 3.2](#), y los resultados fueron procesados con la herramienta ArcCN-Runoff desarrollada por [Zhan y Huang \(2004\)](#) para estimar el volumen de escurrimiento ( $Q$ ). Posteriormente se generó una herramienta que permite la estimación de los valores de  $Q$  de manera automatizada con la aplicación de datos en formato raster ([Hernández-Guzmán et al., 2011](#)), a diferencia de la mayoría de las herramientas y aplicaciones relacionadas con el tema, que utilizan el formato vector. Los resultados en ambos casos registraron diferencias menores de 1% entre sí, sin embargo se presentan los obtenidos originalmente en la primera fase de esta investigación.

Se asumió a los humedales (M/b/m1 Lecho acuático – incluido C/d/h1 Río–, M/b/m2 Humedal arbustivo forestal, M/b/m2 Humedal emergente, A1-Estanques de acuicultura) con un valor de CN de 100 ([Bhaduri et al., 2000](#); [Sharma et al., 2001](#)), incluso aunque algunos autores les dan un valor de 0. Todo lo anterior se realizó en un ambiente SIG con plataforma ArcGIS 9.2 en formato vector. En general, este procedimiento preserva los detalles de la variación espacial y es más preciso en la determinación del número de curva que el cálculo directo con datos en formato raster ([Zhan y Huang, 2004](#)).



**Figura 3.2.** Localización geográfica de las 11 estaciones hidrológicas distribuidas en o cerca de la sub-cuenca Río San Pedro. Coordenadas en unidades UTM (Zona 13N).

Los datos de precipitación fueron proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional para 11 estaciones hidrológicas distribuidas en o cerca de los límites de la sub-cuenca Río San Pedro (Figura 3.2). Para algunas estaciones, la serie de datos de precipitación cubre un periodo mayor a los 50 años y sólo aquellos eventos mayores a una pulgada (25.4 mm), valor considerado como el antecedente de precipitación necesario para llevar a cabo la evaluación (USDA, 1986), fueron seleccionados. Con base en dicho criterio, se estimó un evento típico de precipitación, usando el registro de precipitación para el periodo de 10

años previo a cada fecha, generándose un valor de precipitación de 53.1 mm (2.09”) para todos los cálculos.

**Tabla 3.2.** Categorías de uso de suelo y su número de curva asociado considerado en este estudio.

Cobertura/uso del suelo	Número de curva por grupo hidrológico			
	A	B	C	D
M/b/m2 Humedal arbustivo forestal	100	100	100	100
M/b/m2 Humedal emergente	100	100	100	100
M/b/m1 Lecho acuático	100	100	100	100
Poblados	57	72	81	86
Suelo desnudo (Pastizal)	39	61	74	80
Vegetación natural (Regular)	36	60	73	79
Tierras agrícolas (Regular)	76	85	90	93
Sin clasificar	0	0	0	0
M/a/m2 Litoral no consolidado	0	0	0	0
A1-Estanques de acuicultura	100	100	100	100
C/d/h1 Río	100	100	100	100

El procedimiento descrito en detalle en el documento del [USDA \(1986\)](#) se siguió para cada fecha y las variaciones en la respuesta al escurrimiento fueron evaluadas de acuerdo al modelo. Los valores resultantes de  $Q$  quedaron expresados tanto en formato numérico, como en los mapas correspondientes a cada fecha de análisis.

### 3.3 Resultados

Con respecto al análisis de imágenes de satélite, un mapa de uso del terreno con seis clases principales fue derivado representando tanto la distribución espacial del uso del terreno en la sub-cuenca Río San Pedro y cuantificar su área. Tanto la clasificación de la imagen del 2000 como la del 2005 fueron aceptadas una vez que la evaluación de la exactitud global generó un estimador  $\geq 80\%$ .

Las matrices de confusión e índices de exactitud para los mapas temáticos del 2000 y 2005, basadas en 232 puntos de control se muestran en la [tabla 3.3](#). Considerando los resultados obtenidos para la evaluación de exactitud global y los estadísticos de kappa, es aparente que la clasificación del 2005 fue mejor clasificada que la del 2000, sin embargo la

prueba de McNemar confirmó que no hay diferencias significativas entre ambas evaluaciones de exactitud ( $X^2 = 7.88$ ,  $P < 0.005$ ). Incluso cuando se observan las medidas de exactitud para clases específicas como el valor de kappa condicional, es evidente que los resultados muestran una buena concordancia entre la clasificación y los datos de referencia.

Para el mapa de uso del suelo del 2000, los resultados de la evaluación muestran una exactitud global de 86% y un coeficiente de kappa de 0.83. En términos de exactitud de productor (EP), con excepción de suelos desnudos que presenta la EP más baja (44%), todas las clases estuvieron por arriba del 80%. Las exactitudes de usuario más bajas obtenidas en la clasificación fueron obtenidas de la clase agrícola y vegetación natural con 73 y 81%, respectivamente. Estas mismas clases presentan los valores más bajos del coeficiente de kappa condicional con 0.66 para la agrícola y 0.75 para la clase vegetación natural.

Para el mapa de uso del suelo del 2005, la matriz de confusión muestra una exactitud global de 88% y un coeficiente de kappa de 0.85 (tabla 3.3). En términos de exactitudes de productor y de usuario, todas las clases estuvieron por arriba del 80% excepto la clase suelos desnudos (con EP = 78% y EU = 74%); esta misma cobertura, junto con la clase agrícola, mostraron los valores más bajos del coeficiente de kappa condicional con 0.69 y 0.78, respectivamente.

Los resultados en la tabla 3.3 sugieren que la mayoría de las categorías fueron clasificadas de manera aceptable. Dada la ausencia de datos de referencia para evaluar la exactitud de la clasificación de 1990, y de acuerdo a la prueba de McNemar se asume un nivel similar al de los mapas temáticos del 2000 y 2005, considerando que el proceso fue el mismo para las tres imágenes y la resolución es la misma.

Se estimó el área cubierta por cada una de las categorías seleccionadas, que en total cubren aproximadamente 2900 km<sup>2</sup> (Tabla 3.4). De los resultados se desprende que el área de estudio está principalmente caracterizada por la clase vegetación natural, compuesta principalmente por selva baja caducifolia y selva mediana, y muestra que casi el 45% de la sub-cuenca (130,000 ha) está ocupada por esta clase, principalmente distribuida en la parte media y alta del área y relacionada a las altitudes más altas y topografía irregular (Figura 3.2). La segunda cobertura con mayor extensión en dos de las fechas analizadas fue la clase

suelos desnudos (pastizal) con alrededor del 30% (~90,000 ha), principalmente ubicada en la parte media y alta del área de estudio.

**Tabla 3.3.** Matrices de confusión e índices de exactitud para los mapas temáticos del 2000 y 2005.

Clasificación 2000	Coberturas	Datos de referencia					Suma
		AG	MN	MR	SD	VN	
	Agrícola (AG)	<b>49</b>	1	8	9	0	67
	Manglar (MN)	0	<b>47</b>	0	0	0	47
	Marisma (MR)	1	1	<b>40</b>	0	0	42
	S. desnudo (SD)	0	0	0	<b>14</b>	0	14
	Veg. natural (VN)	0	1	2	9	<b>50</b>	62
	Suma	50	50	50	32	50	<b>232</b>
	E. de Productor	E. de Usuario			Kappa condicional		
	98.00	73.13			0.66		
	94.00	100.00			1.00		
	80.00	95.24			0.94		
	43.75	100.00			1.00		
	100.00	80.65			0.75		

Exactitud global de la clasificación = 86.21

Estadístico de Kappa = 0.83

Clasificación 2005	Coberturas	Datos de referencia					Suma
		AG	MN	MR	SD	VG	
	Agrícola (AG)	<b>48</b>	0	8	2	0	58
	Manglar (MN)	0	<b>49</b>	0	0	0	49
	Marisma (MR)	1	1	<b>41</b>	0	1	44
	S. desnudo (SD)	1	0	0	<b>25</b>	8	34
	Veg. natural (VN)	0	0	1	5	<b>41</b>	47
	Suma	50	50	50	32	50	<b>232</b>
	E. de Productor	E. de Usuario			Kappa condicional		
	96.00	82.76			0.78		
	98.00	100.00			1.00		
	82.00	93.18			0.91		
	78.13	73.53			0.69		
	82.00	87.23			0.84		

Exactitud global de la clasificación = 87.93

Estadístico de Kappa = 0.85

Nota: Los números en negrita a lo largo de la diagonal son utilizados para calcular la exactitud global.

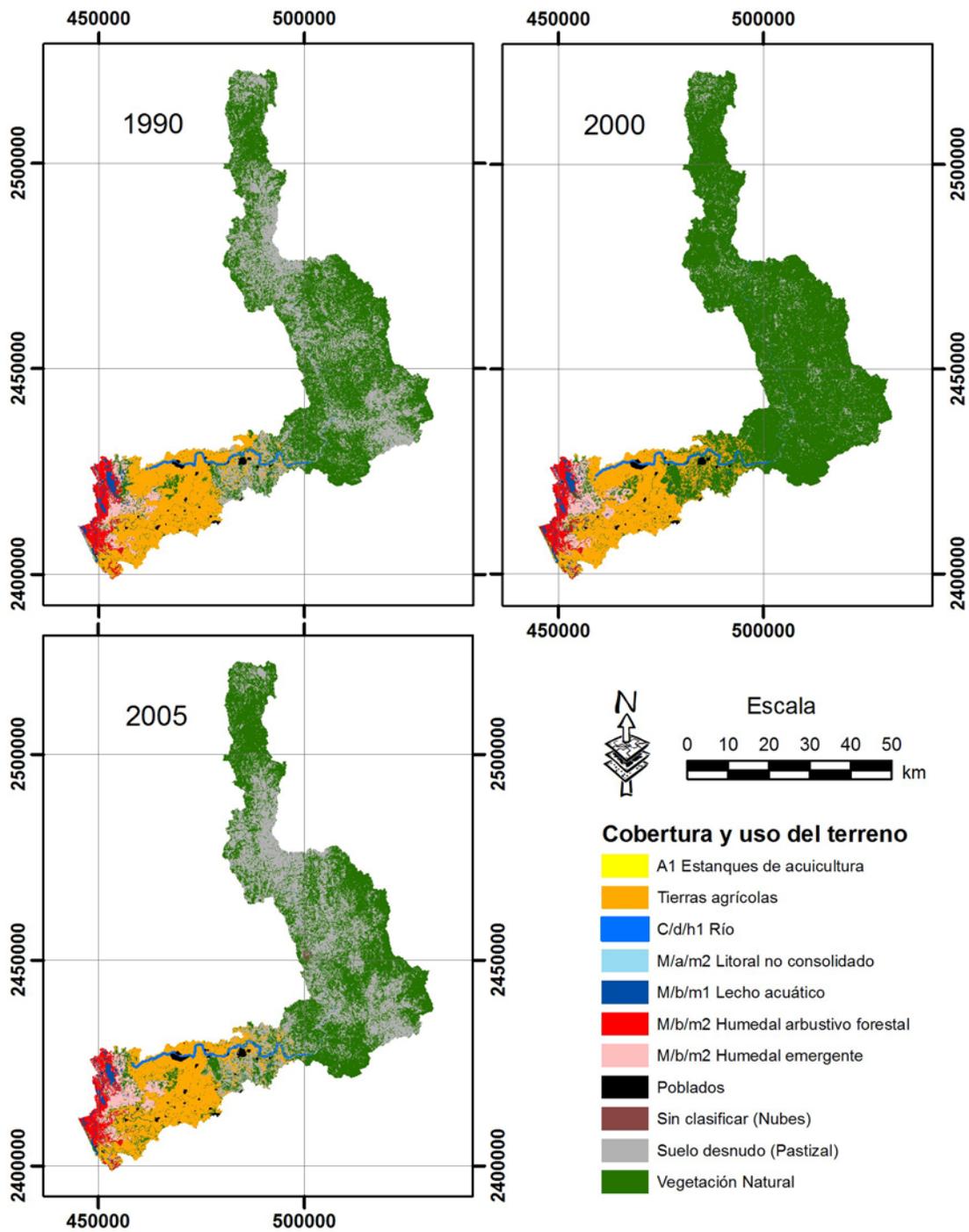
La clase agrícola con 17% (49,600 ha) del área de estudio, es otra de las coberturas representativas y se encuentra localizada en la parte baja y media de la sub-cuenca en áreas en rangos de pendientes de 0 a 10 grados. El área cubierta por humedales (M/b/m1 Lecho

acuático, C/d/h1 Río-, M/b/m2 Humedal arbustivo forestal, M/b/m2 Humedal emergente, A1-Estanques de acuicultura, y M/a/m2 Litoral no consolidado), una cobertura importante debido a las funciones y servicios que ofrece a los ecosistemas costeros, fue de aproximadamente 7% (~20,000 ha).

**Tabla 3.4.** Superficie en hectáreas de las coberturas y uso del terreno de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit, México.

COBERTURA	1990		2000		2005	
	Área	%	Área	%	Área	%
A1 Estanques de acuicultura	7	0.00	34	0.01	35	0.01
Tierras agrícolas	49734	17.19	49657	17.16	46939	16.22
C/d/h1 Río	465	0.16	690	0.24	548	0.19
M/a/m2 Litoral no consolidado	115	0.04	106	0.04	83	0.03
M/b/m1 Lecho acuático	2924	1.01	3150	1.09	2639	0.91
M/b/m2 Humedal arb. forestal	8462	2.92	8231	2.84	7985	2.76
M/b/m2 Humedal emergente	7552	2.61	9255	3.20	9925	3.43
Poblados	1487	0.51	1683	0.58	1974	0.68
Sin clasificar (Nubes)					439	0.15
Suelo desnudo (Pastizal)	82961	28.67	14576	5.04	91326	31.56
Vegetación Natural	135672	46.88	202000	69.80	127489	44.06

El cambio más relevante entre las clasificaciones de 1990 y 2000 es el aumento aparente de aproximadamente 66,000 ha de la clase vegetación natural. Asimismo, más de 68,000 ha de la clase suelo desnudo se transformaron en el 2000. Esto implica que la zona es más bien carente de vegetación y no se trata de un proceso de reforestación sino de crecimiento de pastos. Casi no se observa cambio en la clase tierras agrícolas. La clase M/b/m2 Humedal emergente (marisma) mostró un aumento de casi 1700 ha de su cobertura, mientras que la clase M/b/m2 Humedal arbustivo forestal (manglar) mostró una ligera reducción en este periodo (Figura 3.3).



**Figura 3.3.** Cobertura y usos del terreno de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit, México, a partir de clasificación de imágenes Landsat (1990-2005).

Para el periodo 2000-2005 se observa una disminución aparente de aproximadamente 74,000 ha de la clase vegetación natural y un aumento en la clase suelos desnudos (pastizal) de casi 77,000 ha. Por otro lado, en la clase tierras agrícolas se observó un cambio negativo, con pérdida de poco más de 2,500 ha, así como una disminución del manglar y un ligero incremento de la marisma. Finalmente, para el periodo comprendido en el estudio (1990-2005) la estructura del paisaje no presenta diferencias importantes respecto a la extensión de las coberturas, siendo la reducción de las clases vegetación natural y tierras agrícolas, así como el aumento del humedal emergente, los cambios más relevantes.

Las matrices de detección de cambio permitieron la comparación píxel por píxel entre los diferentes periodos. De los resultados del análisis post-clasificadorio ([Tabla 3.5](#)), las principales diferencias fueron producidas cuando el mapa temático del 2000 fue contrastado con los mapas temáticos de 1990 y 2005.

La [tabla 3.5](#) muestra que la clase vegetación natural fue la cobertura de mayor extensión en las tres fechas, con escasa variación entre las fechas extremas, por lo que se asume que la variación observada con relación a la imagen del 2000 es más un efecto de las variaciones fenológicas de esta cobertura, que el resultado de la recuperación. Considerando en conjunto a las coberturas naturales (lecho acuático, humedal arbustivo forestal, vegetación natural y humedal emergente) e inducidas (tierras agrícolas, poblados, estanques de acuicultura y suelos desnudos) la proporción se mantuvo relativamente estable, aunque con variaciones a nivel de clase.

Las amplias fluctuaciones pueden ser resultado de la fecha de adquisición de las imágenes, ya que en particular las imágenes con fecha de 2000 fueron adquiridas entre Octubre y Diciembre, a finales de la época de lluvias. A esta situación se atribuye la variación (pérdida y recuperación) de una superficie superior a 70,000 ha asignadas a la clase vegetación natural, por lo que se hace necesario un estudio sobre el efecto de las variaciones estacionales en la estimación de las coberturas de terreno en la sub-cuenca.

**Tabla 3.5.** Matrices de detección de cambio de las coberturas del terreno (ha) para los periodos 1990-2000, 2000-2005 y 1990-2000.

Cobertura		1990											Total
		SA	MN	MR	AG	VN	RIO	SD	PB	NB	LT	AC	
2000	SA	2315	211	155	238	218	0	11	0	0	3	0	3150
	MN	262	7233	451	101	184	0	0	0	0	0	0	8231
	MR	161	749	5017	1825	1502	0	0	0	0	0	1	9255
	AG	29	35	896	41844	2645	62	4082	7	0	56	0	49657
	VN	98	235	1017	5420	125941	89	69189	0	0	10	0	202000
	RIO	1	0	0	97	145	291	156	1	0	0	0	690
	SD	1	0	0	0	5029	24	9524	0	0	0	0	14576
	PB	0	0	0	197	6	0	0	1479	0	0	0	1683
	NB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	LT	58	0	0	2	0	0	0	0	0	46	0	106
	AC	0	0	17	8	2	0	0	0	0	0	6	33
Total		2924	8462	7552	49734	135672	465	82961	1487	0	115	7	289381
Cobertura		2000											Total
		SA	MN	MR	AG	VN	RIO	SD	PB	NB	LT	AC	
2005	SA	2122	218	104	111	79	0	0	2	0	3	0	2639
	MN	351	6698	504	62	368	0	0	0	0	2	0	7985
	MR	323	1003	7134	416	1023	0	0	1	0	23	2	9925
	AG	164	26	568	41212	4854	72	1	34	0	8	0	46939
	VN	152	284	942	3752	118826	131	3388	7	0	7	0	127489
	RIO	0	0	0	124	196	197	29	1	0	0	0	548
	SD	16	0	0	3716	76239	263	11090	2	0	0	0	91326
	PB	1	2	2	264	68	1	0	1635	0	0	0	1974
	NB	0	0	0	0	346	25	68	0	0	0	0	439
	LT	19	0	0	0	0	0	0	0	0	64	0	83
	AC	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	32	35
Total		3150	8231	9255	49657	202000	690	14576	1683	0	106	34	289381
Cobertura		1990											Total
		SA	MN	MR	AG	VN	RIO	SD	PB	NB	LT	AC	
2005	SA	2038	252	51	102	185	0	6	2	0	2	0	2639
	MN	438	6764	414	125	234	0	0	0	0	10	0	7985
	MR	223	1164	5450	1554	1493	0	0	1	0	38	1	9925
	AG	28	16	643	40914	2829	78	2381	31	0	17	0	46939
	VN	111	263	974	4434	98579	67	23019	8	0	35	0	127489
	RIO	0	0	0	154	148	151	93	2	0	0	0	548
	SD	14	0	0	1980	31939	152	57238	2	0	0	0	91326
	PB	1	3	2	461	34	2	30	1441	0	0	0	1974
	NB	0	0	0	0	230	15	194	0	0	0	0	439
	LT	70	0	0	1	0	0	0	0	0	13	0	83
	AC	0	1	17	8	2	0	0	0	0	0	6	35
Total		2924	8462	7552	49734	135672	465	82961	1487	0	115	7	289381

Nota: SA (Superficies acuáticas), MN (Manglar), MR (Marisma), AG (Agrícola), VN (Vegetación natural), RIO (Río), SD (Suelo desnudo), PB (Poblados), AC (Acuicultura), LT (Litoral), NB (Nubes)

Una vez que se concluyó con el análisis del paisaje y se consideró que los mapas temáticos eran representativos del área de estudio en sus fechas respectivas, se procedió con el análisis para estimar los valores de escurrimiento, definiendo en primera instancia a los grupos hidrológicos de suelo (GHS).

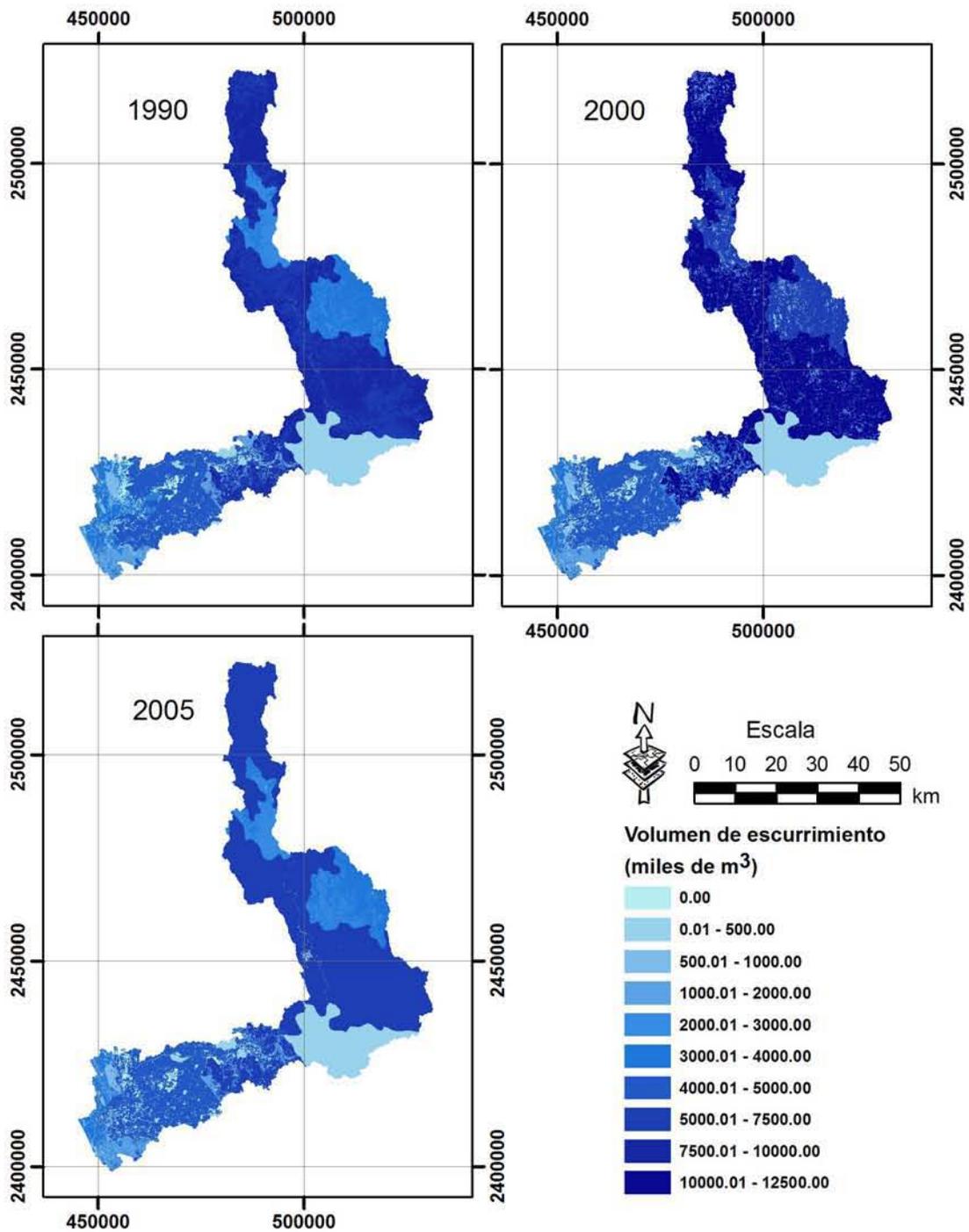
La proporción de los cuatro GHS, denominados como A, B, C y D de acuerdo al procedimiento y que son requeridos para completar el modelo del número de curva, fue de 19.0%, 9.4%, 53.0% y 18.6%, respectivamente. De lo anterior, se desprende que el grupo de suelos que tiene potencial de escurrimiento de moderado a alto (USDA, 1986), fueron los de mayor representatividad en la zona. Los suelos del grupo hidrológico A, con bajo potencial de escurrimiento y una alta tasa de infiltración, siguieron en orden de importancia en proporción similar a los suelos con alto potencial de escurrimiento, representados por el grupo hidrológico D.

A partir de los resultados anteriores, se definieron los números de curva y se estimó el volumen de escurrimiento para toda la sub-cuenca. El procedimiento de sobreposición de las capas *Cobertura del terreno vs. Grupo hidrológico de suelo* produjo 34 categorías a las cuales se asignó el número de curva correspondiente (tabla 3.6). Con base en esta asignación se estimó el escurrimiento para el caso de un evento de precipitación de 2.09 pulgadas, que corresponde a un evento típico de precipitación para un antecedente de lluvia de 10 años en la sub-cuenca Río San Pedro.

El volumen total de escurrimiento estimado para las tres fechas tuvo un mínimo de  $38.8 \times 10^6 \text{ m}^3$  en 1990, con valores ligeramente mayores en las fechas subsiguientes. Para 1990, la mayor proporción de escurrimiento se presentó con la combinación Vegetación natural – C y Suelo desnudo (pastizal) – C, que representan el 20.3% y 15.6% del total, respectivamente. Para el año de 2000 se estimó un escurrimiento de  $39.4 \times 10^6 \text{ m}^3$ , siendo Vegetación natural – C y Vegetación natural – D, con 31.3% y 13.5% respectivamente, las combinaciones con mayor contribución al escurrimiento.

**Tabla 3.6.** Volumen de escurrimiento (Q Vol) en la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit, México, estimado para un valor de Precipitación de 53.1 mm (2.09 pulgadas), en función del Grupo hidrológico de suelo (HSG) y número de curva (CN) asociado, para 1990, 2000 y 2005.

COBERTURA	HSG	CN	1990		2000		2005	
			Área (ha)	Q vol. (m <sup>3</sup> )	Área (ha)	Q vol. (m <sup>3</sup> )	Área (ha)	Q vol. (m <sup>3</sup> )
Tierras agrícolas	A	76	38778.1	4538268	37106.9	4342689	36346.6	4253710
Tierras agrícolas	B	85	737.5	161413	903.5	197739	888.6	194484
Tierras agrícolas	C	90	5628.3	1674186	7200.1	2141739	5843.9	1738325
Tierras agrícolas	D	93	4589.7	1628862	4446.4	1578004	3860.2	1369970
M/b/m1 Lecho acuático	A	100	1279.9	679432	1449.7	769585	1151.6	611323
M/b/m1 Lecho acuático	B	100	0.3	144	0.8	435	0.9	478
M/b/m1 Lecho acuático	C	100	77.5	41136	179.5	95294	84.5	44863
M/b/m1 Lecho acuático	D	100	1566.7	831719	1519.5	806657	1401.6	744074
M/b/m2 Hum. arb. forest.	A	100	1508.9	801002	1427.8	757966	1525.6	809863
M/b/m2 Hum. arb. forest.	D	100	6953.3	3691221	6803.4	3611660	6459.9	3429282
M/b/m2 Hum. emergente	A	100	6458.3	3428436	7843.9	4164025	8033.7	4264760
M/b/m2 Hum. emergente	D	100	1093.7	580613	1411.0	749068	1891.0	1003845
Vegetación Natural	A	36	5561.1	0	5875.4	0	6108.3	0
Vegetación Natural	B	60	19107.5	374324	25313.5	495902	18380.3	360079
Vegetación Natural	C	73	86075.1	7895110	134405.3	12328121	80667.7	7399124
Vegetación Natural	D	79	24928.8	3646752	36405.3	5325623	22332.2	3266915
A1 Est. de acuicultura	A	100			2.6	1386	2.8	1481
A1 Est. de acuicultura	D	100	7.2	3822	31.3	16627	31.8	16865
C/d/h1 Río	A	100	148.0	78585	198.5	105368	205.3	108993
C/d/h1 Río	B	100	103.2	54790	123.8	65721	105.6	56065
C/d/h1 Río	C	100	213.1	113132	322.5	171185	236.6	125619
C/d/h1 Río	D	100	0.9	503	44.8	23797	0.5	287
M/a/m2 Lit. no consolid.	D	0	115.2	0	106.4	0	83.2	0
Poblados	A	57	965.9	10201	1161.2	12263	1346.0	14215
Poblados	B	72					4.7	394
Poblados	C	81	484.6	81528	484.6	81528	568.5	95646
Poblados	D	86	36.9	8601	36.9	8601	54.4	12671
S. desnudo (Pastizal)	A	39	365.9	0			346.2	0
S. desnudo (Pastizal)	B	61	7241.7	168047	848.6	19692	7794.4	180871
S. desnudo (Pastizal)	C	74	60810.9	6065774	10697.5	1067057	65497.9	6533299
S. desnudo (Pastizal)	D	80	14543.0	2283272	3030.3	475761	17687.2	2776927
Sin clasificar (Nubes)	B	0					15.7	0
Sin clasificar (Nubes)	C	0					390.3	0
Sin clasificar (Nubes)	D	0					33.4	0
			<b>289381</b>	<b>38840872</b>	<b>289381</b>	<b>39413492</b>	<b>289381</b>	<b>39414429</b>



**Figura 3.4.** Mapas temáticos del volumen de Escurrimiento (en miles de m<sup>3</sup>) de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit, México.

Finalmente, el volumen total de escurrimiento estimado para 2005 fue muy similar al generado para el 2000, variando en las coberturas predominantes, que en este caso estuvieron representadas por la combinación Vegetación natural – C y Suelo desnudo (pastizal) – C, que fueron las que aportaron mayor volumen de escurrimiento. Por tipo de cobertura, los humedales presentaron el mayor escurrimiento por unidad de área ( $\sim 500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ), seguidas por la agricultura con  $\sim 250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  y el suelo desnudo con  $\sim 100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  en promedio. La distribución espacial del escurrimiento definida para cada fecha analizada se muestra en la [Figura 3.4](#).

### 3.4 Discusión

Todo programa de manejo de recursos a nivel regional requiere de inventarios confiables para garantizar un mínimo de resultados exitosos, por lo que la exactitud en el registro de los datos base y el resultado de las estimaciones a partir de dichos datos es una parte integral de cualquier proyecto. Para información derivada de sensores remotos, esta exactitud depende de las características de los datos registrados, de la interpretación y del análisis espacial de estos datos que en conjunto puedan producir información con suficiente calidad para propósitos de planeación y manejo ([Arbuckle et al., 1998](#)). Aunado a ello es importante la información auxiliar que permite validar la información procedente de datos de percepción remota.

Los errores en la evaluación de los cambios obtenidos a través de la comparación de mapas de fechas diferentes pueden ser muy importantes, y eventualmente superar los cambios reales que se pretenden monitorear. Considerando lo anterior, y asumiendo que los resultados obtenidos en las clasificaciones para el 2000 y 2005 corresponden a una alta concordancia entre la clasificación y los datos de referencia, que se califica de sustancial a casi perfecta según la clasificación de [Landis y Koch \(1977\)](#), el paisaje de la sub-cuenca Río San Pedro puede caracterizarse como un paisaje dominado por coberturas naturales, con predominancia de la clase Vegetación natural, que agrupa principalmente a selva de tipo baja caducifolia y mediana subcaducifolia, además de otro tipo de asociaciones vegetales, con excepción del manglar.

Una de las características distintivas de la región es la presencia de numerosos sistemas de humedales costeros (superficies acuáticas, manglares y marismas), que si bien representan poco menos del 10% de la superficie total (aproximadamente 3000 km<sup>2</sup>), forman parte de uno de los sistemas de manglar más importantes del Pacífico americano conocido como Marismas Nacionales. Es importante destacar que en conjunto el área representada por los humedales costeros se ha mantenido constante, aunque a nivel de clase ha manifestado una importante dinámica, particularmente para el caso de superficies acuáticas y manglares que manifiestan reducción de área (~300 ha para superficies acuáticas y ~500 ha para manglares).

A pesar de que en sistemas someros y de pendiente suave el área intermareal puede ser muy extensa, promoviendo que la extensión de las superficies acuáticas dependa del periodo de las mareas; no se tiene información sobre la amplitud y frecuencia de la marea al momento en que las imágenes fueron registradas. La razón de que las superficies acuáticas presenten su mayor extensión en el mapa del 2000, puede ser resultado de la fecha de adquisición de las imágenes, ya que en particular las imágenes para esta fecha fueron adquiridas en octubre-diciembre, a finales de la época de lluvias en la región. Dado que una situación similar se presentó con la importante variación de la superficie de la clase Vegetación natural, este trabajo confirma los resultados obtenidos por [Hernández-Guzmán et al. \(2008\)](#) sobre el efecto de las variaciones estacionales en la estimación de las coberturas de terreno en la sub-cuenca; si bien dicho estudio no incluyó todas las fechas contenidas en el presente. Esta precisión es importante, pues en función de la distribución y características de las coberturas que rodean a los humedales costeros, pueden evaluarse las posibilidades de permanencia de estos sistemas y a partir de ello estimar la pérdida de funciones del humedal, así como del valor y de los servicios que presta ([Ozesmi y Bauer, 2002](#)).

Aun considerando que puede existir este tipo de limitaciones técnicas y dado que el proceso de corrección geométrica requerido para registrar las imágenes de las distintas fechas se mantuvo dentro de los límites aceptables de error cuadrado medio, menor de un pixel ([Singh, 1989](#)), aunado a que los resultados aquí obtenidos confirman y dan seguimiento a lo reportado por [Hernández-Guzmán et al. \(2008\)](#), puede establecerse que los

principales cambios sobre el paisaje natural de la sub-cuenca se dieron previamente a las fechas incluidas en este estudio. Particularmente el trabajo anteriormente citado, incluyó 1973 como primera fecha de análisis, y se observó que para tal fecha ya es evidente el desarrollo agrícola de la región. A partir de entonces se han manifestado cambios sobre las diversas coberturas evaluadas en el presente estudio y que como ya se ha señalado, en algunos casos pueden ser consecuencia de las variaciones estacionales, más que de cambios de uso de suelo y pérdida o ganancia de superficie.

De lo anterior se concluye que la estructura del paisaje, pese a sus transformaciones históricas, no fue modificada sustancialmente dentro del periodo de estudio debido a que algunas de las principales coberturas naturales (vegetación natural, marismas, manglar) han permanecido con escasa variación en su extensión. Tal como se ha observado en otras regiones del noroeste de México, el principal modificador del paisaje ha sido el crecimiento de la agricultura (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002; Alonso-Pérez *et al.*, 2003), aunque para el periodo considerado en el presente estudio, la superficie representada por este uso de suelo ha permanecido con escasos cambios, reduciendo incluso su extensión, lo que podría indicar que la capacidad agrícola llegó a su límite y que bajo los esquemas agrícolas actuales no es factible mayor expansión por desplazamiento de otras coberturas (Hernández-Guzmán *et al.*, 2008).

Considerando lo anterior, es factible que la actividad agrícola se oriente hacia métodos de cultivo más eficientes, dependientes del riego, a diferencia de los cultivos actuales que dependen de la humedad residual o del periodo de lluvias. Este escenario consecuentemente traería impactos significativos sobre la hidrología de la sub-cuenca, con la probable disminución del gasto ecológico o caudal necesario para el mantenimiento de las funciones y servicios ecológicos de los sistemas asociados. Como sucedió en el río Santiago (con la construcción de las presas Aguamilpa, El Cajón y la próxima puesta en marcha de La Yesca), se ha programado la construcción de infraestructura hidráulica de considerable magnitud en el río San Pedro, uno de los pocos cauces en México que aún no cuentan con ella, reduciendo con esto su flujo natural. Ante este posible escenario, se presenta un riesgo para los humedales costeros de la región, que dependen de este sistema

fluvial y que a la fecha están adaptados a los pulsos hidrológicos de inundación que se dan en este sistema fluvial para mantener sus condiciones.

En general, considerando a todas las coberturas, es importante señalar que aunque se observan cambios, estos son escasamente significativos a nivel de paisaje. De acuerdo a los resultados del presente trabajo, el volumen de escurrimiento estimado para 2000 fue similar que para 2005, aún cuando las proporciones entre las subclases variaron considerablemente. Aunque no hay una reducción importante en la extensión de la clase selva, los resultados evidencian pérdida de la condición de la vegetación, incrementándose la vegetación natural de condición pobre en detrimento de la clasificada como buena.

La región tiene más del 50% de su superficie con un potencial de escurrimiento moderado (grupo C), pero el potencial se ha incrementado en años recientes en asociación con las prácticas agrícolas y el empobrecimiento de las condiciones de la vegetación natural, si bien los cambios en el escurrimiento se ven amortiguados en función de la extensión de las diversas coberturas.

Asimismo, aunque no se espera un crecimiento inminente de la frontera agrícola, es probable que se fomente la tecnificación de la actividad, aumentando con ello el riesgo de contaminación por el uso de agroquímicos y modificando el caudal necesario para mantener la funcionalidad de los ecosistemas naturales.

Finalmente, debe mencionarse que aunque existen métodos más precisos para determinar el escurrimiento, normalmente se basan en registros de flujo de largo plazo ([USDA, 1986](#)), no siendo el caso de la cuenca baja del río San Pedro, donde inclusive viene deteriorándose la red de registros hidráulicos, por lo que es de esperarse un descenso en la cantidad y calidad de información disponible, reduciendo la efectividad de este tipo de modelos en la región. Por consiguiente la estimación del escurrimiento solo parece ser posible con modelos hidrológicos de tipo semi-distribuidos, basados en características medibles como cobertura y usos del terreno, tipo de suelo, precipitación, estructura de drenaje, entre otros, siendo esta la propuesta utilizada en el presente estudio.

### **3.5 Conclusiones**

La diferencia de condiciones ambientales durante el registro de las imágenes Landsat en diferentes fechas incrementó las probabilidades de error en la clasificación del paisaje de la cuenca baja del río San Pedro, Nayarit. Sin embargo, aunque la tendencia general sugiere que durante el periodo de estudio se presentaron cambios significativos de extensión en un número reducido de clases, si hay evidencias de empobrecimiento de la calidad de las coberturas naturales, que están modificando la hidrología superficial y el potencial de escurrimiento, poniendo en riesgo a sistemas ecológicamente importantes como los humedales costeros y el abastecimiento del manto freático. Por lo anterior se propone que futuros trabajos en el área incluyan el análisis de las variaciones intra-anales de las coberturas y se consideren otras técnicas de estimación de los patrones de escurrimiento, que permitan desarrollar un modelo de regionalización del paisaje para hacer más eficiente la toma de decisiones para la planeación del uso del terreno a nivel local e incluso regional.

### **Bibliografía**

- Alonso-Pérez, F., Ruiz-Luna, A., Turner, J., Berlanga-Robles, C.A., Mitchelson-Jacob, G., 2003. Land cover changes and impact of shrimp aquaculture on the landscape in the Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 46: 583-600.
- Arbuckle, J.C., Huryn, A.D., Israel, S.A., 1998. Applications of Remote Sensing and GIS to Wetland Inventory: upland bogs. *Proceedings of the Spatial Information Research Centre's 10th Colloquium*, pp. 15-24
- Bhaduri, B., Harbor, J., Engel, B., Grove, y M., 2000. Assessing watershed-scale, long-term hydrologic impacts of land use change using a GIS-NPS mode. *Environmental Management*, 26: 643-658.
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., 2002. Land use mapping and change detection in the coastal zone of Northwest Mexico using remote sensing techniques. *Journal of Coastal Research*, 18: 514-522
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., 2006. Evaluación de cambios en el paisaje y sus efectos sobre los humedales costeros del sistema estuarino de San Blas, Nayarit (México) por medio de análisis de imágenes Landsat. *Ciencias Marinas*, 32(3): 523-538
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., 2007. Análisis de las tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México. Una aproximación con el uso de imágenes de satélite Landsat. *Universidad y Ciencia*, 23(1): 29-46

- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., de la Lanza-Espino, G., 2008. Esquema de clasificación de los humedales de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 66: 25-46
- Congalton, R.G., Green, K., 2009. *Assessing the accuracy of remote sensed data: Principles and practices*, Second edition, CRC Press, Florida, pp. 183
- Eastman, J.R., 2003. *Guide to GIS and Image Processing*, Clark University, Worcester, pp. 306
- Eastman, J.R., Mckendry, J. E., Fulk, M.A., 1995. *Change and time series analysis*, UNITAR, Switzerland, vol. 1, pp. 119
- Foody, G.M., 2004. Thematic map comparison: evaluating the statistical significance of differences in classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 70: 627-634.
- Gopal, B., 2003. Perspectives on wetland science, application and policy. *Hydrobiologia*, 490: 1 – 10.
- Hernández-Guzmán, R., Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 2008. Assessment of Runoff Response to Landscape Changes in the San Pedro subbasin (Nayarit, Mexico) using Remote Sensing Data and GIS. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 43(12): 1471 — 1482
- Hernández-Guzmán, R., Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 2011. CN-Idris: AN IDRISI tool for generating curve number maps and for estimation of direct runoff. *Environmental Modelling & Software*, DOI: 10.1016/j.envsoft.2011.07.006
- INEGI, 1999. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. *Síntesis de información geográfica del estado de Nayarit*. Pp. 45-47
- Jensen, J.R., Cowen, D.J., Althausen, J.D., Narumalani, S. Weatherbee, O., 1998. An evaluation of coastwatch change detection protocol in South Carolina, In: Lunetta, S., Elvidge, C. D. (Eds.). *Remote sensing change detection. Environmental monitoring methods and applications*. Ann Arbor Press, USA, pp. 75-88.
- Landis, J.R., Koch, G.G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1): 159-174
- Lu, D., Mausel, P., Brondízio, E., Moran, E., 2004. Change detection techniques. *Internacional Journal of Remote Sensing*, 25(12): 2367-2407
- Melesse, M.A., Graham W.D., Jordan, J.D., 2003. Spatially distributed watershed mapping and modeling: GIS-based storm runoff response and hydrograph analysis: part 2. *Journal of Spatial Hydrology*, 3(2): 1-28
- Munyati, C., 2000. Wetland change detection on the Kafue Flats, Zambia, by classification of a multitemporal remote sensing image dataset. *International Journal of Remote Sensing*, 21(9): 1787–1806.
- Ozesmi, S.L., Bauer, M.E., 2002. Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 10: 381–402
- Rozenstein, O., Karnieli, A., 2011. Comparison of methods for land-use classification incorporating remote sensing and GIS inputs. *Applied Geography*, 31: 533-544

- Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 1999. Modifications in coverage patterns and land use around the Huizache-Caimanero lagoon system, Sinaloa, Mexico: A Multitemporal analysis using LANDSAT images. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49: 37–44.
- Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 2003. Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. *Landscape Ecology*, 18: 159-171.
- Sharma, T., Satya-Kiran, P.V., Singh, T.P., Trivedi, A.V., Navalgund, R.R., 2001. Hydrologic response of a watershed to land use changes: a remote sensing and GIS approach, *International Journal of Remote Sensing*, 22(11): 2095–2108
- Singh, A., 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, 10(6): 989-1003
- USDA, 1986. Urban Hydrology for small watersheds, United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Conservation Engineering Division. Technical Release 55. 2nd ed. Washington, DC., pp. 164
- USGS, 1997. Watershed Research in the U.S. Geological Survey. Committee on U.S. Geological Survey, National Research Council, pp. 96
- WWDR2, 2006. Water: a shared responsibility. The United Nations World Water Development Report 2, pp. 584
- Yuan, F., Zawaya, K.E., Loeffelholz, B.C., Bauer, M.E., 2005. Land cover classification and change analysis of the Twin Cities (Minnesota) Metropolitan Area by multitemporal Landsat remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 98: 317 – 328
- Zhan, X., Huang, M.L., 2004. ArcCN-Runoff: an ArcGIS tool for generating curve number and runoff maps. *Environmental Modelling & Software*, 19: 875–879

## **Capítulo 4. Evaluación del escurrimiento superficial para la sub-cuenca Río San Pedro determinando sus unidades de respuesta hidrológica.**

### **4.1 Introducción**

La variabilidad espacial en los factores que controlan los procesos físicos, hidrológicos y biológicos a nivel de paisaje es un factor común en la superficie terrestre, por lo que debe ser considerada en la modelación hidrológica (Becker y Braun, 1999; Tokar y Markus, 2000). Por otro lado, considerando que las respuestas de los procesos hidrológicos son sensibles a la escala de análisis, cuando hay distintos niveles de regionalización, es también necesario visualizarlos en diferentes escalas y de la misma manera. Los modelos hidrológicos deben probar su funcionalidad en diferentes escalas geográficas.

Las escalas de cuenca y sub-cuenca son consideradas como la división más natural del terreno, en función de que son definidas por fronteras naturales (topografía) y la hidrología, lo que de alguna manera hace viable el estudio de estas unidades geográficas. Aun así, el desconocimiento real y concreto de la heterogeneidad de los atributos y procesos presentes en las cuencas hidrográficas es un factor limitante para la aplicación de modelos basados en sus características físicas.

Por tales razones es frecuente la aplicación de los denominados modelos hidrológicos distribuidos, que incorporan con mayor aproximación la variabilidad espacial de las diferentes variables y reproducen más fielmente los procesos que tienen lugar dentro de la cuenca. Esto permite una mejor representación de la dinámica de captación, facilita la evaluación del impacto de diversas prácticas de uso de la tierra y da opciones para probar hipótesis sobre el funcionamiento hidrológico de las cuencas (Haverkamp *et al.*, 2005; Lazzarotto *et al.*, 2006). Este tipo de modelos puede ser utilizado como una herramienta efectiva para predecir los costos ambientales de los cambios de usos de suelo en el sistema hidrológico. Al mismo tiempo es posible la simulación de escenarios que pueden ser integrados a los modelos para analizar el alcance de las decisiones para el manejo de la cuenca y para optimizar las funciones ecosistémicas (Fohrer *et al.*, 2002).

Sin embargo, estas ventajas pueden perderse o disminuirse cuando los datos utilizados para el modelado son agregados a la escala de resolución del modelo, partiendo

de la escala de medición. Esta agregación tiene efecto sobre la información que se producirá sobre suelos, vegetación, usos del terreno y otros factores. Aunque una opción para no modificar substancialmente el factor heterogeneidad es la reducción del área de estudio, ésta no es una solución práctica (Sophocleous y Perkins, 2000). La agregación de datos puede eliminar la información relevante a la escala del modelo, mientras que la exactitud en la parametrización de la variabilidad a pequeña escala tiende a perderse cuando la información fisiográfica es agregada o generalizada.

Por esta razón, para mantener en lo posible la información espacial sobre la heterogeneidad de la cuenca, se ha contemplado como una alternativa práctica, estructurarla en subunidades con dinámica hidrológica similar. Este tipo de aproximaciones se ha desarrollado por diversos autores, quienes con algunas variantes han generado los modelos conocidos como Áreas Elementales Representativas (REA) por Wood *et al.* (1988); Unidades de Respuesta Agrupadas (GRU) por Kouwen *et al.* (1993); Unidades Hidrológicamente Similares (HSU) por Schultz (1996); Hidrotopos por Meijerink *et al.* (1999); o Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU) por Leavesley *et al.* (2002). La idea central de cada uno de estos conceptos es que existen zonas con una relativa uniformidad de características como la pendiente, altitud, vegetación, tipo de suelo y geología, entre otras, que producen respuestas similares de salida (escurrimiento, evaporación) a la entrada hidrológica (precipitación). Para los efectos del presente estudio, se consideró este enfoque y se adoptó el término de unidades hidrológicas de respuesta, simbolizadas por el acrónimo inglés (HRU) para los propósitos del mismo.

La delimitación de la cuenca en sub-unidades es un paso importante de discretización previo a la modelación, por lo que se consideró el siguiente paso en el desarrollo del presente estudio y puede alcanzarse con la ayuda de Percepción Remota (PR) y Sistemas de Información Geográfica (SIG). Lo anterior es útil sobre todo donde las series de tiempo sobre las descargas son insuficientes para el modelado hidrológico.

El desarrollo de las HRU como módulos o subunidades hidrológicas resultantes de combinaciones únicas de las propiedades fisiográficas de una región, permite la preservación de la heterogeneidad de la cuenca y por lo tanto puede ser utilizado en sucesivas divisiones espaciales, reteniendo la información topográfica y posibilitando el

modelado hidrológico regional (Flügel, 1995; Sophocleous y Perkins, 2000). De esta manera se asume que a nivel de cuenca la respuesta hidrológica promedio equivale al promedio de cada componente o unidad hidrológica, ponderado por área (Sophocleous y Perkins, 2000). También es posible la evaluación de la respuesta total de la cuenca, como la suma de respuestas de todas las HRU, nuevamente ponderadas por área (Leavesley *et al.* 2002), siendo este último el enfoque adoptado para el presente trabajo.

Adicionalmente, se toma en cuenta que la existencia de series de tiempo de datos hidrológicos en México es muy limitada, por lo que se hace imprescindible el desarrollo de herramientas de modelación hidrológica de cuencas con la información disponible, que puedan utilizarse para evaluar los efectos del uso del suelo en el ciclo hidrológico. Estos modelos hidrológicos desarrollados a escala de cuenca son necesarios para mejorar la gestión de recursos hídricos, un tema crítico en México.

Considerando lo anterior, el objetivo que se planteó para esta fase del estudio fue el análisis hidrológico de la subcuenca Río San Pedro, bajo el enfoque de Unidades de Respuesta Hidrológica y, a partir de lo anterior, la evaluación de los componentes básicos del balance hidrológico, utilizando herramientas SIG dentro de un enfoque de modelo hidrológico semi-distribuido.

## **4.2 Metodología**

La presente etapa toma como punto de partida el desarrollo de modelos de escurrimiento observados en el capítulo anterior y como en la mayor parte de este trabajo de investigación, se desarrolló un modelo basado en información procedente de imágenes de satélite e información auxiliar (bases de datos y trabajo de campo), analizada en un ambiente de SIG (ArcGIS 9.2).

En primer término se requirió de la definición de los límites de la cuenca y la extracción de la red de drenaje, con particular atención en las áreas planas, específicamente en la parte terminal de la cuenca. Posteriormente, se incluyeron las capas de caracterización del paisaje basado en imágenes de satélite, para el periodo 1990-2005. Finalmente se fraccionó la sub-cuenca en unidades hidrológicamente homogéneas, hidrotopos o Unidades de Respuesta Hidrológica (URH), con base en la información anterior y con datos

georreferidos de elevación, pendiente, aspecto, uso del terreno y tipo de suelo, como información de entrada para el modelo hidrológico. Finalmente, conforme al método desarrollado en la sección anterior, se estimó el escurrimiento para cada URH y a nivel de sub-cuenca, de acuerdo a los procedimientos que a continuación se describen.

#### *4.2.1 Delimitación de la Cuenca*

El problema de identificar la extensión real de una red de drenaje a partir de modelos digitales de elevación ha sido estudiado por muchos años considerando una gran variedad de escalas. Los procedimientos para extraer la red de drenaje y delinear las cuencas y sub-cuencas son extensivamente descritos en la literatura (O'Callaghan y Mark, 1984; Jenson y Domingue, 1988; Maidment, 1996; Garbrecht y Martz, 1997; Martz y Garbrecht, 1998; Turcotte *et al.*, 2001), requiriéndose un análisis detallado para estimar el potencial y debilidades de tales aproximaciones. Es coincidente en todos los casos, que los principales problemas están relacionados con la correcta delimitación de la estructura de drenaje en áreas planas, tales como las que ocurren en llanuras de inundación y deltas.

En áreas planas, la extracción automática de los ríos a menudo no coincide con los ríos cartografiados. En particular para la zona de estudio, una gran extensión corresponde a áreas relativamente planas, con altitudes próximas a 1 msnm (de acuerdo a los modelos digitales de elevación escala 1:50,000 de INEGI). Por lo anterior se utilizó una técnica de forzamiento del drenaje para completar el modelo de red hidráulica.

Se conocen diversas herramientas que de manera automatizada o semi-automatizada, tienen la capacidad para delinear los límites de cuenca con base en modelos digitales de elevación (MDE). Para el presente estudio se empleó un grupo de herramientas que es compatible con ArcGIS, incluidas en Spatial Analysts Tools y Arc Hydro Tool para ArcGIS 9.2. Adicionalmente, en el caso particular de Arc Hydro tools, estas utilidades son del dominio público, desarrolladas por el Center for Research in Water Resources (<http://www.crwr.utexas.edu>), de la Universidad de Texas en Austin en conjunto con el Environmental Systems Research Institute, Inc (ESRI). Estas herramientas proporcionan funcionalidades para la delimitación de cuencas y el manejo de sus atributos, aunque presentan limitaciones para áreas con escasa elevación.

Varios algoritmos intentan resolver las discrepancias relacionadas con las superficies de bajo relieve combinando datos topográficos e hidrográficos. La técnica “stream burning” utiliza una versión rasterizada de un mapa hidrográfico en formato vector para reducir las elevaciones relativas de los píxeles del río a una profundidad uniforme (Maidment, 1996). Para este análisis reforzado, se utilizó un mapa digital de ríos para modificar la superficie topográfica representada por el modelo digital de elevación (MDE). Previo a este análisis, se seleccionaron características hidrográficas de la cartografía existente, correspondiendo a canales hidrológicamente conectados. Para implementar el método “stream burning”, los ríos cartografiados fueron convertidos a una red de celdas únicas en formato raster utilizando el tamaño de las celdas y extensión de los MDE. Todas las elevaciones fuera del curso del río fueron incrementadas por un metro mientras que se asignaba el valor de 1 m a los píxeles que componen el río. La boca de la sub-cuenca mantuvo un valor de cero. Para el propósito de este estudio, los MDE estuvieron disponibles en una proyección Universal Transversal de Mercator con 50 metros de resolución horizontal y fueron producidos por INEGI.

Una vez que los MDE modificados fueron obtenidos, el siguiente paso fue definir los límites de las sub-cuenas. Todos los MDE utilizados en este estudio fueron preparados utilizando el algoritmo para rellenar las depresiones (Jenson y Domingue, 1988) y la dirección de flujo calculada utilizando el algoritmo D-8 (O’Callaghan y Mark, 1984). De acuerdo a Mustafa *et al.*, (2005), esta es la aproximación más comúnmente utilizada cuando se preparan y procesan MDE para el análisis hidrológico.

#### *4.2.2 Caracterización del paisaje*

En el presente estudio se incorporan la caracterizaciones del paisaje derivadas de imágenes de satélite Landsat (path-row 30-44, 30-45, y 31-45) para 1990, 2000 y 2005, mismas que se detallan en el capítulo anterior. Como referencia debe señalarse que los mapas de cobertura y uso del terreno fueron obtenidos por clasificación no-supervisada, con base en la técnica de K-means (Eastman, 2003). Las clases espectrales derivadas de este procedimiento fueron reclasificadas en seis principales clases informacionales (M/b/m1 Lecho acuático – C/d/h1 Río–, M/b/m2 Humedal arbustivo forestal, M/b/m2 Humedal

emergente, agrícola, vegetación natural y suelos desnudos), correspondiendo las clases de humedales al sistema propuesto por [Berlanga-Robles et al., \(2008\)](#) para la clasificación de humedales en México. La clase poblados y la de humedales artificiales A1-Estanques de acuicultura, fueron digitalizadas en pantalla y agregadas al mapa para el resultado final.

Para evaluar la exactitud, se construyó una matriz de error utilizando los resultados de la clasificación para las fechas más recientes, contrastándolos con datos de referencia registrados en el área de estudio con la ayuda de un GPS. Asumiendo que las características espectrales de la superficie acuática y la digitalización de los poblados no permitieron confusión con otras clases, fueron excluidas de la evaluación de la exactitud. Los resultados de las clasificaciones fueron aceptables una vez que la exactitud alcanzó valores mínimos de 80%, evaluados por medio del índice de exactitud global y un estimador del coeficiente de Kappa ( $\hat{K}$ ), a partir de la matriz de error. Además de los anteriores indicadores de la exactitud de la clasificación, también se estimó la exactitud del Productor (EP) y del Usuario (EU) a partir del mismo arreglo matricial ([Congalton y Green, 2009](#)). El estadístico de Kappa incorpora los elementos fuera de la diagonal de la matriz de error y representa la concordancia obtenida después de remover la concordancia que podría esperarse que ocurra al azar ([Congalton y Green, 2009](#); [Yuan et al., 2005](#)).

#### *4.2.3 Determinación las Unidades de Respuesta Hidrológica.*

Una vez que los límites y las características del paisaje de la sub-cuenca Río San Pedro fueron definidas, el área de estudio fue segmentada en polígonos internamente homogéneos, tomando a la pendiente y a la cobertura y uso del suelo como elementos primarios para la definición de las URH. La pendiente en el área de estudio fue derivada de modelos digitales de elevación (1:50,000) y fueron agrupadas en cuatro clases de pendientes: a)  $< 10^\circ$ , b)  $11^\circ - 20^\circ$ , c)  $21^\circ - 40^\circ$  y d)  $> 40^\circ$ .

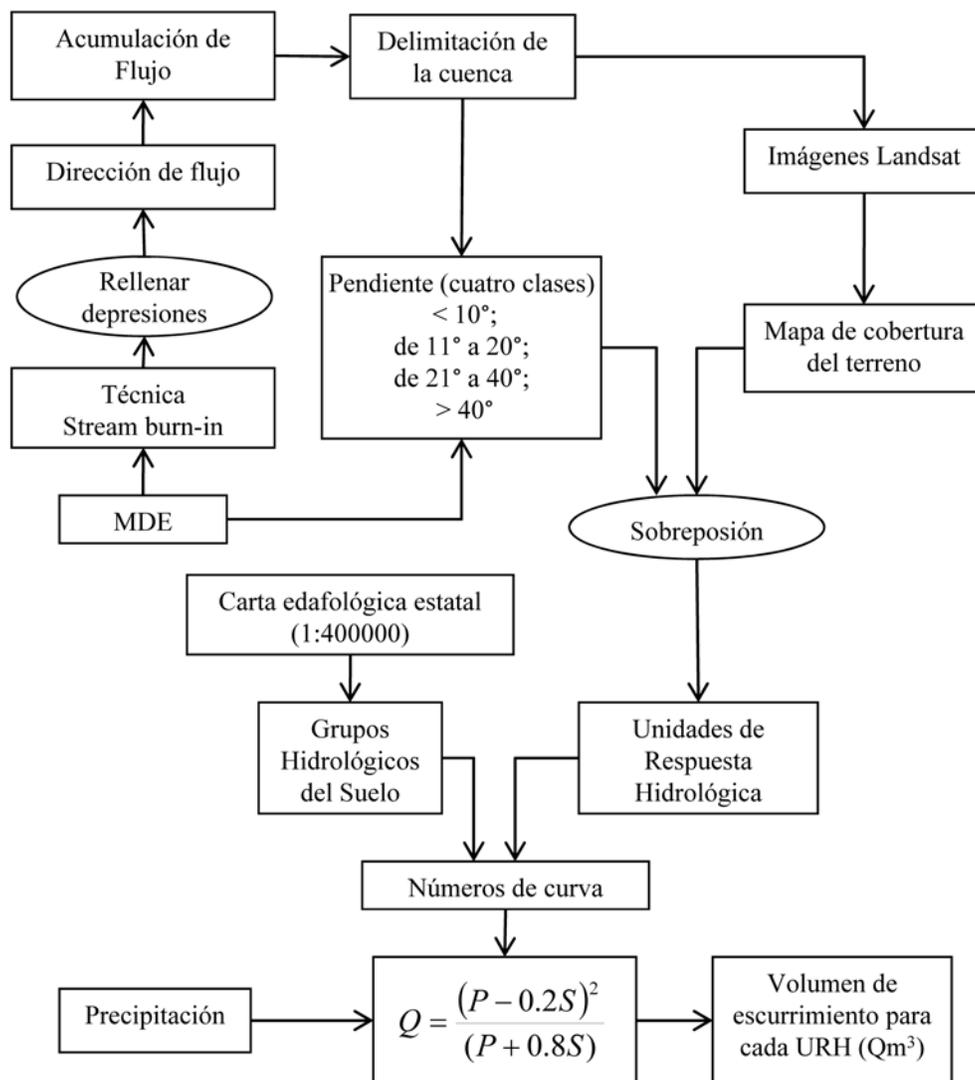
Para este análisis, las categorías A1 Estanques de acuicultura, M/a/m2 Litoral no consolidado, M/b/m1 Lecho acuático, M/b/m2 Humedal arbustivo forestal y M/b/m2 Humedal emergente fueron agrupadas en una sola (Humedales) por tener una respuesta similar al escurrimiento. Después de esto, las categorías de pendientes y los mapas de cobertura y uso del terreno fueron sobrepuestos utilizando rutinas estándar SIG.

Basados en la carta edafológica estatal (1:400,000), se digitalizó un mapa con las cuatro categorías (A, B, C, D) de los Grupos Hidrológicos de Suelo, principalmente relacionados con las tasas de infiltración de acuerdo al Servicio de Conservación de Recursos Naturales del USDA (USDA, 1986). Las cartas Geológico-mineras (Escuinapa F13-5 y Tepic F13-8) escala 1:250,000 producidas por el Servicio Geológico Mexicano fueron referenciadas y posteriormente digitalizadas para crear un mapa geológico que después fue intersectado con la capa de Grupos Hidrológicos de Suelo, para crear la capa de URH y finalmente el escurrimiento fue calculado basado en el método del número de curva.

#### 4.2.4 Estimación del escurrimiento

El escurrimiento superficial fue calculado para cada URH utilizando el método del número de curva del NRCS (USDA, 1986), ya descrito en el capítulo anterior. Sin embargo se presenta a continuación el diagrama de flujo que define el procedimiento aplicado en el caso de la determinación de este parámetro en asociación con las URH (Figura 4.1).

Para evaluar la respuesta al escurrimiento para cada URH, el mapa de GHS fue sobrepuesto sobre éste y dependiendo de la combinación de atributos, un valor de CN fue definido para cada polígono y los resultados fueron procesados con la herramienta ArcCN-Runoff, desarrollada por Zhan y Huang (2004), para estimar la profundidad de escurrimiento ( $Q$ ). A pesar de que el modelo original (USDA, 1986) asigna un valor de CN de 0 para humedales y sistemas acuáticos, incluso considerando la naturaleza saturada de estos ecosistemas, en el presente trabajo se asignó un valor de CN de 100 a estas coberturas, siguiendo las propuestas de Bhaduri *et al.*, (2000) y Sharma *et al.*, (2001). En general, este procedimiento de cálculo en formato vector conserva los detalles de la variabilidad espacial y de acuerdo a algunos autores (Zhan y Huang, 2004) es más exacto en la determinación del número de curva que los cálculos directos con datos en formato raster. Sin embargo, también se ha discutido al respecto al considerarse que la mayoría de los datos de entrada se presentan en formato raster.



**Figura 4.1.** Delimitación de URH y estimación del volumen de escurrimiento

De manera similar a como se evaluó la respuesta total del escurrimiento, un evento de precipitación promedio fue utilizado para la sub-cuenca, obtenido de los datos de precipitación diaria de 11 estaciones meteorológicas del Servicio Meteorológico Nacional (SMN), cinco de ellas localizadas dentro de los límites de la sub-cuenca y el resto cercanas a ella. Dado que no fue posible contar con un mapa detallado de precipitación, se utilizó un valor promedio para un evento típico de precipitación. Este valor ( $P = 2.09''$ ) fue obtenido para un periodo de 10 años previo a cada fecha analizada. Finalmente, el volumen de

escurrimiento de cada URH fue sumado para obtener el escurrimiento total de la sub-cuenca Río San Pedro.

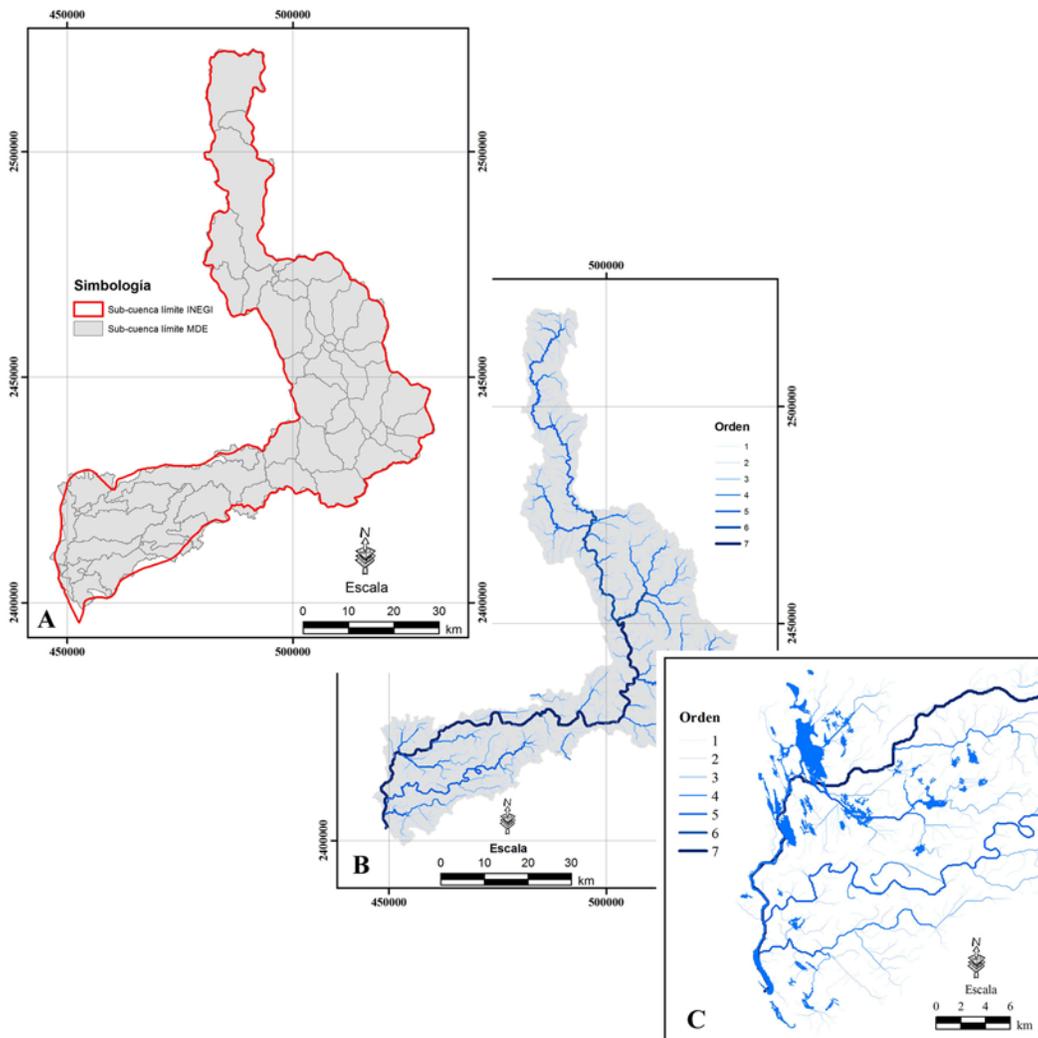
### 4.3 Resultados y discusión

Debido a que la exactitud de los patrones de drenaje derivados de modelos digitales de elevación (MDE) depende de la exactitud de la fuente de información, los valores de elevación de los MDE deben ser lo suficientemente precisos para capturar las características del terreno que influyen en los patrones de drenaje (Jenson y Domingue, 1988). En este estudio, una parte importante del área de estudio presenta escaso relieve, con altitudes inferiores a 1 m, por lo que la resolución vertical de los MDE utilizados (1 m) no es suficiente para extraer automáticamente los límites de la sub-cuenca.

Por otra parte, considerando que la red de drenaje es el elemento crítico en la delimitación de cuencas (Maidment, 1996), se requieren esfuerzos adicionales para asegurar una correcta delimitación. Por lo tanto, en este estudio la técnica “*stream burning*” permitió un mejor ajuste de la red de drenaje basadas en modelos digitales de elevación con los mapas hidrológicos de referencia (Figura 4.2).

La delimitación final produjo una forma irregular de la sub-cuenca, con un patrón de drenaje dendrítico, formado de una serie de tributarios de primer orden que se unen a los arroyos de mayor orden en ángulos agudos. La extensión total es de alrededor de 2900 km<sup>2</sup>, una extensión muy similar a las obtenidas por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), generando los límites usando métodos manuales a partir de las cartas de hidrología superficial (escala 1:400,000), calculándose diferencias menores de 1.0% entre ambos productos.

Con respecto al procedimiento de caracterización, cuando se clasifica automáticamente un paisaje complejo a partir de imágenes adquiridas por percepción remota, es difícil obtener un valor alto en la evaluación de la exactitud (Rozenstein y Karnieli *et al.*, 2011). Se ha reportado con anterioridad que los paisajes del noroeste de México son muy heterogéneos (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002; Alonso-Pérez *et al.*, 2003; Hernández-Guzmán *et al.*, 2008).



**Figura 4.2.** A) Delimitación de cuenca y partición en unidades topográficas a partir del análisis de modelos digitales de elevación (MDE). B) Red de drenaje de la subcuenca con órdenes de caudal. C) Delineación de la red de drenaje en la parte terminal por el método de “*stream burning*”.

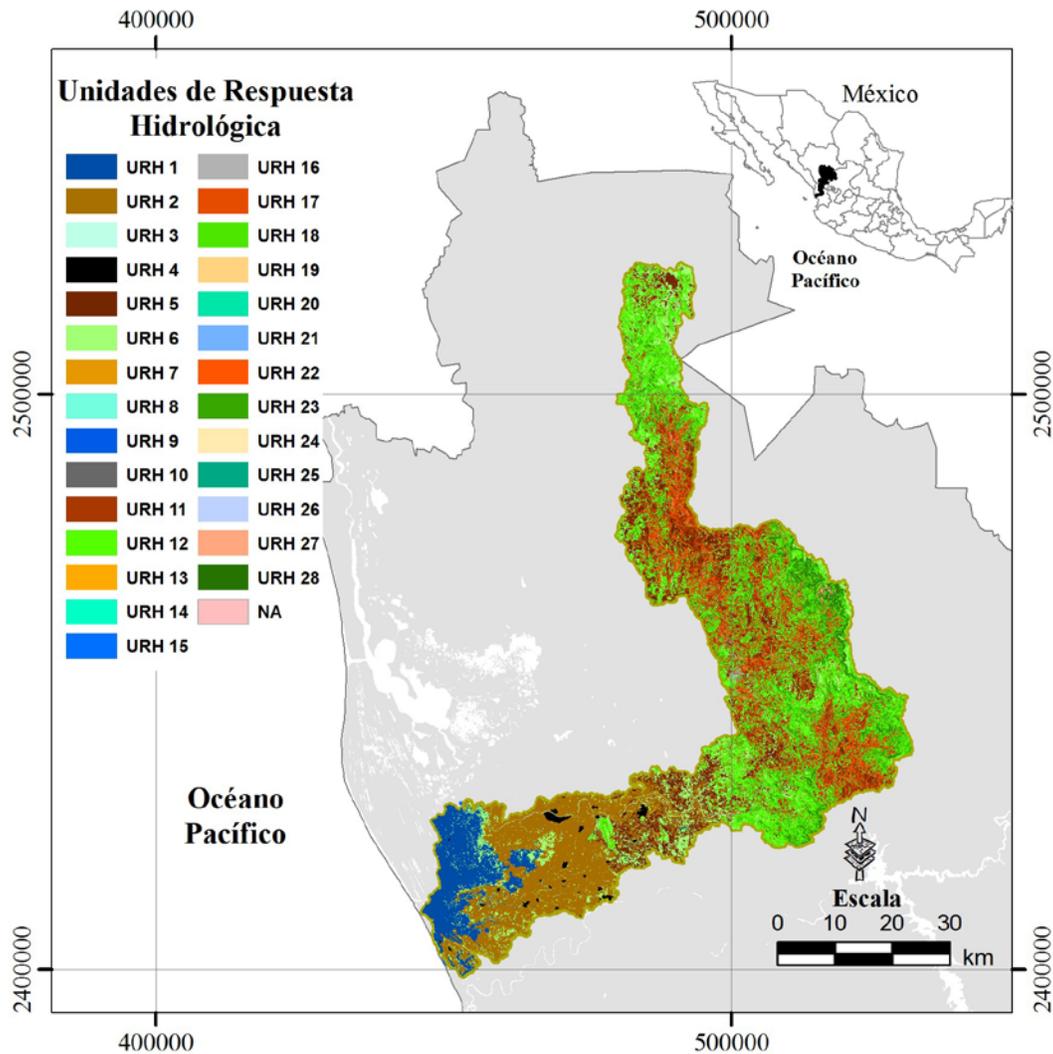
Con este antecedente, los mapas temáticos del 2000 y 2005 obtenidos en la primera fase del estudio fueron producidos con exactitudes globales mayores al 85%, por arriba del nivel establecido como satisfactorio para propósitos de manejo y planeación recomendado por [Anderson et al., \(1976\)](#) pero por debajo del 90% establecido por [Lins y Kleckner \(1996 en Rogan et al., 2003\)](#). Sin embargo, en una revisión realizada por [Rogan y colaboradores \(2003\)](#), la media de la exactitud global de los estudios de detección de cambio (35 estudios en total) es de aproximadamente 76%. En vista de estos resultados, se estableció que en realidad no existen estándares para los estudios de detección de cambio y se fijó como

aceptable la clasificación cuando superó el 80%, por lo que en términos de calidad de los insumos requeridos para continuar con el proceso de generación de las URH se consideró satisfactorio y se continuó con el procedimiento. Cabe mencionarse que el valor igual o superior a 80% ha sido considerado como un estándar en diversos estudios realizados en el noroeste de México, aun cuando normalmente estos niveles han superado este nivel de exactitud, como es el caso de [Ruiz-Luna y Berlanga-Robles \(1999; 83%\)](#); [Alonso-Pérez et al. \(2003; 84%\)](#); [Ruiz-Luna y Berlanga-Robles \(2003; 81%\)](#); [Hernández-Cornejo et al. \(2005; 85%\)](#); [Berlanga-Robles y Ruiz-Luna \(2007; de 82 a 92%\)](#); [Hernández-Guzmán et al. \(2008; 82%\)](#); y [Berlanga-Robles et al. \(2011; 89%\)](#), por mencionar algunos.

El valor del coeficiente de  $K$  se calculó en 0.83 y 0.85 para los mapas temáticos del 2000 y 2005, respectivamente; lo que se califica como alta concordancia entre la clasificación y los valores de referencia, en una escala de sustancial a casi perfecta según la clasificación de [Landis y Koch \(1977\)](#). Con respecto a esto, el resultado obtenido garantiza que las clasificaciones son mejores que una obtenida al azar, por lo que fueron aceptadas como representativas del paisaje de la sub-cuenca río San Pedro y un insumo adecuado para el resto del análisis.

Se procedió a la obtención de las URH generándose numerosos polígonos que respondieron a la interacción entre las capas de entrada ([Figura 4.3](#)). Estos polígonos se identificaron y fueron reclasificados en un menor número de categorías, que responden a un mayor grado de naturalidad.

En términos generales, la mayor área de URH corresponde a zonas de bajo relieve ( $0 - 10^\circ$ ), que ocupan cerca del 45% del total del área de estudio, donde predominan las clases Tierras agrícolas y Vegetación natural. Los humedales, importantes por la cantidad de bienes y servicios que proporciona, también se situaron en zonas con pendiente reducida, ocupando un área de 7% del total, permaneciendo sin cambio aparente en el periodo analizado (1990 – 2005).



**Figura 4.3.** Distribución de las unidades de respuesta hidrológica, resultantes de la combinación del nivel de pendiente y coberturas. Vista original, previo a la reclasificación.

Para la reclasificación final se emplearon los resultados obtenidos mediante el procesamiento de los mapas temáticos y con base en dicha información se integró una base de datos con un total de 28 URH, las mismas en cada una de las fechas analizadas (1990, 2000 y 2005). Las URH se ordenaron en función de su potencial de escurrimiento, que depende de la combinación de grupos hidrológicos de suelo (GHS) con el valor medio de la pendiente.

El ordenamiento inicia con el GHS-A (que corresponde a bajo potencial de escurrimiento y altas tasas de infiltración) y las pendientes promedio en rangos de 0 – 10

grados. Debido a que las URH representan una combinación específica de pendiente, tipo del suelo, cobertura del terreno y otras características, no necesariamente deben estar contiguas y espacialmente relacionadas (Flügel, 1995). Las características de las URHs son desplegadas en las [tablas 4.1, 4.2 y 4.3](#).

Para 1990, se pueden priorizar 4 unidades de respuesta hidrológica (URH 2 Tierras Agrícolas y URHs 6, 12 y 18 con Vegetación natural) que representan cerca del 56% del área estudiada produciendo 45% del escurrimiento. La unidad de mayor extensión, con un 17% de un total aproximado de 290,000 ha, es la URH 2 Tierras agrícolas en pendientes menores a 10 grados; seguida por la URH 12 Vegetación natural sobre pendientes de 11 a 20 grados ocupando un 15.1 % del área estudiada ([Tabla 4.1](#)).

El cambio más relevante para el 2000 fue el aumento de la URH 12 Vegetación natural sobre pendientes de 11 a 20 a cerca de 23% seguida por la URH 18 Vegetación natural en pendientes de 21 a 30 grados con un 18.4% ([Tabla 4.2](#)). Para esta misma fecha se pueden priorizar 4 unidades de respuesta hidrológica (URH 2 Tierras Agrícolas y URHs 6, 12 y 18 con Vegetación natural) que representan tres cuartas partes del área estudiada produciendo 59% del escurrimiento.

De acuerdo a la [tabla 4.3](#), nuevamente el cambio más relevante sigue manifestándose en la URH 12 Vegetación natural, que para el 2005 disminuye su extensión a cerca de 13%, quedando la URH 2 Tierras agrícolas en pendientes menores a 10 grados como la unidad de mayor extensión (16.2%). Una clase que aparece como prioritaria debido a su extensión es la URH 11 Suelos desnudos (Pastizales) en pendientes moderadas entre 11 y 20 grados con una extensión del 11%.

En términos generales, la URH Humedales con pendientes menores a 10 grados permaneció sin cambio aparente durante las tres fechas estudiadas (1990, 2000, y 2005) ocupando el 7% del área estudiada, mientras que, en este rango de pendientes la URH 2 Tierras agrícolas permanece sin cambio con un 17% en todo el periodo.

Estos resultados muestran que como una consecuencia de la distribución de las coberturas y usos del terreno, todas las unidades relacionadas con la clase Vegetación natural son las más extensas. Para todas las fechas, la URH 12 Vegetación natural (con pendientes entre 11 y 20 grados) y la URH 18 Vegetación natural sobre pendientes entre 21

y 30 son las mejor representadas en la sub-cuenca. Debido a su pendiente y su tipo de suelo, con Regosol como el tipo más representativo en ambas unidades, el CN promedio asociado es de los más altos (CN=68), siendo después de Tierras agrícolas (CN=87), las URH que presentan el mayor escurrimiento en la sub-cuenca. Para evitar un incremento no deseable del escurrimiento superficial en esta área, la vegetación natural debe ser conservada ya que ayuda a la infiltración del agua, particularmente considerando que el GHS en esta unidad hidrológica es de tipo C, suelo con bajo nivel de permeabilidad.

Excluyendo a los humedales que por su naturaleza saturada tienen asignado un CN=100, los valores más altos de CN corresponden a la URH 2 (Agricultura) aunque el grupo hidrológico del suelo dominante sea A y con poca pendiente (4° en promedio), lo que correspondería a bajo potencial de escurrimiento y altas tasas de infiltración. Esta URH ocupa ligeramente más del 15% del área de estudio pero produce más del 20% del escurrimiento total.

Finalmente para la estimación total del escurrimiento siguiendo el enfoque de URH, se adoptó un enfoque de evaluación del escurrimiento total ([Leavesley et al., 2002](#)), en lugar de utilizar valores promedio ([Sophocleous y Perkins, 2000](#)). Con respecto a esto, las URHs están compuestas de áreas únicas distribuidas que se resumen a una clase real y diferente ([Bongartz, 2003](#)). Este concepto implica que la topología de las diferentes sub-unidades es muy compleja y la modelación de los flujos laterales no puede ser conceptualizada, lo que significa que no hay una conectividad con las áreas vecinas y no hay conectividad entre las URH y la red de drenaje. Como resultado, todos los flujos son integrados sobre el área y se suman en la boca de la cuenca, razón por la que los humedales, ubicados en la parte terminal del área de estudio, representan los mayores escurrimientos.

**Tabla 4.1.** Unidades de Respuesta Hidrológica de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit (1990).

ID	Cobertura	Edafología (%)	GHS (%)	CN	Composición Geológica (%)	Pendiente	Área (Ha)	QVol (m <sup>3</sup> )
URH 1	Humedales	Je (50.7) + Zg (49.0)	A (50.7) + D (49.0)	100	Qli (88.6) + Qal (12.8)	0-10	18484	9811852
URH 2	Tierras agrícolas	Je (78.8) + Be (11.1)	A (78.8) + C (11.1)	87	Qal (84.0) + Qli (15.4)	0-10	49115	7801512
URH 3	Río	Je (39.5) + Hh (25.1)	A (39.5) + C (35.1)	100	Qal (65.6) + TomR-Ig (20.3)	0-10	342	181342
URH 4	Poblados	Je (67.8) + Be (29.8)	A (67.8) + C (29.8)	75	Qal (97.6) + Qli (2.4)	0-10	1446	90905
URH 5	Suelos desnudos (ptz)	Be (54.4) + Re (25.1)	C (79.5) + D (9.4)	68	TomR-Ig (35.0) + Qal (32.4)	0-10	26203	2523031
URH 6	Vegetación natural	Be (42.9) + Re (19.4)	C (62.4) + A (16.6)	69	TomR-Ig (31.3) + TomTR (25.0)	0-10	32429	2386816
URH 7	Tierras agrícolas	Be (70.6) + Je (22.7)	C (70.6) + A (22.7)	86	Qal (89.2) + TmplTR-R (5.6)	11-20	439	110344
URH 8	Río	Be (41.5) + Re (23.7)	C (65.2) + B (22.5)	100	Qal (52.1) + TomR-Ig (24.7)	11-20	86	45679
URH 9	Humedales	Be (94.5)	C (96.9) + A (1.7)	100	Qal (90.8) + TomR-Ig (5.5)	11-20	19	10208
URH 10	Poblados	Be (83.9) + Je (16.1)	C (83.9) + A (16.1)	69	Qal (100)	11-20	35	5054.22
URH 11	Suelos desnudos (ptz)	Re (48.4) + Be (23.1)	C (71.5) + D (18.4)	68	TomR-Ig (65.0) + TomTR (29.2)	11-20	27851	2855242
URH 12	Vegetación natural	Re (38.6) + Be (30.4)	C (69.1) + B (16.5)	68	TomR-Ig (60.4) + TomTR (28.5)	11-20	43559	3808587
URH 13	Tierras agrícolas	Be (83.5) + Je (10.0)	C (83.5) + A (10.0)	86	Qal (80.8) + TmplTR-R (13.6)	21-30	34	9196
URH 14	Río	Re (61.5) + Be (15.0)	C (76.5) + B (21.2)	100	TomR-Ig (65.1) + Qal (23.9)	21-30	25	13230
URH 15	Humedales	Be (77.2) + Re (18.4)	C (95.7) + D (4.3)	100	Qal (71.3) + TomR-Ig (18.5)	21-30	3	1741
URH 16	Poblados	Be (100)	C (100)	81	Qal (100)	21-30	0.7	123.3
URH 17	Suelos desnudos (ptz)	Re (56.0) + I (21.9%)	C (69.0) + D (22.0)	68	TomR-Ig (74.3) + TomTR (22.6)	21-30	19923	2100109
URH 18	Vegetación natural	Re (44.2) + Be (20.4)	C (64.6) + D (20.1)	68	TomR-Ig (70.8) + TomTR (22.0)	21-30	35820	3281197
URH 19	Tierras agrícolas	Be (70.2) + Je (29.8)	C (70.2) + A (29.8)	87	TmplTR-R (47.6) + Qal (29.8)	31-40	5	1201
URH 20	Río	Re (85.9) + Hh (14.1)	C (85.9) + B (14.1)	100	TomR-Ig (95.5) + Qal (2.5)	31-40	9	4986
URH 21	Humedales	Re (62.7) + I (35.1)	C (64.9) + D (35.1)	100	TomR-Ig (59.1) + TomTR (37.4)	31-40	3	1327
URH 22	Suelos desnudos (ptz)	Re (55.8) + I (28.0)	C (66.3) + D (28.2)	68	TomR-Ig (76.4) + TomTR (21.2)	31-40	7584	846815
URH 23	Vegetación natural	Re (44.2) + I (28.8)	C (56.3) + D (31.0)	68	TomR-Ig (79.1) + TomTR (16.5)	31-40	18119	1800714
URH 24	Tierras agrícolas	Je (100)	A (100)	76	Qal (100)	> 40	0.1	13
URH 25	Río	Re (99.5)	C (99.5)	100	TomR-Ig (100)	> 40	7	3513
URH 26	Humedales	I (65.4) + Re (34.6)	D (65.4) + C (34.6)	100	TomR-Ig (69.6) + TomTR (29.7)	> 40	8	4047
URH 27	Suelos desnudos (ptz)	Re (42.4) + I (40.4)	C (55.2) + D (42.1)	73	TomR-Ig (75.1) + TomTR (22.0)	> 40	1414	172104
URH 28	Vegetación natural	I (45.5) + Re (34.2)	D (51.8) + C (41.7)	69	TomR-Ig (82.8) + TomTR (15.3)	> 40	5578	643493
Área y escurrimiento total							<b>288540</b>	<b>38514382</b>

**Tabla 4.2.** Unidades de Respuesta Hidrológica de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit (2000).

ID	Cobertura	Edafología (%)	GHS (%)	CN	Composición Geológica (%)	Pendiente	Área (Ha)	QVol (m <sup>3</sup> )
URH 1	Humedales	Je (53.4) + Zg (45.9)	A (53.4) + D (45.9)	100	Qli (88.6) + Qal (11.4)	0-10	20353	10802314
URH 2	Tierras agrícolas	Je (75.6) + Be (14.3)	A (75.6) + C (14.3)	87	Qal (86.6) + Qli (12.7)	0-10	49027	8040666
URH 3	Río	Je (37.5) + Re (21.4)	C (38.6) + A (37.5)	100	Qal (57.1) + TomR-Ig (26.8)	0-10	491	260523
URH 4	Poblados	Je (71.6) + Be (26.3)	A (71.6) + C (26.3)	75	Qal (97.9) + Qli (2.1)	0-10	1640	92955
URH 5	Suelos desnudos (ptz)	Be (40.5) + Re (35.3)	C (75.8) + D (15.7)	71	TomTR (48.3) + TomR-Ig (46.0)	0-10	5095	521256
URH 6	Vegetación natural	Be (47.5) + Re (21.5)	C (69.0) + A (11.1)	67	TomR-Ig (33.0) + Qal (28.5)	0-10	51413	4052681
URH 7	Tierras agrícolas	Be (76.2) + Je (16.3)	C (76.2) + A (16.3)	87	Qal (93.6) + TmplTR-R (4.0)	11-20	430	112756
URH 8	Río	Be (35.6) + Re (30.9)	C (66.4) + B (18.3)	100	TomR-Ig (41.4) + Qal (39.8)	11-20	130	68865
URH 9	Humedales	Be (93.8) + Re (4.9)	C (97.6) + D (1.1)	100	Qal (87.1) + TomR-Ig (6.0)	11-20	30	16095
URH 10	Poblados	Be (83.9) + Je (16.1)	C (83.9) + A (16.1)	69	Qal (100.0)	11-20	35	5054
URH 11	Suelos desnudos (ptz)	Re (46.2) + Be (27.2)	C (73.4) + D (21.3)	71	TomR-Ig (62.1) + TomTR (35.1)	11-20	5694	614263
URH 12	Vegetación natural	Re (42.1) + Be (27.6)	C (69.7) + D (15.4)	68	TomR-Ig (62.2) + TomTR (28.2)	11-20	65670	5865307
URH 13	Tierras agrícolas	Be (92.2)	C (92.2)	85	Qal (88.1) + TmplTR-R (11.4)	21-30	22	6180
URH 14	Río	Re (54.3) + Be (18.1)	C (71.5) + D (16.9)	100	TomR-Ig (74.2) + Qal (11.9)	21-30	51	26906
URH 15	Humedales	Be (51.2) + Re (35.8)	C (87.0) + D (11.4)	100	Qal (44.1) + TomR-Ig (37.2)	21-30	5	2802
URH 16	Poblados	Be (100.0)	C (100.0)	81	Qal (100.0)	21-30	0.7	123
URH 17	Suelos desnudos (ptz)	Re (56.5) + I (22.2)	C (73.1) + D (22.4)	71	TomR-Ig (75.4) + TomTR (22.3)	21-30	2497	272674
URH 18	Vegetación natural	Re (48.0) + I (20.1)	C (65.8) + D (20.7)	68	TomR-Ig (71.9) + TomTR (22.2)	21-30	53230	4963726
URH 19	Tierras agrícolas	Be (100.0)	C (100.0)	90	Qal (79.9) + TmplTR-R (20.1)	31-40	5	1436
URH 20	Río	Re (42.7) + I (29.6)	C (68.1) + D (29.6)	100	TomR-Ig (84.1) + TomTR (15.0)	31-40	18	9574
URH 21	Humedales	Re (38.1) + I (32.2)	C (52.2) + D (36.5)	100	TomTR (44.8) + TomR-Ig (43.3)	31-40	1	761
URH 22	Suelos desnudos (ptz)	Re (59.9) + I (25.7)	C (71.0) + D (27.3)	72	TomR-Ig (79.4) + TomTR (18.3)	31-40	928	105862
URH 23	Vegetación natural	Re (47.2) + I (28.6)	C (58.8) + D (30.2)	68	TomR-Ig (78.2) + TomTR (17.8)	31-40	24767	2483821
URH 24	Tierras agrícolas	Be (100.0)	C (100.0)	90	Qal (95.2) + TmplTR-R (4.8)	> 40	2	519
URH 25	Río	I (41.0) + Re (39.8)	C (58.8) + D (41.0)	100	TomR-Ig (86.8) + TomTR (13.2)	> 40	6	3035
URH 26	Humedales	I (85.7) + Lf (14.3)	D (100.0)	100	TomR-Ig (77.7) + TomTR (22.3)	> 40	1	696
URH 27	Suelos desnudos (ptz)	I (45.3) + Re (37.9)	D (53.0) + C (46.8)	74	TomR-Ig (80.7) + TomTR (16.9)	> 40	363	47224
URH 28	Vegetación natural	I (44.4) + Re (35.8)	D (49.7) + C (44.4)	70	TomR-Ig (81.3) + TomTR (16.7)	> 40	6634	759604
Área y escurrimiento total							<b>288540</b>	<b>39137681</b>

**Tabla 4.3.** Unidades de Respuesta Hidrológica de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit (2005).

ID	Cobertura	Edafología (%)	GHS (%)	CN	Composición Geológica (%)	Pendiente	Área (Ha)	QVol (m <sup>3</sup> )
NA	NA	Re (43.8) + Be (44.3)	C (88.1) + D (8.0)	0	TomR-Ig (96.6) + TeoA-TA (2.6)	NA	448	0
URH 1	Humedales	Je (53.7) + Zg (46.0)	A (53.7) + D (46.0)	100	Qli (88.7) + Qal (11.3)	0-10	20168	10703946
URH 2	Tierras agrícolas	Je (77.5) + Be (12.8)	A (77.5) + C (12.8)	87	Qal (86.3) + Qli (13.1)	0-10	46764	7497348
URH 3	Río	Je (51.5) + Be (19.8)	A (51.5) + C (29.7)	100	Qal (79.2) + TomR-Ig (11.7)	0-10	385	204581
URH 4	Poblados	Je (79.3) + Be (17.2)	A (79.3) + C (17.2)	74	Qal (96.7) + Qli (3.3)	0-10	1570	70894
URH 5	Suelos desnudos (ptz)	Be (49.3) + Re (27.3)	C (76.6) + D (11.9)	67	TomR-Ig (40.7) + TomTR (24.6)	0-10	28548	2779827
URH 6	Vegetación natural	Be (44.9) + Je (19.7)	C (61.4) + A (19.7)	67	Qal (28.3) + TomTR (27.3)	0-10	30446	2152647
URH 7	Tierras agrícolas	Be (67.6) + Je (22.9)	C (67.6) + A (22.9)	86	Qal (91.1) + TmGd-qMz (3.3)	11-20	389	96835
URH 8	Río	Be (43.9) + Hh (24.0)	C (66.2) + B (24.0)	100	Qal (50.7) + TomR-Ig (24.0)	11-20	113	59843
URH 9	Humedales	Be (97.2) + Je (1.2)	C (97.7) + A (1.2)	100	Qal (98.2) + TomR-Ig (1.6)	11-20	25	13041
URH 10	Poblados	Be (67.3) + Je (32.7)	C (67.3) + A (32.7)	69	Qal (100.0)	11-20	9	1103
URH 11	Suelos desnudos (ptz)	Re (50.1) + I (20.6)	C (69.5) + D (20.6)	69	TomR-Ig (70.9) + TomTR (23.5)	11-20	32385	3366601
URH 12	Vegetación natural	Re (36.0) + Be (34.3)	C (70.4) + B (17.4)	68	TomR-Ig (54.7) + TomTR (33.2)	11-20	38908	3325255
URH 13	Tierras agrícolas	Be (84.4) + Hh (12.1)	C (84.4) + B (12.1)	86	Qal (72.2) + TmplTR-R (16.0)	21-30	17	4797
URH 14	Río	Re (46.9) + Hh(38.6)	C (61.0) + B (38.6)	100	TomR-Ig (51.8) + Qal (26.0)	21-30	35	18532
URH 15	Humedales	Be (86.6) + Re (7.2)	C (93.8) + D (5.1)	100	Qal (79.2) + TomR-Ig (12.3)	21-30	1	742
URH 16	Poblados	Be (100.0)	C (100.0)	81	Qal (100.0)	21-30	0.2	42
URH 17	Suelos desnudos (ptz)	Re (57.1) + I (23.4)	C (68.4) + D (23.5)	68	TomR-Ig (78.7) + TomTR (18.5)	21-30	21213	2269609
URH 18	Vegetación natural	Re (43.0) + Be (21.7)	C (64.7) + D (19.1)	68	TomR-Ig (67.9) + TomTR (24.6)	21-30	34437	3115251
URH 19	Tierras agrícolas	Be (100.0)	C (100.0)	90	TmplTR-R (70.4) + TmGd-qMz (17.9)	31-40	2	695
URH 20	Río	Re (82.5) + Hh (17.5)	C (82.5) + B (17.5)	100	TomR-Ig (94.7) + Qal (2.9)	31-40	12	6438
URH 21	Humedales	Re (66.6) + Be (18.9)	C (85.5) + D (14.5)	100	TomR-Ig (100.0)	31-40	0.4	234
URH 22	Suelos desnudos (ptz)	Re (58.0) + I (28.3)	C (67.4) + D (28.4)	69	TomR-Ig (80.4) + TomTR (17.8)	31-40	7577	854536
URH 23	Vegetación natural	Re (43.3) + I (28.7)	C (55.7) + D (30.9)	68	TomR-Ig (77.3) + TomTR (17.9)	31-40	18090	1789543
URH 24	Tierras agrícolas	Be (100.0)	C (100.0)	90	Qal (100.0)	> 40	0.07	19
URH 25	Río	Re (92.9) + Hh (7.1)	C (92.9) + B (7.1)	100	TomR-Ig (100.0)	> 40	7	3580
URH 26	Humedales	I (81.5) + Lf (11.8)	D (93.3) + C (6.7)	100	TomR-Ig (92.8) + TomTR (7.2)	> 40	10	5079
URH 27	Suelos desnudos (ptz)	Re (43.4) + I (42.3)	C (54.5) + D (43.7)	73	TomR-Ig (81.6) + TomTR (17.2)	> 40	1659	204695
URH 28	Vegetación natural	I (45.1) + Re (33.6)	D (51.7) + C (41.4)	69	TomR-Ig (81.0) + TomTR (16.6)	> 40	5321	611634
<b>Área y escurrimiento total</b>							<b>288540</b>	<b>39157347</b>

Basados en los resultados obtenidos con los procedimientos descritos, hay tres principales tipos de URH en la sub-cuenca del Río San Pedro, que puede utilizarse para propósitos de manejo de cuenca y control de escurrimiento. En primer instancia, las URH de Vegetación natural asociadas a relieve escarpado, poco convenientes para propósitos de agricultura tradicional (URH 12, 18, 23, 28). Con respecto a las características de estas unidades, la tala y deforestación podrían incrementar el escurrimiento a niveles de riesgo para las zonas más bajas.

El segundo grupo incluye unidades relacionadas con actividades humanas, particularmente agricultura y poblados (URH 2 y 4, respectivamente), en áreas de bajo relieve localizadas en el sur de la sub-cuenca. A pesar de que representan el 15% del área total, contribuyen en una quinta parte del escurrimiento total, con altas probabilidades de aumentar si las actividades económicas se incrementan sobre las URH ubicadas en la parte baja del área de estudio, especialmente sobre las URH 5 y 6 que corresponden a Suelos desnudos y Vegetación natural, respectivamente. Se debe prestar especial atención sobre esta última unidad (URH 6 en pendientes de 0 a 10°). Las condiciones edafológicas y la composición geológica en esta zona en particular han propiciado su mantenimiento y conservación durante el periodo de estudio (1990-2005); además, al ser una unidad rodeada por la zona agrícola, lo cual le confiere una condición de fragilidad, es una región importante para fines de manejo y conservación.

Finalmente, un tercer grupo de URH que incluye principalmente a los humedales costeros localizados cerca de la boca de la cuenca (A1 Estanques de acuicultura, C/d/h1 Río, M/a/m2 Litoral no consolidado, M/b/m1 Lecho acuático, M/b/m2 Humedal arbustivo forestal, M/b/m2 Humedal emergente). Este tercer grupo contribuye a los más altos escurrimientos, pero también depende del correcto suministro de agua. Debido a la importancia económica y ecológica de los bienes y servicios ambientales que proporcionan, se debe prestar consideraciones especiales para el mantenimiento de estas unidades, mismas que deben ser incluidas en primer lugar en futuros planes de manejo para la cuenca.

#### **4.4 Conclusiones**

El análisis de cuencas siguiendo el enfoque de unidades de respuesta hidrológica parece ser muy efectivo para propósitos de manejo, debido a la división de una amplia zona en unidades pequeñas, hidrológica o ambientalmente análogas, facilitando el desarrollo de programas de manejo. En el presente estudio se evaluó el escurrimiento total utilizando este enfoque, reteniendo la variabilidad espacial de los principales factores que lo rigen. Sin embargo, los resultados finales dependen de la calidad de los datos de entrada, particularmente la red de drenaje y los patrones de paisaje actual. Teniendo en cuenta que la delimitación de la estructura de drenaje concuerda con las cartas de hidrología superficial y que los índices de la exactitud de la clasificación tuvieron una concordancia entre sustancial y casi perfecta con los datos de campo, se considera que los resultados representan una buena aproximación en la evaluación del escurrimiento para la sub-cuenca río San Pedro.

#### **Bibliografía**

- Alonso-Pérez, F., Ruiz-Luna, A., Turner, J., Berlanga-Robles, C.A., Mitchelson-Jacob, G., 2003. Land cover changes and impact of shrimp aquaculture on the landscape in the Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico. *Ocean & Coastal Management*, 46: 583-600.
- Anderson, J.R., Hardy, E.E., Roach, J.T., Witmer, R.E., 1976. A land-use and land-cover classification system for use with remote sensor data. US Geological Survey Professional Paper 964, Washington, DC.
- Becker, A., Braun, P., 1999. Disaggregation, aggregation and spatial scaling in hydrological modeling. *Journal of Hydrology*, 217: 239-252.
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., 2002. Land use mapping and change detection in the coastal zone of Northwest Mexico using remote sensing techniques. *Journal of Coastal Research*, 18: 514-522
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., 2007. Análisis de las tendencias de cambio del bosque de mangle del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, México. Una aproximación con el uso de imágenes de satélite Landsat. *Universidad y Ciencia*, 23(1): 29-46
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., de la Lanza-Espino, G., 2008. Esquema de clasificación de los humedales de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 66: 25-46
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., Covarrubias-Legaspi, H.O., Hernández-Guzmán, R., 2011. Patrones de escurrimiento en la Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, asociados a cambios de uso del suelo: Una aproximación con el modelo del número de curva. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 63(1): 39-52

- Bhaduri, B., Harbor, J., Engel, B., Grove, M., 2000. Assessing watershed-scale, long-term hydrologic impacts of land use change using a GIS-NPS mode. *Environmental Management*, 26: 643-658.
- Bongartz, K., 2003. Applying different spatial distribution and modelling concepts in three nested mesoscale catchments of Germany. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28: 1343-1349.
- Congalton, R.G., Green, K., 2009. *Assessing the accuracy of remote sensed data: Principles and practices*, Second edition, CRC Press, Florida, pp. 183
- Eastman, J.R., 2003. *Guide to GIS and Image Processing*, Clark University, Worcester, pp. 306
- Flügel, W.A., 1995. Delineating hydrological response units by Geographical Information System analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the River Bröl. Germany. *Hydrological Processes*, 9: 432-436.
- Fohrer, N., Moller, D., Steiner, N., 2002. An interdisciplinary modelling approach to evaluate the effects of land use change. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27: 655-662.
- Garbrecht, J., Martz, L.W., 1997. The assignment of drainage direction over flat surfaces in raster digital elevation models. *Journal of Hydrology*, 193: 204-213
- Haverkamp, S., Fohrer, N., Frede, H.G., 2005. Assessment of the effect of land use patterns on hydrologic landscape functions: a comprehensive GIS-based tool to minimize model uncertainty resulting from spatial aggregation. *Hydrological Processes*, 19: 715-727.
- Hernández-Cornejo, R., Koedam, N., Ruiz-Luna, A., Troell, M., Dahdouh-Guebas, F., 2005. Remote sensing and ethnobotanical assessment of the mangrove forest changes in the Navachiste-San Ignacio-Macapule lagoon complex, Sinaloa, Mexico. *Ecology and Society*, 10(1): 16
- Hernández-Guzmán, R., Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 2008. Assessment of Runoff Response to Landscape Changes in the San Pedro subbasin (Nayarit, Mexico) using Remote Sensing Data and GIS. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 43(12): 1471 — 1482
- Jenson, S., Domingue, J., 1988. Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54 (11): 1593-1600
- Kouwen, N., Soulis, E.D., Pietroniro, A., Donald, J., Harrington, R.A., 1993. Grouped response units for distributed hydrologic modeling. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 119(3): 289-305.
- Landis, J.R., Koch, G.G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1): 159-174
- Lazzarotto, P., Stamm, C., Prasuhn, V., Flühler, H., 2006. A parsimonious soil-type based rainfall-runoff model simultaneously tested in four small agricultural catchments. *Journal of Hydrology*, 321: 21-38.
- Leavesley, G.H., Markstrom, S.L., Restrepo, P.J., Viger, R.J., 2002. A modular approach to addressing model design, scale, and parameter estimation issues in distributed hydrological modeling. *Hydrological Processes*, 16: 173-187.

- Lins, K.S., Kleckner, R.L., 1996. Land cover mapping: An overview and history of the concepts, Gap Analysis: A Landscape Approach to Biodiversity Planning (J.M. Scott, T.H. Tear, y F. Davis, Eds.), American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, Bethesda, Maryland, pp. 57–65.
- Maidment, D.R., 1996. GIS and hydrologic modeling – an assessment of progress. Proc. Third Internat Conference GIS and Environmental Modeling. Santa Fe, New Mexico. [on-line] <http://www.ce.utexas.edu/prof/maidment/GISHYdro/meetings/santafe/santafe.htm>
- Martz, L.W., Garbrecht, J., 1998. The treatment of flat areas and depressions in automated drainage analysis of raster digital elevation models. *Hydrological Processes*, 12: 843–855.
- Meijerink, A.M.J., Lubczynski, M.W., Wolski, P., 1999. Remote sensing, hydrological analysis and hydrotopes. *Proceed Regionalization in Hydrology: Braunschweig, Germany, March 1997. (IAHS Publication)*, 254: 137-145.
- Mustafa, Y.M., Amin, M.S.M., Lee, T.S., Shariff, A.R.M., 2005. Evaluation of Land Development Impact on a tropical Watershed Hydrology Using Remote Sensing and GIS. *Journal of Spatial Hydrology*, Fall 5(2): 16-30
- O'Callaghan, J.F., Mark, D.M., 1984. The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer Vision, Graphics and Image Processing*, 28: 323-344
- Rogan, J., Miller, J., Stow, D., Franklin, J., Levien, L., Fischer, C., 2003. Land cover change mapping in California using classification trees with Landsat TM and ancillary data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 69 (7): 793–804
- Rozenstein, O., Karnieli, A., 2011. Comparison of methods for land-use classification incorporating remote sensing and GIS inputs. *Applied Geography*, 31: 533-544
- Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 1999. Modifications in coverage patterns and land use around the Huizache-Caimanero lagoon system, Sinaloa, Mexico: A Multitemporal analysis using LANDSAT images. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49: 37–44.
- Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 2003. Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. *Landscape Ecology*, 18: 159-171.
- Schultz, G.A., 1996. Remote sensing applications to hydrology: runoff. *Hydrological Sciences*, 41: 453-475
- Sharma, T., Satya-Kiran, P. V., Singh, T.P., Trivedi, A.V., Navalgund, R. R., 2001. Hydrologic response of a watershed to land use changes: a remote sensing and GIS approach. *International Journal of Remote Sensing*, 22(11): 2095–2108
- Sophocleous, M., Perkins, S.P., 2000. Methodology and application of combined watershed and ground-water models in Kansas. *Journal of Hydrology*, 236: 185–201.
- Tokar, A.S., Markus, M., 2000. Precipitation-Runoff modeling using artificial neural networks and conceptual models. *Journal of Hydrologic Engineering*, 5 (2): 156–161.

- Turcotte, T., Fortin, J.-P., Rousseau, A.N., Massicotte, S., Villeneuve, J.-P., 2001. Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network. *Journal of Hydrology*, 240: 225-242
- USDA, 1986. *Urban Hydrology for small watersheds*, United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Conservation Engineering Division. Technical Release 55. 2nd ed. Washington, DC., pp. 164
- Wood, E.F., Sivapalan, M., Beven, K., Band, L., 1988. Effects of spatial variability and scale with implications to hydrologic modeling. *Journal of Hydrology*, 102: 29-47.
- Yuan, F., Zawaya, K.E., Loeffelholz, B.C., Bauer, M.E., 2005. Land cover classification and change analysis of the Twin Cities (Minnesota) Metropolitan Area by multitemporal Landsat remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 98: 317 – 328
- Zhan, X., Huang, M.L., 2004. ArcCN-Runoff: an ArcGIS tool for generating curve number and runoff maps. *Environmental Modelling & Software*, 19: 875–879

## Capítulo 5. Modelación del balance hídrico en humedales costeros y su variación intraanual

### 5.1 Introducción

La pérdida de hábitats es, en buena medida, resultado de la remoción o transformación de las coberturas naturales, ya sea por causas naturales o inducidas por el hombre. Sin embargo, en el caso de los humedales, ambientes plenamente identificados entre los de mayor productividad natural y cuyos servicios y beneficios son importantes desde diversos puntos de vista (Constanza *et al.*, 1997, 1998; Turner *et al.*, 1998; Mitsch y Gosselink, 2000), las principales causas de reducción se relacionan con alteraciones del régimen hidrológico. Esto puede deberse a cambios de uso de suelo en la cuenca, que tengan efecto sobre alguna de las variables ambientales que definen el régimen hidrológico en la misma (precipitación, escurrimiento, infiltración, evapotranspiración). Otra situación negativa es la creación de efectos de barrera que interfieren entre procesos naturales que ocurren en los humedales (Walker *et al.*, 1987). El deterioro también es frecuente debido a la reducción del aporte hídrico por represamiento o desviación del cauce, cambios en la frecuencia e intensidad de los pulsos o régimen de inundación y aún por alteraciones en la calidad del agua, particularmente por el aporte de sedimentos y materia orgánica (Ward y Trimble, 2003).

Históricamente, la falta de visión sobre el valor de conservación de los humedales, la demora en los procesos de toma de decisiones, la ignorancia o la prevalencia de intereses económicos, entre otros, han generado la pérdida de enormes extensiones de humedales en todo el mundo (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, *en prensa*). Aún sin datos precisos, se propone que la mitad de estos ambientes se ha perdido como consecuencia de acciones antropogénicas (Dugan, 1990; Zedler y Kercher, 2005), con altos costos ambientales, económicos y sociales.

Por lo anterior y considerando la importancia de estos ecosistemas, para efectos de conservación, mantenimiento y restauración, es importante contar con información precisa sobre su extensión y dinámica, que son resultantes de la combinación de factores climáticos, meteorológicos, geomorfológicos, tipos de suelo y vegetación, que definen las características de la cuenca y sus componentes (Gutknecht *et al.*, 2008). Como se ha visto a lo largo de la presente investigación, los factores antes señalados generan una red de drenaje y de

distribución del agua que sigue patrones específicos y en función de los mismos se produce un caudal determinado que seguirá diversas vías dentro del denominado ciclo del agua. Las variaciones que se produzcan de forma natural o por modificación premeditada de alguna de las variables mencionadas determinarán el régimen hidrológico, mismo del que depende el mantenimiento de diversos sistemas y procesos ecológicos, entre ellos los humedales y su capacidad de permanencia.

Estas variaciones, que en su forma natural han sido definidas como “pulsos” por algunos autores (Junk y Wantzen, 2003; Middleton, 2002), se reconocen como críticas para el mantenimiento y funcionalidad de los humedales, en términos de sus efectos sobre los procesos de producción, descomposición y consumo que en ellos ocurren. Adicionalmente a la estimación de los aportes y pérdidas de agua dentro de un sistema, la evaluación de las fluctuaciones en el tiempo ha resultado ser importante para la predicción y monitoreo de inundaciones, la realización de inventarios de humedales y la evaluación del recurso agua. A menudo esta información es difícil de producir debido a que las superficies acuáticas y zonas inundables son influenciadas por avenidas, mareas y tormentas o presentan dificultades para el acceso físico, lo que complica su evaluación directa y las posibilidades de monitoreo.

Para contender con esta problemática, la percepción remota (PR) y los sistemas de información geográfica (SIG) han probado ser una herramienta útil para la caracterización de paisajes aun cuando presenta limitaciones técnicas para la adecuada delimitación de ambientes de transición. Es también una realidad que el acceso a modelos digitales de elevación (MDE) de alta resolución es limitado y que esto afecta la evaluación de planicies de inundación con pequeñas variaciones en la topografía, mientras que los datos de campo necesarios para definir la extensión, duración y grado de inundación, están limitados en el tiempo y distribución, con localizaciones puntuales y transectos que raramente coinciden con eventos de inundación. En México, la aplicación de modelos hidrológicos complejos se ve especialmente limitada debido a la falta de acceso a los datos hidrológicos y meteorológicos necesarios. Además, tales modelos requieren un buen entendimiento de los patrones de uso de terreno y los cambios en las áreas que afectan el presupuesto hidrológico en el humedal. En este sentido, la PR es cada vez más un requisito necesario para la evaluación de grandes superficies y considerando que la resolución espacial, espectral y temporal está mejorándose continuamente en los insumos

requeridos para este tipo de aplicaciones, se incrementa con ello su potencial para el análisis de humedales.

Adicionalmente, el uso de estas herramientas informáticas está permitiendo el desarrollo de aplicaciones que facilitan el cálculo de los parámetros que integran el balance hídrico. Una aproximación común para modelar los requerimientos de agua en planicies de inundación es el uso de ecuaciones de balance de agua (Ferrati y Canziani, 2005; Powell *et al.*, 2008). Modelos simples de presupuesto que incluyen flujos de entrada y de salida, precipitación, evapotranspiración y filtración de aguas subterráneas también han sido utilizados para modelar el flujo de agua en humedales (Zhang y Mitsch, 2005). Algunos componentes, como la precipitación, el caudal y el nivel de las aguas subterráneas, son relativamente fáciles de medir. Otros, como el escurrimiento superficial y la evapotranspiración (pérdida de agua de las plantas y el suelo), son más difíciles de medir. Sin embargo, aplicaciones como la ampliamente explicada en este trabajo para la estimación del escurrimiento, sumadas a otras iniciativas similares, permiten contar con adecuadas aproximaciones al presupuesto hidrológico a nivel de cuenca y dado el carácter espacialmente referido de los datos de entrada (inputs), es también posible contar con estimaciones de salidas (outputs) en el balance del recurso agua, con la misma precisión geográfica, en función del tipo de cobertura y uso de suelo entre otras características ambientales.

Para ambos componentes del balance hidrológico en humedales (Esgurrimiento y Evapotranspiración), los datos derivados de satélites de observación terrestre se han perfilado como un elemento fácilmente accesible para generar estimaciones confiables. Por otra parte, esta información está disponible para grandes áreas, con resolución espacial variable y permite la derivación de información biofísica con mayor regularidad que la que es posible obtener directamente en estudios de campo (Hupp y Osterkamp, 1996). Por la propia naturaleza de la información y para estudios a nivel de cuenca, es viable el uso de modelos hidrológicos que permiten la descripción de la variabilidad espacial del área de estudio en resoluciones que dependen de la capacidad y configuración del modelo (DeBarry y Gonzáles, 1999) y que facilitan las posibilidades de manejo.

Con base en lo anterior y reconociéndose que la dinámica espacial y temporal de los humedales de la sub-cuenca Río San Pedro no se refleja en los resultados obtenidos hasta el

momento, al basarse en el análisis de imágenes con fechas aniversario (época de secas), se propuso para esta etapa final del estudio no solo concluir con la determinación de los parámetros del presupuesto hidrológico para los humedales costeros de esta región, sino también establecer su variación intra-anual en función del análisis de series de tiempo.

Con los resultados del presente estudio se concluye con el desarrollo metodológico dirigido a estimar los requerimientos hidrológicos de los humedales costeros de la sub-cuenca Río San Pedro, desarrollando un modelo hidrológico semi-distribuido, basado en el análisis digital de imágenes de satélite, que se planteó como objetivo general de esta investigación.

## 5.2 Área de estudio

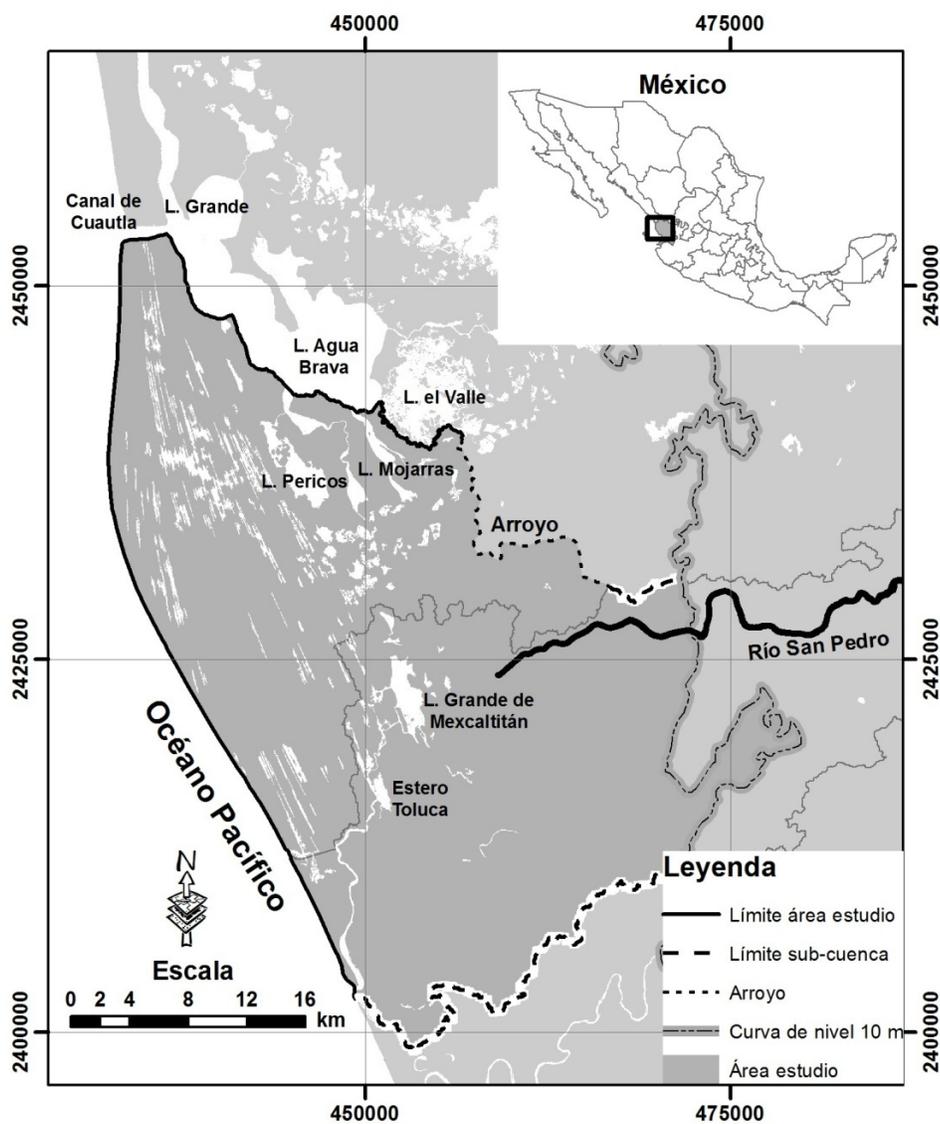
Para el presente análisis, se amplió la zona de estudio originalmente propuesta, definiéndose un área entre las coordenadas extremas UTM 428075, 2453930 y 481116, 2397513 de la zona 13 norte del sistema Universal Transversal de Mercator (UTM) (Figura 5.1). El análisis visual de escenas de satélite para la región, permitió determinar que existen zonas en este sistema de humedales que se encuentran sujetas a fuertes fluctuaciones ambientales generadas por procesos de inundación, por lo que se decidió la ampliación para cubrir las áreas de mayor relevancia. Esta nueva área cubre una superficie de aproximadamente 118,000 ha, que incluye la parte baja de la sub-cuenca río San Pedro en la región hidrológica RH-11 (Presidio-San Pedro) y una fracción mayor del sistema Marismas Nacionales, que la que se venía analizando hasta el momento.

Este complejo de humedales del Pacífico Mexicano contiene diversos sistemas, con alta diversidad biológica y características ecológicas relevantes, razones por las cuales ha sido incluido en la lista de humedales de importancia internacional de la Convención de Ramsar y es recientemente decretada Reserva de la Biósfera por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP; [Diario Oficial de la Federación, 2010](#)).

Los límites continentales fueron delineados dentro de un paisaje definido por los linderos de la sub-cuenca Río San Pedro al sur, la cota de los 10 metros al este, la laguna de Agua Brava y el Canal de Cuautla al norte y la línea litoral al oeste (Figura 5.1).

Con respecto al origen y evolución de esta zona, de acuerdo con [Curry \*et al.\* \(1969\)](#), a principios del Holoceno (hace aproximadamente 7000 años), se presentó una rápida

transgresión sobre la superficie deltaica y posteriormente, entre 4750 y 3600 años antes de la época actual, inició la regresión de la línea de costa. Se estima que la formación de humedales costeros en el área de estudio se dio hace aproximadamente 5000 años; en esa época los ríos Santiago y San Pedro desembocaban unidos al Océano Pacífico, separándose hace aproximadamente 500 años, provocando la erosión local de la costa, debido a la disminución del aporte de sedimentos. Esto provocó un rápido acrecentamiento en otras áreas cercanas a las desembocaduras de tales ríos, así como reorientaciones de la línea costera, debido a que los centros de depósito cambiaron de lugar.



**Figura 5.1.** Localización geográfica del área de estudio para analizar la variación intra-anual de la cobertura de humedales costeros. Coordenadas en unidades UTM (Zona 13N).

Han transcurrido periodos de cambio de condiciones e interrupciones de la secuencia regular, y toda la línea de costa ha sido reorientada para producir discordancia. En el presente puede estar sucediendo esta reorientación mayor en la línea de costa, porque ésta localmente erosiona o transgrede hacia la tierra (Curry *et al.*, 1969).

El área de estudio es clasificada como un sistema de plataforma de barrera interna con depresiones inundadas en los márgenes internos del borde continental al que rodean superficies terrígenas en sus márgenes internos y al que protegen del mar barreras arenosas producidas por corrientes y olas. Los ejes de orientación son paralelos a la costa, batimétricamente son típicamente muy someros, excepto en los canales erosionados, modificados principalmente por procesos litorales como huracanes o vientos. Es una depresión de planicie costera con múltiples barreras arenosas separadas linealmente; de escurrimiento ausente o estacional o local; forma y batimetría suavemente modificadas por acción mareal y procesos no marinos; salinidad altamente variable, desde levemente salobre hasta hipersalino (Lankford, 1977).

Lo anterior ha resultado en una diversidad de paisajes que incluyen deltas (llanuras aluviales), humedales (manglares, lagunas costeras y esteros) y barras costeras colindantes a la costa, que están en constante cambio por procesos geomorfológicos y por la presión de actividades agropecuarias, pesca, acuicultura, asentamientos humanos y recientemente el turismo. Situación que ha sido objeto de diferentes ejercicios de ordenamiento ecológico con regionalizaciones basadas en criterios geomorfológicos (González *et al.*, 2009).

### **5.3 Metodología**

Como parte final de este estudio se desarrolló un modelo hidrogeomático que combina un modelo hidrológico semi-distribuido con un modelo de balance de agua y datos de percepción remota para evaluar la respuesta de los humedales costeros a cambios en los flujos de agua. El método del Número de Curva del Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS-CN) –metodología que se ha empleado a lo largo de la presente investigación– fue utilizado para modelar parte del ciclo hidrológico de los humedales y proporcionar datos hidrológicos de entrada para el modelo de balance de agua. El modelo implicó primero determinar las tendencias de cambio intra-anales de la cobertura de humedales costeros de la sub-cuenca

Río San Pedro, clasificadas utilizando Idrisi Taiga (Clark Labs). Un segundo paso implicó la estimación del escurrimiento superficial utilizando el método del NRCS-CN, con los procedimientos y modificaciones generados a lo largo del estudio. Finalmente se estimó el aporte de los humedales al total calculado de evapotranspiración y se integraron al modelo datos de descarga del río San Pedro medidos en la estación hidrométrica de mismo nombre.

### *5.3.1 Tendencias de cambio intra-anual de la cobertura de humedales*

Los ecosistemas de humedales son afectados por procesos hidrológicos que ocurren a diferentes escalas espaciales y temporales y que reflejan las condiciones del paisaje adyacente al humedal, siguiendo en general tendencias estacionales, interanuales y de mayor escala temporal.

Para analizar la dinámica intra-anual de las coberturas de humedales en la zona de estudio se utilizaron siete imágenes Landsat TM (Path-Row 31-45) adquiridas con periodicidad casi mensual durante el 2008, excluyéndose los meses de enero, marzo, mayo, agosto y diciembre por problemas en la calidad de las imágenes. Para las fechas de julio y septiembre se detectaron nubes (<7%), aunque su influencia en la detección de los cuerpos de agua es mínima. Las imágenes fueron descargadas del Earth Resources Observation and Science (EROS) Center utilizando la herramienta GloVis del U.S. Geological Survey (USGS) como visualizador (<http://glovis.usgs.gov/>). Todas las imágenes fueron procesadas para su caracterización como se ha descrito en capítulos anteriores, utilizando el programa Idrisi Taiga que opera principalmente en formato raster.

La clasificación de los humedales se llevó a cabo siguiendo la propuesta de [Berlanga-Robles et al. \(2008\)](#), aunque se incluyen otras coberturas, seleccionándose finalmente 12 clases de cobertura y usos del terreno para la elaboración de los mapas temáticos finales. Las categorías seleccionados fueron superficies acuáticas (esteros y lagunas), manglar, marisma, tierras agrícolas sin cultivar (Agro I), cultivos en pie (Agro II), vegetación natural, vegetación secundaria, río, litoral, suelos inundados, poblados y acuicultura. Las dos últimas clases fueron digitalizadas en pantalla sobre imágenes de alta resolución disponible en Google Earth.

Las siete escenas fueron clasificadas de manera independiente, utilizando técnicas de clasificación no supervisada ([Eastman, 2003](#)), produciendo 30 clases espectrales por escena,

que posteriormente fueron reclasificadas en las clases informacionales señaladas arriba. Las clases manglar y vegetación natural se clasificaron de manera independiente para cada fecha, aunque dada la extensión del periodo de estudio se consideró que solo de manera excepcional podrían sufrir modificaciones, por lo que se asumió su superficie como constante. Para determinar la extensión más probable se sobrelaparon los resultados de cada cobertura en las distintas fechas y solo la extensión que permaneció sin cambio se consideró como realmente perteneciente a esas coberturas, asociándose las variaciones a posibles deficiencias de la clasificación (errores de omisión y comisión). Con respecto a las imágenes del 28 de julio y 30 de septiembre que mostraron nubosidad sin que su presencia fuera relevante para la clasificación en su conjunto, se identificaron por clasificación los píxeles correspondientes a nubes y en conjunto con la sombra que proyectaba, se enmascararon y agregaron como una clase adicional al mapa final.

Para evaluar la exactitud se colectaron alrededor de 675 puntos con la ayuda de un GPS durante seis salidas a campo en el área de estudio: 17 al 21 Julio 2007 (125 puntos), 5 al 8 Noviembre 2007 (71), 7 al 9 Abril 2008 (287), 9 al 13 Junio 2008 (85), 11 al 14 Marzo 2009 (68), 01 al 03 Julio 2009 (39).

De manera empírica, se ha sugerido que al menos una muestra aleatoria de 50 campos o puntos por clase debe ser comprobado con datos de verificación en campo para evaluar la exactitud de las imágenes clasificadas (Yang y Liu, 2005; Congalton y Green, 2009; Wang *et. al*, 2009). Con esa premisa, la exactitud de la clasificación fue estimada utilizando 150 puntos de GPS tomados al azar (50 puntos/clase). El muestreo aleatorio estratificado se llevó a cabo utilizando la herramienta The Biogeography Branch's Sampling Design Tool para ArcGIS desarrollado por la NOAA. Los datos de referencia fueron comparados con la clasificación y los resultados fueron graficados en una matriz de confusión. A partir de este arreglo numérico se estimaron la exactitud global, el coeficiente de Kappa, la exactitud del Productor (EP) y del Usuario (EU) (Congalton y Green, 2009).

### 5.3.2 Balance hidrológico

Los procesos hidrológicos relacionados con el balance de agua en humedales dependen de las interacciones entre el agua atmosférica, el agua superficial y subterránea. Desde una

perspectiva general, el agua es introducida a un humedal a través de precipitación directa, escurrimiento superficial (flujo del río) y descarga de agua subterránea. El agua es removida a través de la evaporación, la transpiración de las plantas, flujo del río, recarga de los mantos freáticos (Ferrati y Canziani, 2005).

Particularmente para los humedales costeros del río San Pedro, se consideraron las principales variables de entrada de agua como la precipitación (P) y el escurrimiento superficial (Q) y la principal salida evaluada como evapotranspiración (ET). El comportamiento de los flujos de agua subterránea es desconocido; pueden funcionar como entradas o salidas de agua del sistema por lo que no son consideradas para el cálculo del balance de agua pero están incluidas como almacenamiento del sistema ( $\Delta V$ ). La ecuación de balance que resulta de estos parámetros es:

$$\Delta V = P + Q - ET$$

#### 5.3.2.1 Modelo hidrológico

En hidrología, el método del número de curva del Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS-CN) del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA, 1986) es uno de los más populares para calcular el escurrimiento superficial para un evento de precipitación dado. Desde sus inicios, se ha publicado mucho sobre el método y varios artículos lo han revisado a detalle, proponiendo en ocasiones una serie de adecuaciones para mejorar la estimación de este parámetro. Por ejemplo, McCuen (2002) proporciona directrices para la aplicación práctica del método en el análisis hidrológico. Ponce y Hawkins (1996) examinaron de manera crítica el método y delimitaron sus capacidades, limitaciones y usos. Hjelmfelt (1991) y Hawkins (1993), sugirieron procedimientos para determinar números de curva para una cuenca utilizando datos de campo. Hawkins *et al.*, (2002) propusieron mejoras modificando el valor de la abstracción inicial. Mishra *et al.* (2003), proporcionan el estado del arte de la metodología, su tratamiento analítico mejorado, y la aplicación a áreas que originalmente no fueron previstas.

El método del NRCS-CN está bien establecido no sólo en hidrología, sino también en agricultura e ingeniería ambiental y fue utilizado en el presente estudio debido a su simplicidad y precisión, razones por las que también ha sido incluido en varios modelos

desarrollados para aplicarse como módulos de software comercial o como aplicaciones independientes como el Agricultural Non-Point Source Pollution (AGNPS), el Long-Term Hydrological Impact Assessment (L-THIA), el Soil and Water Assessment Tool (SWAT) y el Cell-based Long-Term Hydrologic model (CELTHYM).

### 5.3.2.2 *Evapotranspiración*

Para evaluar el aporte de los humedales al total calculado de evapotranspiración en el área de estudio, se utilizaron las siete imágenes Landsat registradas con periodicidad casi mensual durante 2008, usadas para el análisis de las tendencias de cambio intra-anual de la cobertura de humedales.

En este estudio, el aporte de la evapotranspiración fue calculado pixel por pixel, utilizando la ecuación de FAO-Penman-Monteith, que es considerada como un estándar internacional y como el método más preciso para estimar la evapotranspiración de referencia (Allen *et al.*, 1998), la cual está expresada como:

$$\left\{ \begin{array}{l} ET_0 = \frac{0.408 \Delta (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + 0.34 u_2)} \\ \Delta = \frac{4098 * \left[ 0.6108 * \exp\left(\frac{17.27 * T}{T + 237.3}\right) \right]}{(T + 237.3)^2} \\ \gamma = 0.665 * 10^{-3} * P \\ e^o(T) = 0.6108 * \exp\left[\frac{17.27 * T}{T + 237.3}\right] \\ e_s = \frac{e^o(T \text{ max}) + e^o(T \text{ min})}{2} \\ e_a = e^o(T_{\text{min}}) = 0.611 * \exp\left[\frac{17.27 * T_{\text{min}}}{T_{\text{min}} + 237.3}\right] \end{array} \right.$$

Donde  $ET_0$  es la evapotranspiración de referencia ( $\text{mm día}^{-1}$ ),  $\Delta$  la pendiente de la curva de presión de vapor ( $\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$ ),  $R_n$  la radiación neta en la superficie ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ),  $G$  el flujo del

calor de suelo ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ),  $R_n - G$  la energía disponible ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ),  $\gamma$  es la constante psicrométrica ( $\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$ ),  $T$  es la temperatura media del aire a 2 m de altura ( $^\circ\text{C}$ ),  $u_2$  es la velocidad del viento a 2 m de altura ( $\text{m s}^{-1}$ ),  $e_s$  es la presión de vapor de saturación ( $\text{kPa}$ ),  $e_a$  es la presión real de vapor ( $\text{kPa}$ ) y  $e_s - e_a$  es el déficit de presión de vapor ( $\text{kPa}$ ).  $P$  es la presión atmosférica ( $\text{kPa}$ ), y  $e^0$  es presión de saturación de vapor a la temperatura del aire ( $\text{kPa}$ ).

Con excepción del albedo, definido como la fracción de la luz del sol incidente que es reflejada de nuevo a la atmosfera, y de la temperatura superficial, para el cálculo de todos los datos requeridos para estimar la evapotranspiración diaria se siguió el procedimiento descrito en el documento técnico No. 56 de la FAO (Allen *et al.*, 1998). Para obtener la evapotranspiración total mensual, los resultados de la anterior ecuación, obtenidos para cada fecha se consideraron como un valor representativo del periodo, por lo que fueron multiplicados por el número total de días para el mes analizado.

En el cálculo del albedo, la calibración radiométrica del sensor TM involucra reescalar los números digitales crudos ( $Q$ ) transmitidos del satélite, a números digitales calibrados ( $Q_{cal}$ ), que tienen el mismo ajuste radiométrico para todas las escenas procesadas en tierra para un periodo específico. Durante la calibración radiométrica, los valores del pixel ( $Q$ ) para imágenes no procesadas son convertidos a unidades de brillantez espectral absoluta (Chander *et al.*, 2009). Para la conversión de  $Q_{cal}$  a brillantez espectral del sensor ( $L_\lambda$ ) se utilizó la siguiente ecuación:

$$L_\lambda = L_{\min \lambda} + \left( \frac{L_{\max \lambda} - L_{\min \lambda}}{Q_{cal \max} - Q_{cal \min}} \right) * (Q_{cal} - Q_{cal \min})$$

donde

$L_\lambda =$  Brillantez espectral del sensor [ $\text{W}/(\text{m}^2 \text{ sr } \mu\text{m})$ ]

$Q_{cal} =$  Valores calibrados del pixel [DN]

$Q_{cal \min} =$  Valor mínimo registrado por el sensor, DN=0

$Q_{cal \max} =$  Valor máximo registrado por el sensor, DN=255

$L_{\min \lambda} =$  Brillantez espectral que es escalada a  $Q_{cal \min}$  [ $\text{W}/(\text{m}^2 \text{ sr } \mu\text{m})$ ]

$L_{\max \lambda} =$  Brillantez espectral que es escalada a  $Q_{cal \max}$  [ $\text{W}/(\text{m}^2 \text{ sr } \mu\text{m})$ ]

Para reducir la variabilidad entre escenas, los valores de brillantez espectral fueron convertidos a valores de reflectancia exoatmosférica, también conocida como albedo. El albedo superficial es un parámetro físico importante en la determinación de la radiación neta (Liang, 2000). La reflectancia de la tierra fue calculada de acuerdo a la ecuación (Chander *et al.*, 2009):

$$\rho_{\lambda} = \frac{\pi * L_{\lambda} * d^2}{ESUN_{\lambda} * \cos \theta_s}$$

donde:

$\rho_{\lambda}$ =	Reflectancia planetaria [sin unidades]
$\pi$ =	Constante matemática igual a ~3.14159 [sin unidades]
$L_{\lambda}$ =	Brillantez espectral del sensor (del paso anterior) [W/(m <sup>2</sup> sr $\mu$ m)]
$d$ =	Distancia de la Tierra al Sol [unidades astronómicas]
$ESUN_{\lambda}$ =	Irradiancia solar exoatmosférica media [W/(m <sup>2</sup> sr $\mu$ m)]
$\theta_s$ =	Ángulo del zenit solar (grados)

Los cálculos de reflectancia requieren la distancia entre la Tierra y el Sol (d) dependiendo del día Juliano. Los valores de “d” en unidades astronómicas pueden ser generados usando las efemérides del Jet Propulsion Laboratory (JPL) (<http://ssd.jpl.nasa.gov/?horizons>). Los valores de irradiancia solar exoatmosférica (ESUN $\lambda$ ) para los sensores MSS, TM, ETM+, y ALI se obtuvieron de Chander *et al.* (2009). El coseno del ángulo del zenit del sol es igual al seno del ángulo de elevación del sol al centro de la imagen Landsat; este último generalmente está almacenado en el encabezado del archivo (.MTL) o recuperado de las interfaces en línea del USGS EarthExplorer o GloVis bajo el respectivo metadato de la escena.

Una vez calculada la reflectancia para cada banda, finalmente el albedo de onda corta es calculado utilizando la ecuación de Liang (2000; Liang *et al.*, 2002):

$$\alpha_{LANDSAT} = 0.356\alpha_1 + 0.130\alpha_3 + 0.373\alpha_4 + 0.085\alpha_5 + 0.072\alpha_7 - 0.0018$$

donde  $\alpha_{\text{LANDSAT}}$  es el albedo de onda corta y  $\alpha_i$  ( $i = 1\sim 7$ ) es el albedo calculado para cada banda del sensor Landsat.

Dado que la temperatura superficial es un parámetro importante para entender el intercambio de energía entre la superficie terrestre y el ambiente, la banda térmica (banda 6 en Landsat TM y ETM+) fue convertida de valores de brillantez espectral del sensor a temperatura de brillantez. El cálculo de la temperatura del sensor hace uso de las constantes de calibración previas a su lanzamiento (Chander *et al.*, 2009). La fórmula utilizada para convertir los valores de brillantez a temperatura es:

$$T = \frac{K2}{\ln\left(\frac{K1}{L_\lambda} + 1\right)}$$

donde:

T = Temperatura de brillantez [K]

K2 = Constante de calibración 2 [en L5 TM = 1260.56 K]

K1 = Constante de calibración 1 [en L5 TM = 607.76 W/(m<sup>2</sup> sr μm)]

$L_\lambda$  = Brillantez espectral del sensor [W/(m<sup>2</sup> sr μm)]

ln = Logaritmo natural

Con los datos resultantes de la aplicación de los modelos anteriores se calculó el valor alcanzado por cada variable en las fechas para las que hubo imágenes satelitales disponibles, proponiéndose finalmente un balance hidrológico en función de dichos resultados.

## 5.4 Resultados y discusión

### 5.4.1 Cambios de uso del terreno

El satélite LANDSAT TM colecta una imagen sobre el área de estudio cada 15-16 días o cerca de 23 veces por año, por lo que la cantidad máxima que puede estar disponible para crear una serie de tiempo de un año podría ser 23 imágenes. En la práctica, conseguir una secuencia de

seis a ocho imágenes libres de nubes que estén igualmente espaciadas en el año puede ser muy difícil con Landsat TM (DeAlwis *et al.*, 2007). En este trabajo, las siete fechas analizadas presentan casi todo el progreso del desarrollo fenológico de la zona de cultivos y el desarrollo de la inundación anual en la planicie costera, lo cual es crítico para la delimitación precisa de las coberturas del terreno y los tipos de humedales. Casi todas las imágenes fueron de excelente calidad, y solo las de julio y septiembre presentaron cobertura nubosa (~7%).

Las imágenes Landsat fueron seleccionadas debido a que su resolución espacial reúne las necesidades para identificar humedales relativamente pequeños, pero cuando la resolución espacial no es crítica, hay otros instrumentos (por ejemplo, MODIS con resolución de 1 km y bandas espectrales apropiadas) que proveen cobertura temporal diaria o cada dos días, por lo que su utilización incrementaría de manera sustancial la información disponible, siendo necesario sacrificar resolución espacial por series de tiempo más completas en términos del número de imágenes disponibles.

Varios autores, entre ellos Mas (1999); Berlanga-Robles y Ruiz-Luna (2002); Ruiz-Luna y Berlanga-Robles (2003); Mas *et al.* (2004) y Hernández-Guzmán *et al.* (2008), han demostrado el valor de las imágenes multitemporales para la clasificación de coberturas del terreno. En el presente estudio se usaron imágenes multitemporales para un mismo año. Los resultados de las clasificaciones son presentadas en la [tabla 5.1](#) y en la [figura 5.2](#).

La evaluación de la exactitud es un aspecto importante en los trabajos de detección de cambio como una guía para reportar la calidad, la capacidad de uso, y tener un entendimiento del error del mapa y sus probables implicaciones (Congalton y Green, 2009). La evaluación de la exactitud se llevó a cabo únicamente para el mapa temático con fecha de 23 de abril de 2008, dado que durante esta salida se colectó la mayoría de los puntos de GPS.

Los mapas temáticos fueron producidos con una exactitud global de 91% y un coeficiente de Kappa de 0.87, que de acuerdo con la clasificación propuesta por Landis y Koch (1977), corresponden a una concordancia casi perfecta entre la clasificación y los datos de referencia. Incluso en términos de exactitud del productor y de usuario, todas las clases obtuvieron valores de exactitud superiores a 80%. Las coberturas que muestran exactitudes de productor y de usuario más bajas son marismas (88%) y agrícola (84%), respectivamente. Yuan *et al.* (2005), reportan que la mayor causa de los errores de clasificación indudablemente

son las similitudes en la respuesta espectral de tipos particulares de cobertura y uso del terreno. La cobertura agrícola y las marismas mostraron confusión debido a que ambas coberturas en una época del año tiene una gran proporción de suelos expuestos mostrando valores de reflectancia similares.

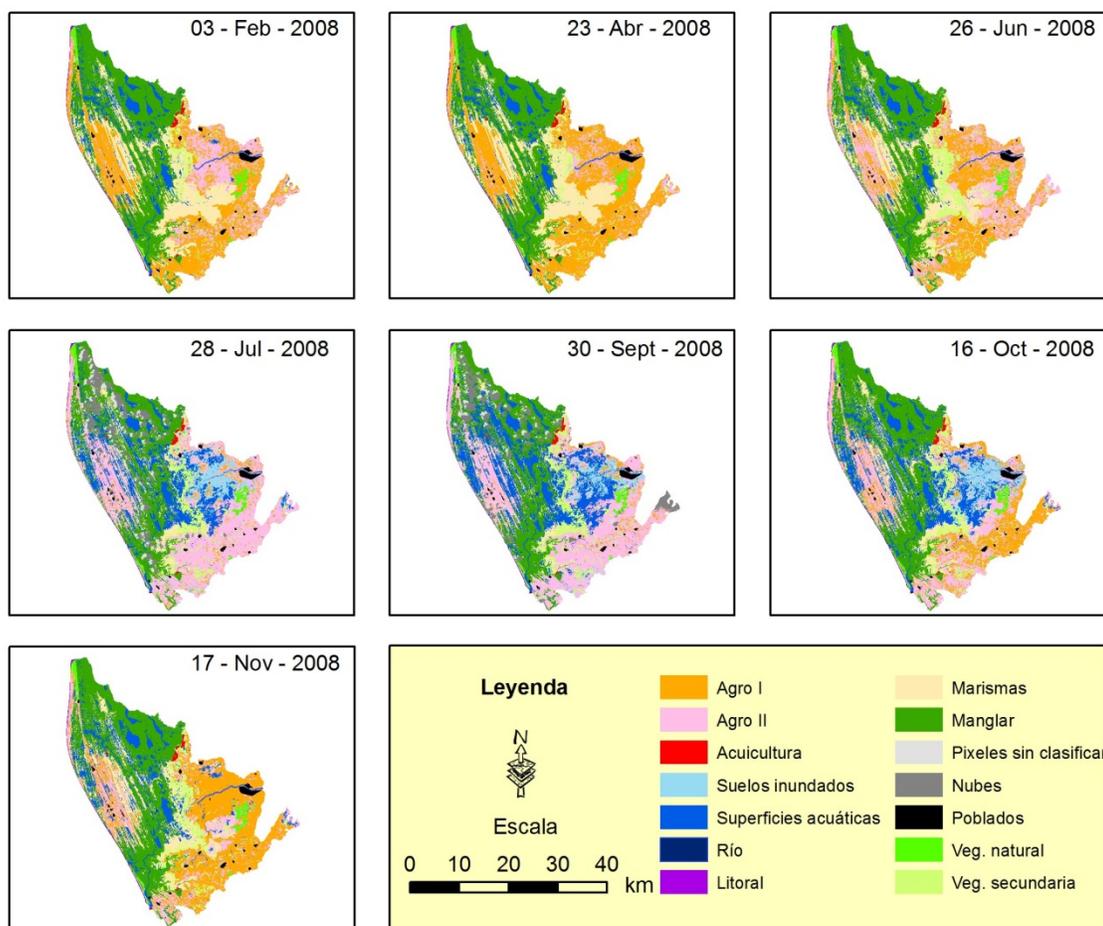
Como se mencionó en el capítulo 4 de este trabajo, parece no existir un estándar en los valores de exactitud en estudios de detección de cambio (Rogan *et al.*, 2003), dependiendo ésta principalmente de la complejidad del paisaje. Con base en esto, la exactitud global reportada en el presente trabajo (91%), podría considerarse como muy alta pero concuerda con los resultados de Reese *et al.* (2002), que obtuvieron exactitudes entre 62.5 a 93.98 para humedales de Wisconsin a partir de escenas TM. Al igual que estos autores, las áreas de humedales fueron enmascaradas y clasificadas por separado, evitando con esto cualquier confusión entre los humedales y los terrenos adyacentes, siendo ésta una de las razones del alto valor en la evaluación de la exactitud.

De igual manera, MacCalister y Mahaxay (2009), reportaron exactitudes globales entre 77.2 y 93.8% para humedales y no humedales, y de manera similar, no todas las clases de cobertura y uso del terreno fueron incluidos en la evaluación de la exactitud.

**Tabla 5.1.** Superficie en hectáreas de las coberturas y usos del terreno del área de estudio.

Categoría / Fecha	Área (hectáreas)						
	03 Feb 08	23 Apr 08	26 Jun 08	28 Jul 08	30 Sept 08	16 Oct 08	17 Nov 08
Agro I	29603	36884	24794	3668	2517	14331	31510
Agro II	15873	8538	22334	33253	31144	22537	14238
Acuicultura	388	388	388	388	388	388	388
S. inundados				5840	4169	6241	
Sup. acuáticas	9178	8597	8003	19841	25850	21465	13237
Río	83	62	64	90	115	109	77
Litoral	610	584	497	407	461	472	562
Marismas	20832	21884	17296	7241	6493	9422	13903
Manglar	34666	34666	34666	25595	26315	33426	34666
Pix. sin clasificar				3927	2704		
Nubes				8257	7765		
Poblados	1183	1183	1183	1181	1181	1181	1183
Veg. natural	1661	1661	1661	1636	1510	1657	1661
Veg. secundaria	3729	3360	6921	6484	7195	6578	6383

De acuerdo con los resultados de la [tabla 5.1](#), el área está principalmente caracterizada por la clase agrícola, compuesta por suelos expuestos (terrenos en preparación; Agro I) y cultivos en pie (Agro II), que representan aproximadamente 40% del área total ([Figura 5.2](#)). Esta situación es distinta a la observada en las evaluaciones anteriores debido a que la clase vegetación natural, que era predominante, quedó excluida de esta nueva área de estudio. Sin embargo, es importante señalar que parte de la zona agrícola se asienta en áreas susceptibles de inundación ([Figura 5.2, Julio a Octubre](#)) por lo que se asume que fueron humedales transformados por la actividad agrícola.



**Figura 5. 2.** Mapas temáticos de cobertura y uso del terreno del área de estudio producidos por la clasificación no supervisada de imágenes de Landsat TM.

La segunda cobertura con mayor extensión fue la clase manglar con casi el 30% (34,666 ha), aunque conjuntamente con otros humedales (río, litoral, marismas y superficies acuáticas), representan una proporción >50% del área. Nuevamente debe señalarse que los suelos inundados pueden ser considerados como humedales de acuerdo a las definiciones más aceptadas (Berlanga-Robles *et al.*, 2008). Sin embargo, debido a que se manifiestan durante una breve temporada, se requiere de la confirmación de otras variables que definen a los humedales tales como el tipo de suelo (hídrico) y presencia de vegetación hidrófila para que definitivamente puedan ser considerados como humedales, lo que incrementaría su superficie entre 3.5 al 5.3% de la extensión total.

De igual manera que en el caso de manglares, la vegetación natural fue mantenida constante, con una extensión de aproximadamente 1660 ha, que representan menos del 2.0 de la superficie total analizada. El área correspondiente al humedal ribereño o fluvial (río San Pedro) prácticamente duplicó su extensión durante la temporada de lluvias, pasando de 62 ha en abril a 115 ha en septiembre; aun así, solo ocupó cerca del 0.1% del área estudiada. Con respecto a la línea de costa, esta ocupó en promedio 500 hectáreas que representan menos del 1% del área de estudio.

En términos generales, en el área de estudio el cambio más relevante fue la reducción de aproximadamente 15,400 ha de la clase marisma entre abril y septiembre. La mayor extensión de esta cobertura fue en el mes de abril ocupando 18.6 % (21,900 ha) del área, mientras que la menor extensión ocurrió en el mes de septiembre con tan solo 5.5% (6,500 ha). La clase superficies acuáticas fue una de las coberturas más dinámicas, presentando la menor extensión en el mes de junio (8,000 ha), triplicando su extensión hasta alcanzar una máxima de alrededor de 26,000 ha para septiembre. Se observa un incremento de casi 25,000 ha de la clase cultivos en pie (Agro II), una cobertura subsidiada principalmente por la clase Agro I (terrenos en preparación).

#### *5.4.2 Escurrimiento superficial*

Para esta fase del estudio, los datos de precipitación mensual fueron proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional para 6 estaciones hidrológicas (18004 Capomal, 18022 Mexcaltitán, 18028 Rosamorada, 18032 San Pedro, 18072 Palmar de Cuautla, y 18076 Los

corchos). Solo dos de ellas (18022 y 18076) se encuentran dentro de los límites de distribución del área de estudio.

A partir de la información disponible fue posible estimar el volumen de escurrimiento usando un valor único de P que correspondió con el promedio del acumulado mensual para todas las estaciones. Con excepción de agosto que es el mes con mayor precipitación (21.72”), los valores de P estimados para 4 fechas fueron 4.42”, 18.85”, 14.40” y 2.83”, con sus correspondientes valores de escurrimiento de  $31,049 \times 10^3 \text{ m}^3$ ,  $172,415 \times 10^3 \text{ m}^3$ ,  $114,341 \times 10^3 \text{ m}^3$ , y  $12,247 \times 10^3 \text{ m}^3$  para junio, julio, septiembre y octubre, respectivamente. Para el resto de los meses, la precipitación fue nula.

Es importantes mencionar, que para esta fase del estudio para los humedales se tomó la decisión de asignar un valor del número de curva NC de 0 (no escurrimiento), criterio seguido por otros autores e inclusive por el método original, dado que el requerimiento de información es sobre el escurrimiento que aportan los terrenos adyacentes.

#### 5.4.3 Evapotranspiración

Generalmente en el cálculo de la evapotranspiración el valor del albedo, que representa la fracción de la radiación entrante que es reflejada a la atmósfera, se ha considerado un valor constante (0.23), que se aplica indistintamente del tipo de cobertura o posición geográfica (Allen *et al.*, 1998). Sin embargo, dado que en el presente trabajo la fase inicial consistió en la clasificación previa de coberturas y usos de suelo para determinar el aporte de cada una de estas cubiertas al balance hídrico, se evaluaron de forma independiente. En términos generales las superficies acuáticas y humedales son más absorbentes y menos reflectivas, por lo que tienden a ser afectadas con mayor intensidad por la radiación y en consecuencia, sobre el proceso de evaporación del agua.

En consideración a lo anterior y con la intención de obtener evaluaciones más precisas, se generaron estimaciones del valor del albedo en función de la fecha del año en que se registraron las imágenes, produciéndose valores para el albedo promedio y la evapotranspiración por tipo de cobertura (Tabla 5.2). Estos valores se obtuvieron a partir de la evaluación de ambos parámetros en cada pixel de las imágenes analizadas, siguiendo la

metodología arriba propuesta. Una vez generados estos valores por pixel, se obtuvo el valor promedio por cobertura analizada.

En términos generales, los valores más altos de albedo promedio ocurrieron en el mes de abril (0.13) correspondiendo a la época de secas y el valor más bajo (0.09) en el mes de octubre, a mediados de la temporada de lluvias se encontraba. Como es evidente, la variación del valor promedio fue reducida, obteniéndose un valor promedio de aproximadamente 0.11, con pequeñas variaciones estacionales para cada cobertura (Tabla 5.2).

Dado que los diferentes tipos de vegetación y coberturas del terreno absorben diferentes cantidades de radiación solar en función de su estructura, composición y pigmentación, es de esperarse que su evapotranspiración potencial también sea distinta (Stewart *et al.*, 1999), teniendo en el caso de la vegetación mecanismos de regulación distintos de los procesos puramente físicos.

**Tabla 5.2.** Variación promedio del albedo ( $\alpha$ ) y evapotranspiración (ET en mm día<sup>-1</sup>) del área de estudio durante el 2008

Clase	2008/02/23		2008/04/23		2008/06/26		2008/07/28		2008/09/30		2008/10/16		2008/11/17	
	$\alpha$	ET												
AG-I	0.13	5.25	0.15	7.59	0.14	6.92	0.13	5.71	0.13	4.76	0.10	4.34	0.12	4.65
AG-II	0.14	5.31	0.15	7.86	0.14	6.95	0.13	5.66	0.11	4.81	0.11	4.30	0.12	4.72
AC	0.11	5.39	0.11	8.32	0.08	7.34	0.06	6.08	0.06	5.05	0.06	4.52	0.07	4.96
SI							0.09	5.89	0.10	4.89	0.10	4.37		
SA	0.05	5.85	0.06	9.10	0.05	7.60	0.06	6.06	0.06	5.02	0.06	4.51	0.05	5.07
RIO	0.06	5.69	0.08	8.49	0.07	7.45	0.09	5.90	0.09	4.92	0.08	4.40	0.06	4.95
LT	0.12	5.30	0.13	8.00	0.13	7.03	0.12	5.79	0.12	4.82	0.11	4.30	0.12	4.67
MR	0.12	5.31	0.14	7.78	0.10	7.25	0.07	6.00	0.07	4.99	0.07	4.47	0.10	4.83
MN	0.10	5.62	0.11	8.65	0.09	7.33	0.09	5.88	0.10	4.86	0.09	4.37	0.09	4.93
NC							NE	NE	NE	NE				
NB							NE	NE	NE	NE				
PB	0.13	5.30	0.15	7.73	0.15	6.91	0.15	5.61	0.13	4.75	0.12	4.27	0.13	4.67
VN	0.12	5.50	0.13	8.43	0.14	7.07	0.14	5.62	0.13	4.70	0.13	4.21	0.13	4.77
VS	0.12	5.45	0.13	8.13	0.12	7.08	0.12	5.72	0.11	4.80	0.11	4.29	0.12	4.78
Media	0.11	5.44	0.13	8.10	0.11	7.15	0.11	5.79	0.10	4.84	0.09	4.38	0.10	4.82

AG-I (Terrenos en preparación); AG-II (Cultivos en pie); AC (Acuicultura); SI (Suelos inundados); SA (Superficies acuáticas – esteros y lagunas); RIO (Río); LT (Litoral); MR (Marismas); MN (Manglar); NC (Píxeles sin clasificar); NB (Nubes); PB (Poblados); VN (Vegetación natural); VS (Vegetación secundaria); NE (No estimado).

En la [tabla 5.2](#) se muestra que las superficies acuáticas (esteros y lagunas, río) son las que presentan los valores de albedo más bajos (de 0.06 a 0.08). Aunado a lo anterior, los esteros y

lagunas junto con la vegetación secundaria y la vegetación natural son coberturas que muestran los valores de albedo promedio casi constantes a lo largo del año, con 0.06, 0.12 y 0.13, respectivamente. A medida que aumentan el albedo y la temperatura de la superficie, resulta en una mayor cantidad de radiación solar que es reflejada quedando menos energía disponible para calentamiento y evaporación, razón por la que las superficies acuáticas, que absorben más energía, presentan los valores más altos de evaporación, misma que se integra al proceso general de evapotranspiración.

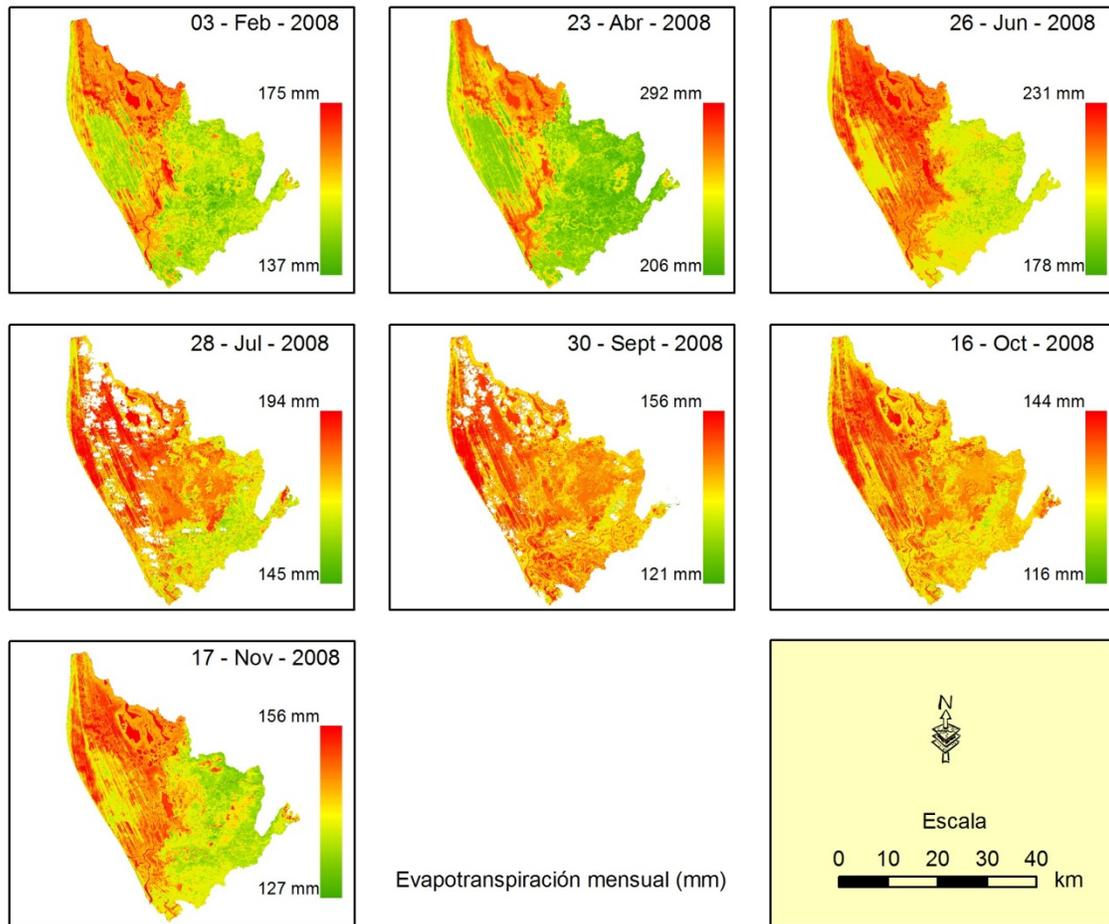
Con respecto a otros humedales, la clase marismas es una de las coberturas que muestran la mayor variación estacional en el albedo promedio, presentando el valor más alto en el mes de abril (0.14) cuando la temperatura superficial promedio es la más alta (34.8°C para toda el área de estudio y 38.0°C para esa cobertura); disminuyendo a 0.07 en los meses de junio, julio y septiembre cuando el rango de temperatura está entre 24.1°C y 26.6°C.

Excluyendo a la clase Poblados, la cobertura agrícola (tanto terrenos en preparación como cultivos en pie), es la que muestra en general los valores más altos de albedo promedio (0.15) disminuyendo gradualmente durante la temporada de lluvias hasta alcanzar su mínimo en el mes de octubre (0.10).

Continuando con la [tabla 5.2](#), la evapotranspiración potencial calculada con imágenes Landsat TM y usando la ecuación de la FAO Penman-Monteith ([Allen et al., 1998](#)) mostró una tendencia estacional con valores promedio que variaron de 4.38 mm día<sup>-1</sup> para el mes de octubre a 8.1 mm día<sup>-1</sup> para el mes de abril con un valor promedio para todas las fechas analizadas de 5.78 mm día<sup>-1</sup>; este valor está en el rango de valores reportados en la literatura para humedales que va de 4 a 8.7 mm día<sup>-1</sup> ([Jacobs et al., 2002](#); [Melesse et al., 2006](#); [Melesse et al., 2009](#)).

Las superficies acuáticas fueron las coberturas que mostraron los valores más elevados de evapotranspiración promedio, con un promedio global de 6.17 mm día<sup>-1</sup> y un rango de variación que fue de 4.51 mm día<sup>-1</sup> para el mes de octubre a 9.1 mm día<sup>-1</sup> para el mes de abril. Por contraste, los terrenos en preparación aunque mostraron un comportamiento irregular, presentaron en general los valores más bajos de ET con promedios de 4.34 mm día<sup>-1</sup> a 7.59 mm día<sup>-1</sup>, para los meses de octubre y abril, respectivamente. Para los meses de julio, septiembre, y octubre también se registraron valores bajos sin que llegaran a establecerse

como valores mínimos. Es en la época de lluvias (julio, septiembre y octubre) cuando la vegetación natural muestra los valores más bajos de evapotranspiración con promedios que van de 4.21 mm día<sup>-1</sup> para octubre a 5.62 mm día<sup>-1</sup> para el mes de julio.



**Figura 5.3.** Distribución espacio-temporal de la evapotranspiración mensual (mm) para el área de estudio. En todos los casos, la escala es diferente con el objetivo de resaltar las diferencias en cada mes y por cobertura.

Dada la variación temporal observada en el análisis de las fechas procesadas, es posible identificar un patrón de la dinámica espacio-temporal de este parámetro. De igual manera, al considerar la amplitud de la escala de distribución de los valores mensuales de ET estimados para la zona de estudio, fue necesario variar los valores extremos de la escala en cada fecha evaluada para resaltar las diferencias entre cada fecha y cobertura y de esta manera hacerlas visualmente compatibles (Figura 5.3). En esta secuencia de resultados se puede apreciar un

patrón general y otros más específicos para la distribución de los valores de evapotranspiración para todos los meses, con los valores más altos (independientemente de la escala) asociados con los cuerpos de agua y algunos humedales como manglares y marismas.

En particular para los meses de abril y junio se observan los más altos valores estimados para la ET (alcanzando máximos de 292 mm y 231 mm, respectivamente), pero también los intervalos de distribución más amplios con diferencias de 86 y 53 mm entre los valores mínimo y máximo. En ambos meses se presentan los valores mínimos en las superficies acuáticas, con valores nulos de precipitación (Tabla 5.3), pero con el valor más alto en la temperatura promedio, de 34.8°C y 29.9°C, respectivamente.

Para finales de año, en las fechas correspondientes a octubre y noviembre se presentaron los valores mínimos, conjuntamente con septiembre, con variaciones de 116 a 127 mm, siendo también en estos casos cuando se presenta mayor regularidad en la distribución de los valores, con diferencias de 28 a 35 mm, entre los valores mínimo y máximo por mes, lo que queda evidenciado en la representación cromática asociada a estos meses.

También de la figura 5.3 se aprecia que las variaciones espacio-temporales de la ET, podrían estar influenciadas por otros factores, principalmente por la relación del nivel freático y el momento de senescencia de las plantas, apoyándose esta conclusión con los resultados encontrados por Lott y Hunt (2001) para humedales naturales y artificiales. Este tipo de información debe tomarse en cuenta en la producción de inventarios de humedales, particularmente en lo relacionado a la estimación de su extensión y para la evaluación del recurso agua requerido para su mantenimiento, así como en la toma de decisiones en materia de ordenamiento y evaluación de riesgos.

#### *5.4.4 Evaluación del balance hidrológico*

Con los resultados generados, se procedió a la integración de los parámetros y la aproximación al balance hidrológico total y el asociado con las diferentes coberturas que fueron incluidas en el estudio. Debido a la dificultad técnica para medir todos los flujos de entrada y salida en los humedales, el estudio estuvo limitado con relación a la integración del flujo, que es medido en una estación hidrológica cercana a la desembocadura, pero que se define en función de la superficie total de la cuenca. Por ello y en consideración a la propuesta

metodológica que aquí se presentó, se consideró únicamente la estimación de los valores de precipitación, escurrimiento superficial y la evapotranspiración como componentes para el balance hidrológico (Tabla 5.3).

De los resultados estimados, se determinó que para el periodo comprendido en el estudio, la precipitación se manifestó únicamente de junio a octubre, observándose precipitación nula en el resto de los meses, con julio y agosto como los meses más lluviosos. Sin embargo, problemas en la calidad de las imágenes limitaron el cálculo de los valores de escurrimiento superficial y la evapotranspiración para el último mes, el cual es importante, aunque evidentemente se muestran algunos patrones que pudieran ser extrapolables, si bien se recomienda que un ejercicio de esta naturaleza debe realizarse con un número mayor de observaciones.

**Tabla 5.3.** Balance hidrológico de la sub-cuenca río San Pedro. P = Precipitación, Q = Escurrimiento superficial, ET = Evapotranspiración.

Mes	P ( $10^3\text{m}^3$ )	Q ( $10^3\text{m}^3$ )	ET ( $10^3\text{m}^3$ )
Enero	0	0	
Febrero	0	0	185665
Marzo	0	0	
Abril	0	0	286296
Mayo	0	0	
Junio	125122	31049	252812
Julio	742736	172415	190880
Agosto	686201		
Septiembre	423017	114341	157060
Octubre	71066	12247	159916
Noviembre	0	0	170329
Diciembre	0	0	
Total Anual	2048141	330051	1402958

En ese sentido, la relación escurrimiento / precipitación presentó valores que variaron entre 17 y 27%, por lo que una estimación gruesa del escurrimiento en agosto podría situarse eventualmente entre 118,000 y 185,000  $10^3\text{m}^3$  y con valores de ET que pudieran estimarse entre 180,000 y 250,000  $10^3\text{m}^3$ . Sin embargo estas aproximaciones no deben ser consideradas literalmente sin la validación a partir de un mayor número de datos.

Con base en lo anterior y considerando exclusivamente los datos estimados de acuerdo al método propuesto, se pueden observar tendencias estacionales con la presencia de una

fuerte situación de estrés hídrico en la época de secas (de noviembre a mayo) cuando la precipitación es nula. En estos casos es evidente que el balance resulta negativo por efecto de procesos de evaporación directa y evapotranspiración en su conjunto. Aún con las primeras y últimas precipitaciones en los meses de junio y octubre, respectivamente, la precipitación no es suficiente para mitigar este estrés hídrico obteniéndose valores de ET mayores a P. Como es evidente en el registro climático histórico reciente, son los primeros meses del año donde el estrés hídrico es más fuerte.

De acuerdo con [Xie et al. \(2010\)](#), el clima es la base de la formación y desarrollo de los humedales y la influencia del cambio climático en el humedal es representado principalmente por la precipitación. Ésta tiene una influencia directa en el cambio de área de las superficies acuáticas. Una disminución continua de la precipitación puede conducir a la degradación de los humedales ([Liu et al., 2004](#)). Sin embargo, la fracción biótica de estos ecosistemas están plenamente adaptados a estas variaciones, por lo que una modificación drástica, como pudiera ser un flujo permanente de agua derivado de presas, más que beneficiar a los sistemas podría tener efectos adversos, modificando la composición y estructura de sus componentes.

De acuerdo a [Shoemaker et al. \(2008\)](#), es de sorprender el escaso interés que ha despertado el estudio de los procesos que condicionan la ET en humedales y sus consecuencias en el balance de agua. Siguiendo a estos autores, la influencia de los humedales sobre el clima regional debe ser fundamental al estimar que a partir del proceso de ET se transporta de 80% al 100% de la precipitación hacia la atmósfera, como vapor de agua. En el presente estudio, considerando que hubo ausencia de datos o limitaciones técnicas con algunas escenas satelitales, se obtuvo un valor aproximado del 68% de la precipitación anual. En un análisis más detallado, con escala mensual, para los meses de julio y septiembre la ET representó el 26% y 37% de P, respectivamente, lo que implica que es en el tercer trimestre del año, cuando la ET alcanza más del 50% del total ingresado.

El valor de 68% de ET resultó ligeramente mayor a la observación hecha por [da Rocha et al., \(2004 en Loescher et al., 2005\)](#), quienes mencionan que de 50-60% de la precipitación anual es recirculada a la atmosfera mediante transpiración y evaporación del agua interceptada, con el 50% como escurrimiento en bosques húmedos neotropicales.

En ese sentido, debe mencionarse que aunque el volumen de descarga del río también es considerado como un aporte para los humedales y debe tomarse en cuenta en el balance hidrológico, aunque fue estimado para los efectos del presente trabajo debió excluirse de la ecuación ya que al representar el volumen de escurrimiento acumulado de toda la sub-cuenca, se consideró que sobrestimaba los resultados finales del balance. Esta decisión obedeció no solamente a los resultados aquí obtenidos, sino como una consecuencia de la revisión de datos de otras fechas. Así, para el año 2008, la mayor extensión de las superficies acuáticas mostró un incremento observable en comparación a otras fechas, alcanzando una superficie máxima de alrededor de 26,000 ha en septiembre. Para esas fechas el cálculo del flujo asociado al río fue superior a  $2,600,000 \times 10^3 \text{ m}^3$ , de acuerdo a la información proporcionada por la Gerencia de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos de la Comisión Nacional del Agua (CNA). Este único valor de volumen de flujo superó con 1.3 veces el volumen anual de precipitación para la zona de estudio. Para el mismo mes, en 2006, el flujo estimado fue menor casi en un 50%, aunque aún así, se superó el valor total de precipitación estimado para la región de estudio. En ese sentido, debe buscarse la solución metodológica para calcular la fracción del flujo que puede ser considerada como dato de entrada en este tipo de estudios e incorporar esta variable al modelo.

## **5.5 Conclusiones**

La consideración de incluir valores específicos para el cálculo de los parámetros dependiendo de las características de las coberturas que se incluyen en el paisaje, permite la obtención de mejores aproximaciones que se aplican en el balance hidrológico. Este enfoque permite, además de una mayor exactitud en el cálculo, determinar los efectos del cambio de usos de suelo sobre los procesos hidrológicos.

Este tipo de análisis permite determinar el papel que juega cada uno de los componentes del régimen hidrológico, su peso específico y los efectos que pudieran derivarse de modificaciones directas o a través de cambios en el tipo de coberturas.

La evapotranspiración estimada en este estudio con base en técnicas de PR, es uno de los factores que menor atención ha obtenido por parte de los estudiosos del tema del balance hídrico. En este estudio, se determinó que llega a representar en conjunto más del 50% del

total del volumen de agua de ingreso, representada por los valores de precipitación, siendo fuertemente dependiente de las condiciones meteorológicas prevalecientes. Por tanto, considerando la importancia de este componente del balance hídrico se recomienda continuar con nuevas aproximaciones metodológicas que permitan ir optimizando su cuantificación. De igual manera es importante la inserción del flujo en este tipo de modelos empíricos, por lo que es una tarea impostergable la identificación y aplicación de técnicas que en asociación con aplicaciones de PR, puedan ir mejorando y concluyendo este tipo de modelos.

A pesar de que existen estudios previos sobre el uso de percepción remota para la estimación de ET en cultivos de algodón y trigo en el noroeste de México (Garatuza-Payan *et al.*, 2001; Garatuza-Payan y Watts, 2005) y considerando las limitaciones del modelo (disponibilidad de imágenes libre de nubes, reducción continua del número de estaciones meteorológicas para el cálculo de la precipitación, falta de información para calibrar ET), es la primera aproximación en el área de estudio y probablemente la primera en el noroeste de México para humedales costeros. Este modelo se presenta como una alternativa viable para la estimación de la evapotranspiración en humedales costeros y como una etapa más que permita en breve la definición de un modelo de balance hídrico basado en aplicaciones de percepción remota, SIG y cumpliendo estándares de nivel internacional.

## **Bibliografía**

- Allen, R.G., Pereira L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56.
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., 2002. Land use mapping and change detection in the coastal zone of Northwest Mexico using remote sensing techniques. *Journal of Coastal Research*, 18: 514-522
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., de la Lanza-Espino, G., 2008. Esquema de clasificación de los humedales de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 66: 25-46
- Chander, G., Markham, B.L., Helder, D.L., 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113: 893-903
- Congalton, R.G., Green, K., 2009. *Assessing the accuracy of remote sensed data: Principles and practices*, Second edition, CRC Press, Florida, pp. 183
- Constanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Faber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260

- Constanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Faber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., van den Belt, M., 1998. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics* 25: 67–72
- Curry, J.R., Emmel, F.J., Crampton, P.J.S., 1969. Holocene history of a Strand Plain Lagoonal Coast Nayarit, Mexico. En: Castañares A.A. y F.B. Phleger (Eds.): *Lagunas costeras, un simposio. Memorias del Simposio Internacional. Lagunas costeras*, UNAM-UNESCO, Universidad Autónoma de México, México D. F., 63-100.
- da Rocha, H.R., Goulden, M.L., Miller, S.D., Menton, M.C., Pinto, L.D.V.O., de Freitas, H.C., Silva-Figueira, A.M.E., 2004. Seasonality of water and heat fluxes over a tropical forest in eastern Amazonia. *Ecological Applications*, 14: S22–S32.
- DeAlwis, D.A., Easton, Z.M., Dahlke, H.E., Philpot, W.D., Steenhuis, T.S., 2007. Unsupervised classification of saturated areas using a time series of remotely sensed images, *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 4, 1663–1696
- DeBarry, P.A., Gonzáles, R.Q., 1999. GIS modules and Distributed models of the watershed. ASCE Task Committee on GIS Modules and Distributed Models of the Watershed, ASCE. EUS. 110 p.
- Diario Oficial de la Federación, 2010. Decreto por el que se declara como área natural protegida, con el carácter de reserva de la biosfera, la región conocida como Marismas Nacionales Nayarit, localizada en los municipios de Acaponeta, Rosamorada, Santiago Ixcuintla, Tecuala y Tuxpan en el Estado de Nayarit. DOF: 12/05/2010.
- Dugan, P.J. (ed). 1990. *Wetland Conservation: A review of current issues and required action*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Eastman, J.R., 2003. *Guide to GIS and Image Processing*, Clark University, Worcester, pp. 306
- Ferrati, R., Canziani, G.A., 2005. An analysis of water level dynamics in Esteros del Ibera wetland. *Ecological Modelling*, 186: 17–27
- Garatuza-Payan, J., Shuttleworth, W.J., Pinker, R.T., 2001. Satellite measurements of solar radiation in the Yaqui Valley, northern Mexico. *Geofísica Internacional*, 40(3): 207-218
- Garatuza-Payan, J., Watts, C.J., 2005. The use of remote sensing for estimating ET of irrigated wheat and cotton in Northwest Mexico. *Irrigation and Drainage Systems*, 19: 301–320
- González, G.S.A., Bojórquez-Serrano, J.I., Nájera-Gonzalez, O., García-Paredes, J.D., Madueño-Molina, A., Flores-Vilchez, F., 2009. Regionalización ecológica de la llanura costera norte de Nayarit, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 69: 21-32
- Gutknecht, D., Jolánkai, G., Skinner, K., 2008. Patterns and processes in the catchment. In: Harper D, M Zalewski and N Pacini (eds.). *Ecohydrology: processes, models and case studies An approach to the sustainable management of water resources*. Pp. 18-29.
- Hawkins, R.H., 1993. Asymptotic determination of runoff curve numbers from data. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering ASCE*, 119(2), 334–345

- Hawkins, R.H., Jiang, R., Woodward, D.E., Hjelmfelt, A.T., VanMullem, J.E., 2002. Runoff curve number method: examination of the initial abstraction ratio. Proceedings of the Second Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference, Las Vegas, Nevada. U.S. Geological Survey, Lakewood, Colorado.
- Hernández-Guzmán, R., Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 2008. Assessment of Runoff Response to Landscape Changes in the San Pedro subbasin (Nayarit, Mexico) using Remote Sensing Data and GIS. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 43(12): 1471 — 1482
- Hjelmfelt, J.A.T., 1991. Investigation of curve number procedure. *Journal of Hydraulic Engineering*, 117 (6): 725-737
- Hupp, C.R., Osterkamp, W.R., 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology*, 14: 277-295
- Jacobs, J.M., Mergelsberg, S.H., Lopera, F.A., Myers, D.A., 2002. Evapotranspiration from a wet prairie wetland under drought conditions: Paynes prairie preserve, Florida, USA. *Wetlands* 22(2): 374-385
- Junk, W.J., Wantzen, K.M., 2003. The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches and Applications - An Update. En Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume II . Sustaining Livelihoods and Biodiversity in the New Millennium 11 - 14 February 2003, Phnom Penh, Kingdom of Cambodia
- Landis, J.R., Koch, G.G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1): 159-174
- Lankford, R.R., 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. pp. 182-215. En M. Wiley (ed.) *Estuarine Processes*. Academic, New York
- Liang, S., 2000. Narrowband to broadband conversions of land surface albedo: I Algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 76: 213- 238
- Liang, S., Shuey, C.J., Russ, A.L., Fang, H., Chen, M., Walthall, C.L., Daughtry, C.S.T., Hunt, R., 2002. Narrowband to broadband conversions of land surface albedo: II. Validation. *Remote Sensing of Environment*, 84: 25–41
- Liu, H., Zhang, S., Li, Z., Lu, X., Yang, Q., 2004. Impacts on Wetlands of Large-scale Land-use Changes by Agricultural Development: The Small Sanjiang Plain, China, *Ambio report*, 33(6): 306 - 310
- Loescher, H.W., Gholz, H.L., Jacobs, J.M., Oberbauer, S.F., 2005. Energy dynamics and modeled evapotranspiration from a wet tropical forest in Costa Rica. *Journal of Hydrology*, 315: 274–294
- Lott, R.B., Hunt, R.J., 2001. Estimating evapotranspiration in natural and constructed wetlands. *Wetlands* 21(4): 614-628.
- MacAlister, C., Mahaxay, M., 2009. Mapping wetlands in the Lower Mekong Basin for wetland resource and conservation management using Landsat ETM images and field survey data. *Journal of Environmental Management*, 90: 2130–2137.
- Mas, J.F. 1999. Monitoring land-cover changes: a comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 20: 139-152.

- Mas, J.F., Velázquez, A., Díaz-Gallegos, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, C., Bocco, G., Castro, R., Fernández, T., Pérez-Vega, A., 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 5: 249–261.
- McCuen, R.H., 2002. Approach to confidence interval estimation for curve numbers. *Journal of Hydrologic Engineering*, 7(1): 43–48
- Melesse, A.M., Oberg, J., Nangia, V., Beeri, O., Baumgartner, D., 2006. Spatiotemporal dynamics of evapotranspiration at the Glacial Ridge prairie restoration in northwestern Minnesota. *Hydrological processes*, 20: 1451-1464
- Melesse, A.M., Abteu W., Dessalegne, T., 2009. Evaporation Estimation of Rift Valley Lakes: Comparison of Models. *Sensors*, 9: 9603-9615
- Middleton, B.A. (ed.). 2002. *Flood Pulsing in Wetlands: Restoring the natural hydrological balance*. John Wiley and Sons, Lafayette, Louisiana
- Mishra, S.K., Singh, V.P., Sansalone, J.J., Aravamuthan, V., 2003. A Modified SCS-CN Method: Characterization and testing. *Water Resources Management*, 17: 37–68
- Mitsch W.J., Gosselink, J.G., 2000. *Wetlands*. Third edition. John Wiley & Sons, Inc. 920 pp.
- Ponce, V.M., Hawkins, R.H., 1996. Runoff curve number: has it reached maturity?. *Journal of Hydrologic Engineering*, 1 (1): 11–19.
- Powell, S.J., Letcher R.A., Croke, B.F.W., 2008. Modelling floodplain inundation for environmental flows: Gwydir wetlands, Australia. *Ecological Modelling*, 211: 350–362
- Reese, H.M., Lillesand, T.M., Nagel, D.E., Stewart, J.S., Goldmann, R.A., Simmons, T.E., Chipman, J.W., Tessar, P.A., 2002. Statewide land cover derived from multiseasonal Landsat TM data - A retrospective of the WISCLAND project. *Remote Sensing of Environment*, 82, 224–237.
- Rogan, J., Miller, J., Stow, D., Franklin, J., Levien, L., Fischer, C., 2003. Land cover change mapping in California using classification trees with Landsat TM and ancillary data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 69(7): 793–804.
- Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 2003. Land use, land cover changes and coastal lagoon surface reduction associated with urban growth in northwest Mexico. *Landscape Ecology*, 18: 159-171.
- Shoemaker, W.B., Huddleston, S., Boudreau, C.L., O'Reilly, A.M., 2008. Sensitivity of wetland saturated hydraulic heads and water Budgets to evapotranspiration. *Wetlands*, 28(4): 1040–1047.
- Stewart, J.B., Watts, C.J., Rodriguez, J.C., De Bruin, H.A.R., van den Berg, A.R., Garatuza-Payan, J., 1999. Use of satellite data to estimate radiation and evaporation for northwest Mexico. *Agricultural Water Management*, 38: 181-193.
- Turner, R.K., Adger, W.N., Brouwer, R., 1998. Ecosystem services value, research needs, and policy relevance: a commentary. *Ecological Economics*, 25: 61–65.

- USDA, 1986. Urban Hydrology for small watersheds, United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Conservation Engineering Division. Technical Release 55. 2nd ed. Washington, DC., pp. 164
- Walker, H.J., Coleman, J.M., Roberts, H.H., Tye, R.S., 1987. Wetland Loss in Louisiana. *Geografiska Annaler. Series A, Physical Geography*, 69: 189-200.
- Wang, Y., Mitchell, B.R., Nugranad-Marzilli, J., Bonyng, G., Zhou, Y., Shriver, G., 2009. Remote sensing of land-cover change and landscape context of the National Parks: A case study of the Northeast Temperate Network. *Remote Sensing of Environment*, 113, 1453–1461.
- Ward, A.D., Trimble, S.W., 2003. *Environmental hydrology*. Lewis Pub. 2<sup>nd</sup> ed. Boca Raton, USA. 475 p.
- Xie, Z., Xu, X., Yan, L., 2010. Analyzing qualitative and quantitative changes in coastal wetland associated to the effects of natural and anthropogenic factors in a part of Tianjin, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86: 379-386.
- Yang, X., Liu, Z., 2005. Using satellite imagery and GIS for land-use and land-cover change mapping in an estuarine watershed. *International Journal of Remote Sensing*, 26(23): 5275-5296
- Yuan, F., Zawaya, K.E., Loeffelholz, B.C., Bauer, M.E., 2005. Land cover classification and change analysis of the Twin Cities (Minnesota) Metropolitan Area by multitemporal Landsat remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 98: 317–328.
- Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. Wetlands resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30: 39–74.
- Zhang, L., Mitsch, W.J., 2005. Modelling hydrological processes in created freshwater wetlands: an integrated system approach. *Environmental Modelling & Software*, 20: 935–946.

## **Capítulo 6. Desarrollo y aplicación de una interfaz para la estimación del escurrimiento directo en un ambiente raster.**

### **6.1 Introducción**

El acceso al recurso agua es cada vez más un asunto de relevancia global, al presentarse como una restricción para continuar el crecimiento poblacional y el desarrollo económico de muchas regiones, manteniendo en lo posible la integridad de los ecosistemas. Por ello se están dedicando grandes esfuerzos para asegurar su distribución y satisfacer la creciente demanda de los diferentes usuarios (uso doméstico, agricultura, industria y ambiente). Para lograr el objetivo de asignación equilibrada de este recurso, es necesario tener un conocimiento amplio y lo más preciso posible de su distribución espacial y volumen, así como de su utilización a nivel de cuenca, incluyendo los procesos seguidos en su ciclo biogeoquímico. Considerando que la cuenca de drenaje es la mejor aproximación a una unidad natural del paisaje, el entendimiento de los procesos de entrada y salida de agua a este nivel de análisis permite generar información útil para propósitos de manejo y evaluación del recurso.

Para entender cómo funciona el balance de agua en una cuenca particular se requiere una gran cantidad de información respecto a sus características físicas (área de drenaje, morfología, coberturas y usos del suelo, entre otros). Sin embargo, esta información no siempre está disponible debido a que en ocasiones no se cuenta con infraestructura suficiente para permitir la recopilación de datos *in situ*, lo que podría complicar aún más los análisis y las decisiones basadas en estos datos.

Estos problemas pueden, potencialmente, ser resueltos utilizando modelos computacionales para la simulación hidrológica como una alternativa a la medición directa y el análisis de los procesos hidrológicos. La inclusión de la percepción remota (PR) y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) ha mejorado la evaluación a nivel de cuenca, haciendo más fácil la recolección de datos y la automatización del análisis de algunos procesos, facilitando la estimación del escurrimiento y mejorando la exactitud de estas estimaciones (Patil *et al.*, 2008). Con este enfoque y en un intento de automatizar evaluaciones como las que se han venido desarrollando a lo largo del presente estudio, se planteó como parte del mismo, el desarrollo de una herramienta informática que permitiera generar de

manera más eficiente y en menor tiempo, series de datos que puedan ser incorporados al análisis.

Con ese propósito y considerando que la aplicación de modelos espacialmente distribuidos para el análisis de cuencas, basados en los aspectos físicos de éstas, requieren considerable experiencia, tiempo y esfuerzo para ser utilizados con eficacia, se han desarrollado interfaces más amigables, incrementando la disponibilidad de los modelos y el acceso a simulaciones hidrológicas, incluso para aquellos con escaso o nulo entrenamiento en SIG. Estas interfaces proporcionan al usuario los elementos necesarios para interactuar con las bases de datos y el SIG y obtener información en un tiempo relativamente corto. Históricamente, este tipo de interfaces SIG fueron desarrolladas usando lenguajes de programación muy específicos como Avenue scripts (un lenguaje desarrollado para ArcView), pero cada vez son más accesibles al incorporar desarrollos informáticos con mayor compatibilidad con entornos como Windows, con el cual los usuarios se encuentran más familiarizados. Este es el caso de Microsoft VBA (Visual Basic for Applications), que además de ser compatible con casi todas las aplicaciones de Windows es también compatible con software en formato vector como ArcGIS de ESRI (Environmental Systems Research Institute).

Con base en estos avances informáticos, se han venido incorporando diversos modelos para generar evaluaciones hidrológicas, siendo el método del número de curva (NRCS-CN), empleado a lo largo del presente estudio, uno de los que más comúnmente se aplica para la estimación del escurrimiento superficial a partir de datos de precipitación debido a su simplicidad y precisión (Shadeed y Almasri, 2010). Como se ha señalado anteriormente, su descripción y aplicaciones son explicadas en el manual publicado por la USDA (1986).

Este método ha sido incluido en varios modelos hidrológicos como ANSWERS (Areal Non-point Source Watershed Environment Simulation), CREAMS (Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems), GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems), AGNPS (Agricultural Non-point Source Pollution Model), EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) y SWAT (Soil and Water Assessment Tool), desarrollados o descritos por Beasley y Huggins (1980), Knisel (1980), Leonard *et al.* (1987), Young *et al.* (1989), Williams (1990) y Arnold *et al.* (1998), respectivamente.

Usando el mismo enfoque, [DiLuzio et al. \(2004\)](#), desarrollaron la interfaz AVSWAT2000 para el modelo SWAT, que cuantifica el impacto de las prácticas de manejo a una escala de cuenca. La interfaz fue creada como una extensión gratis del software ArcView, permitiendo a los usuarios predecir el escurrimiento superficial y estimar las cargas de contaminantes y sedimentos. Sin embargo, el código fuente no es incluido, previniendo cualquier modificación posible para mejorar el programa o adaptarlo a las condiciones particulares requeridas por el usuario.

De manera similar [He et al. \(2001\)](#) y [He \(2003\)](#) integraron el modelo AGNPS dentro de un SIG utilizando la interfaz ArcView Nonpoint Source Modeling (AVNPSM) y el método del NRCS-CN. Esta interfaz es utilizada para analizar los efectos de fuentes no puntuales de contaminación en los cambios de uso del terreno en una cuenca. Además, investigadores de la Purdue University ([Lim et al., 2001; 2006](#)) desarrollaron la interfaz L-THIA (Long-Term Hydrologic Impact Assessment) como una extensión de ArcView, utilizando también el método del NRCS-CN. Esta versión usa datos de precipitación de largo plazo en lugar de utilizar la precipitación total de un único evento de tormenta. Debido a que la mayoría de la información de uso del terreno es derivada de imágenes de satélite en formato raster, el modelo está diseñado para hacer uso del formato GRID de ArcView (<https://engineering.purdue.edu/~lthia/>).

Con la llegada del software ArcGIS y usando Visual Basic, se han estado desarrollando nuevas interfaces para diferentes aplicaciones de modelado hidrológico. Han emergido varias herramientas para estimar el escurrimiento superficial y definir unidades de respuesta hidrológica (URH), y se pueden aplicar para diferentes aplicaciones de manejo y modelado de cuencas. Estas incluyen ArcCN-Runoff ([Zhan y Huang, 2004](#)), ArcGIS-SWAT ([Olivera et al., 2006](#)), la herramienta Automated Geospatial Watershed Assessment (AGWA) desarrollada por [Miller et al. \(2007\)](#), el NRCS GeoHydro 9x ([Merkel et al., 2008](#)) y el ISRE-CN (Interface for Surface Runoff Estimation using Curve Number techniques) por [Patil et al. \(2008\)](#). Sin embargo, el desarrollo de este tipo de herramientas de SIG, en un entorno que no esté basado en el formato vector como es el caso de los productos ESRI (ArcView, ArcGIS) es poco frecuente. Dado que gran parte de la información de entrada sobre coberturas y usos

del terreno y otras capas importantes usadas en análisis SIG usan el formato raster, se hace necesario el desarrollo de productos informáticos basados en este formato.

En respuesta a estas limitaciones, en el presente estudio se desarrolló una herramienta SIG en un ambiente raster para la estimación del escurrimiento superficial, presentándose su aplicabilidad en distintas condiciones y para distintas regiones. El software denominado CN-Idris, hace uso de diferentes variantes documentadas para el método del NRCS-CN y diferentes condiciones antecedentes de humedad (AMC) y se ejecuta en las últimas versiones de IDRISI (Andes y Taiga) de Clark Labs. Para su calibración y validación, la herramienta fue contrastada con resultados publicados en estudios previos por [Hernández-Guzmán et al. \(2008\)](#) y [Berlanga-Robles et al. \(2011\)](#), para dos cuencas con diferentes AMC en el noroeste de México.

## **6.2 Metodología**

A pesar de que el método del NRCS-CN es mundialmente aceptado y utilizado con regularidad para modelar la relación precipitación-escurrimiento a nivel de cuenca, no es un modelo estándar, y al menos ocho variantes han sido reportados en la literatura científica ([Mishra et al., 2003](#)). Dado que muchos de los cambios se han hecho para incluir diferentes condiciones del antecedente de humedad (AMCs), condiciones de uso del suelo, y valores de la abstracción inicial (*Ia*), la interfaz CN-Idris permite al usuario seleccionar entre diferentes opciones para satisfacer sus propios intereses. El modelo original usado para desarrollar la interfaz es descrito en detalle en el National Engineering Handbook Section 4: Hydrology ([USDA, 1986](#)) y brevemente, en el tercer capítulo de esta obra. Las modificaciones incluidas en la interfaz, son brevemente descritas a continuación:

### *6.2.1 Condición antecedente de humedad (AMC)*

El NRCS introdujo el concepto de AMC para determinar la humedad del suelo antes de un evento de precipitación, condición que podría afectar el cálculo del escurrimiento superficial. Hay tres condiciones para suelos secos (AMC I), normales (AMC II) y saturados (AMC III) que son asignadas en función de la precipitación antecedente de cinco días ([tabla 6.1](#)) ([Bhaduri et al., 2000](#)). Estas condiciones afectan la estimación del escurrimiento superficial ya

que modifican los valores del número de curva, que por defecto son asignados para el AMC II o normal. La opción para seleccionar las condiciones del suelo está incluida en la interfaz, y los usuarios deben conocer estas condiciones para seleccionar el AMC correcto.

**Tabla 6.1.** Condición Antecedente de Humedad (AMC)

AMC	Precipitación antecedente de 5-días (mm)	
	Temporada de latencia	Temporada de crecimiento
I (Seco)	< 13	< 36
II (Normal)	13–38	36–53
III (Húmedo)	> 38	> 53

Después de elegir el AMC, los valores estándar son derivados de las tablas del NEH-4 utilizando sus características físicas y si es necesario, convertidos al AMC I o AMC III dependiendo de la magnitud de la precipitación utilizando las siguientes ecuaciones (USDA, 2004):

$$CN_I = \frac{4.2CN_{II}}{10 - 0.058CN_{II}}$$

$$CN_{III} = \frac{23CN_{II}}{10 - 0.13CN_{II}}$$

### 6.2.2 Método modificado del NRCS-CN ( $Ia/S = 0.05$ )

Aunque el método original del NRCS-CN supone que la relación entre la abstracción inicial de humedad y el almacenamiento o máxima retención de humedad ( $Ia/S = \lambda$ ) toma un valor de 0.2, Hawkins y colaboradores (2002), basados en datos de precipitación-escurrimiento de 307 cuencas y parcelas experimentales encontraron que  $\lambda$  no es constante para todos los eventos de tormenta, variando de 0.0005 a 0.4910, con una mediana de 0.0476. Los autores concluyeron que el uso de  $\lambda = 0.05$  en lugar del valor comúnmente usado de 0.2 parece ser más apropiado para el cálculo del escurrimiento superficial, creando la siguiente ecuación (Hawkins *et al.*, 2002; Lim *et al.*, 2006; Shi *et al.*, 2009):

$$Q = \frac{(P - 0.05S_{0.05})^2}{(P + 0.95S_{0.05})} \quad \text{para } P > 0.05 S$$

Dado que el almacenamiento (S) con un 5% de la proporción  $Ia/S$  no es el mismo que el utilizado en la estimación del escurrimiento directo, éste se debe calcular de acuerdo a la relación encontrada por [Hawkins et al. \(2002\)](#) entre los valores de  $S_{0.05}$  y  $S_{0.02}$  (donde  $S_{0.02}$  es el almacenamiento con un 20% de la proporción  $Ia/S$ ):

$$S_{0.05} = 1.33S_{0.2}^{1.15}$$

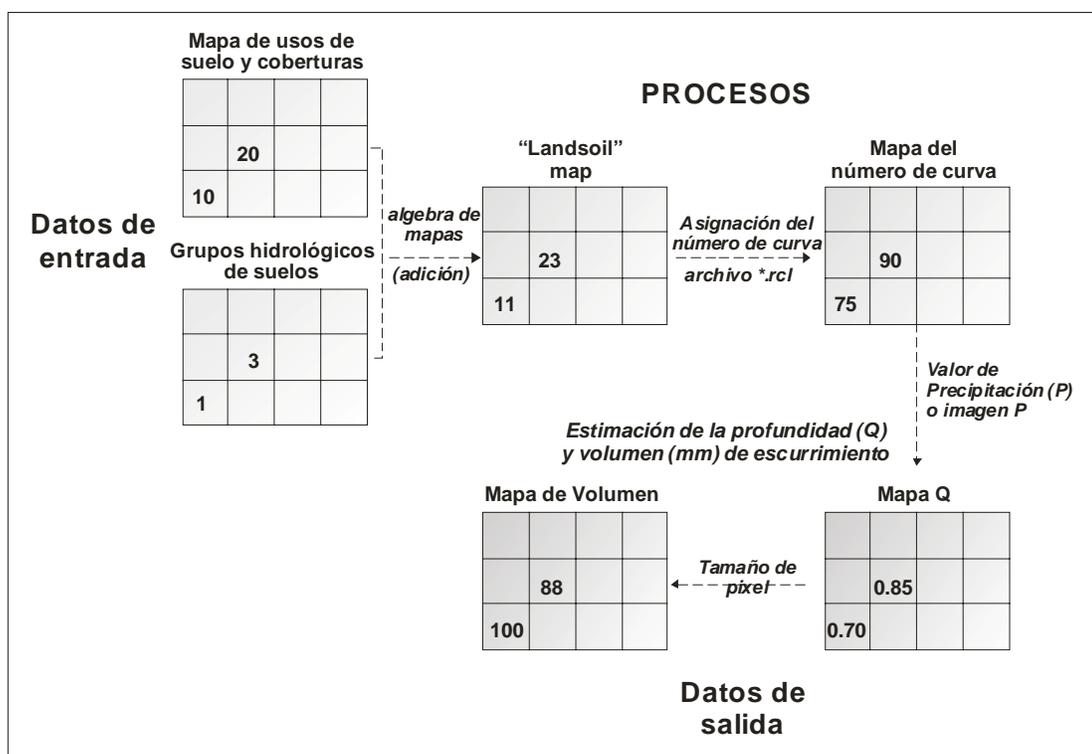
### 6.2.3 Desarrollo de la interfaz para IDRISI

Todas las ecuaciones anteriormente descritas fueron integradas a IDRISI, un software comercial de bajo costo desarrollado por Clark Labs de Clark University, USA (<http://www.clarklabs.org>) para el procesamiento de imágenes en formato raster en un ambiente de SIG. Este software cuenta con alrededor de 300 módulos para el análisis y manipulación de datos espaciales, y ofrece varias plataformas para que los usuarios puedan desarrollar sus propios modelos. IDRISI ofrece un API (Application Programming Interface) basada en OLE/COM, para que los usuarios puedan utilizar para programar con Visual C++/Basic, Delphi, y otros paquetes de programación compatibles con Windows.

Con base en lo anterior, la interfaz fue codificada utilizando el lenguaje de programación Visual Basic 6.0, utilizando el enfoque “tight coupling” descrito por [Sui y Maggio \(1999\)](#) y [Pullar y Springer \(2000\)](#). Con este enfoque, el SIG y los modelos de simulación están integrados utilizando una interfaz común desarrollada con macros o utilizando programación convencional. Adicionalmente, las rutinas escritas por los usuarios son incorporadas en un SIG y se accede mediante menús desplegables. En este caso, CN-Idris se añade al menú principal de IDRISI y es utilizada para activar la interfaz.

Aunque CN-Idris automatiza la asignación de CN y las estimaciones del escurrimiento superficial, es necesario el manejo y adecuación de los datos previo a la fase de estimación de los valores de CN. Como entrada básica, se requieren los mapas de cobertura y uso del terreno

(LULC) y los grupos hidrológicos del suelo (HSG) en formato raster<sup>1</sup>. Estos insumos y todos los que se generan deben ser compatibles, tanto geométrica como geográficamente. Cada categoría de uso del terreno debe ser etiquetada utilizando múltiplos de diez (por ejemplo, agricultura = 10, selva = 20, suelos desnudos = 30, etc.). Los HSG también deben ser codificados numéricamente (A = 1, B = 2, C = 3, D = 4), y la sobre-posición de ambas capas (Primera + Segunda) producirá todas las posibles combinaciones en una nueva capa (comúnmente llamada “Landsoil”). El procedimiento en su conjunto se esquematiza de manera generalizada en la [Figura 6.1](#).



**Figura 6.1.** Metodología para la determinación espacial del escurrimiento

Con esta información, los valores de CN son asignados por el usuario para cada una de las combinaciones de cobertura y uso del terreno con los grupos hidrológicos del suelo (LULC + HSG), siguiendo el criterio descrito en el [USDA \(1986\)](#). Posteriormente se crea un archivo de

<sup>1</sup> Se utilizan las siglas de textos en inglés Land Use Land Cover (LULC) y Hydrologic Soil Group (HSG), debido a que la interfaz fue publicada en revista internacional indizada (Hernandez et al, 2011)

texto (\*.rc1) que asignará el valor de CN a cada pixel en el mapa mediante un proceso de reclasificación (Figura 6.1). Una vez obtenida esta información y junto con los datos de volumen de precipitación (mm), es posible producir mapas de números de curva, de profundidad y volúmenes de escurrimiento con base en una serie de opciones para la abstracción inicial (*I<sub>a</sub>*), los datos de entrada de precipitación (P) y el AMC (Figura 6.2).

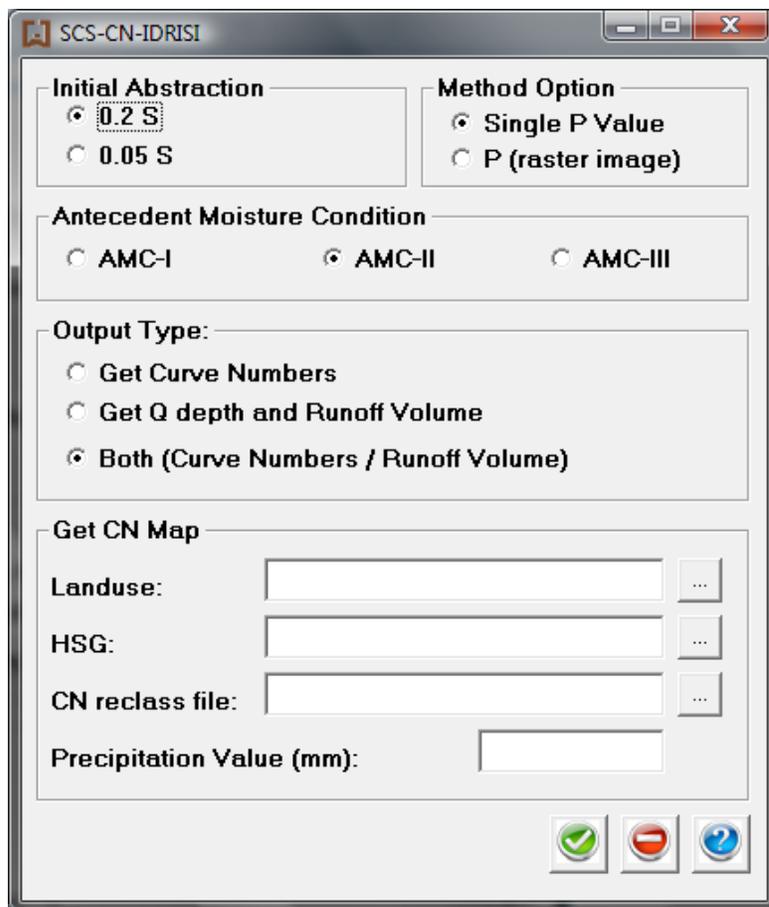


Figura 6.2. Interfaz gráfica de la herramienta CN-Idris.

#### 6.2.4 Validación y calibración

La herramienta se aplicó en dos casos distintos, representados por la sub-cuenca del Río San Pedro, en Nayarit y la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, en Sinaloa, que están sujetas a diferentes condiciones hidrológicas. Como ya se mencionó anteriormente, los resultados obtenidos se compararon con los determinados por [Hernández-Guzmán et al., \(2008\)](#) para el primer caso y por [Berlanga-Robles et al., \(2011\)](#) en el segundo, quienes utilizaron diferentes

herramientas, ampliamente documentadas en la literatura, para generar sus estimaciones, siendo éste el proceso que permitió la calibración y validación de la herramienta CN-Idris. Para ello se aplicó el modelo con diferentes condiciones del antecedente de humedad (AMC I y AMC III), adicionales al empleado por los autores antes mencionados (AMC II), introduciendo variación en los valores de entrada de precipitación (P) y adicionalmente, se probó el valor de 0.05S como dato de entrada para la determinación del antecedente de humedad, todo lo anterior con el objetivo de probar la habilidad predictiva del modelo bajo distintos supuestos.

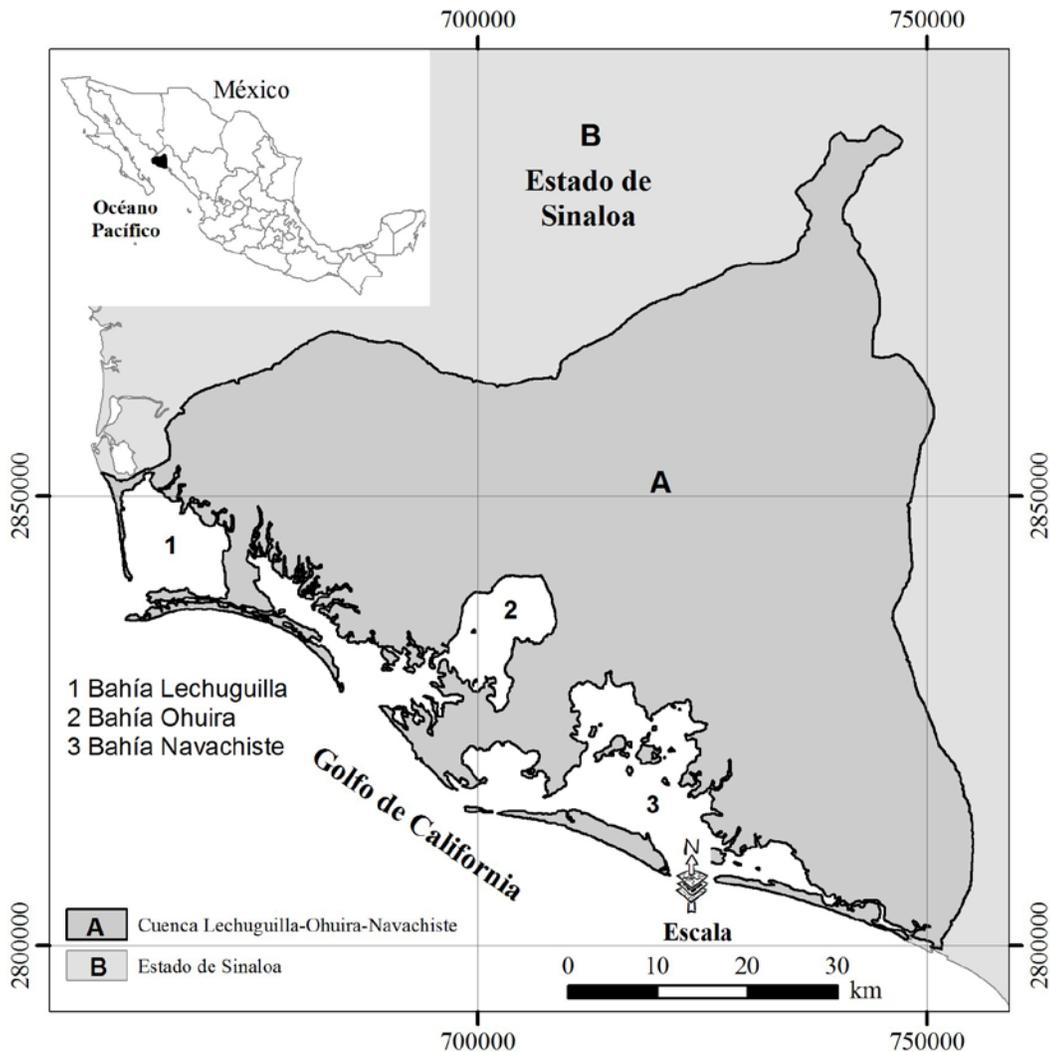
#### *6.2.4.1 Caso de estudio 1. Sub-cuenca Río San Pedro*

Esta es la región objeto de estudio de este trabajo de investigación, que como ya se ha señalado, corresponde a la parte terminal de la cuenca del río San Pedro-Mezquital, con un área de aproximadamente 3000 km<sup>2</sup>, representando casi el 12% del total de la cuenca.

Con el fin de observar las posibles variaciones debido a cambios en la cobertura y uso del terreno, [Hernández-Guzmán et al., \(2008\)](#) estimaron el escurrimiento superficial para tres fechas de estudio (1973, 1990 y 2000) usando el método del NRCS-CN basados en un valor típico de precipitación de P = 2.09 pulgadas. Para dicho propósito, los autores emplearon la herramienta ArcCN-Runoff desarrollada por [Zhan y Huang \(2004\)](#) para ArcGIS.

#### *6.2.4.2 Caso de estudio 2. Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste*

Esta cuenca está localizada al norte del estado de Sinaloa y junto con las lagunas costeras asociadas tiene una extensión de alrededor de 4,500 km<sup>2</sup>, representando cerca del 7% de la superficie estatal ([INEGI, 2000](#)). La cuenca posee una forma triangular, cuyo relieve próximo a la costa permite la presencia de valles que han sido ampliamente ocupados para usos agrícolas. También se localizan elevaciones secundarias como la serranía de Navachiste que inicia en la bahía Ohuira y se prolonga hasta la bahía de Topolobampo ([INEGI, 1995](#)). En la parte terminal de la cuenca ([Figura 6.3](#)) se encuentran asociados 8 bahías, seis de ellas conforman dos sistemas acuáticos de grandes dimensiones: Ohuira-Topolobampo y San Ignacio-Navachiste, los cuales contribuyen al desarrollo de actividades económicas como la acuicultura, servicios portuarios y la pesca.



**Figura 6.3.** Localización geográfica de la cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste dentro de los límites estatales de Sinaloa.

El clima va desde muy caliente y seco (BS) en las partes altas hasta climas desérticos (BW) cerca de la costa. La precipitación media anual es aproximadamente 334 mm, y la temporada de lluvias ocurre en verano. El escurrimiento anual es de  $74 \times 10^6 \text{ m}^3$  con un coeficiente de escurrimiento de 5.6% (INEGI, 1995). De 1962 a 2002 se estimó una precipitación promedio de 2.8 pulgadas (71.12 mm). Este valor fue utilizado para estimar el escurrimiento asociado con cambios en el paisaje en la cuenca para los años 1973, 1986 y 2000 (Berlanga-Robles *et al.*, 2011). Los cálculos se llevaron a cabo en ArcView 3.2 utilizando la extensión L-THIA (Long-Term Hydrologic Impact Assessment), una herramienta de propósitos múltiples para

evaluar los impactos de los cambios de uso del terreno en la calidad del agua (Engel *et al.*, 2005; Lim *et al.*, 2006). El modelo usa el método del NRCS-CN para estimar el escurrimiento superficial, usando 0.2 como la razón de  $I_a/S$  y el AMC I (la extensión L-THIA originalmente trabaja con números de curva para el AMC II, pero estos valores fueron modificados por los autores para incluir el AMC I).

## 6.3 Resultados

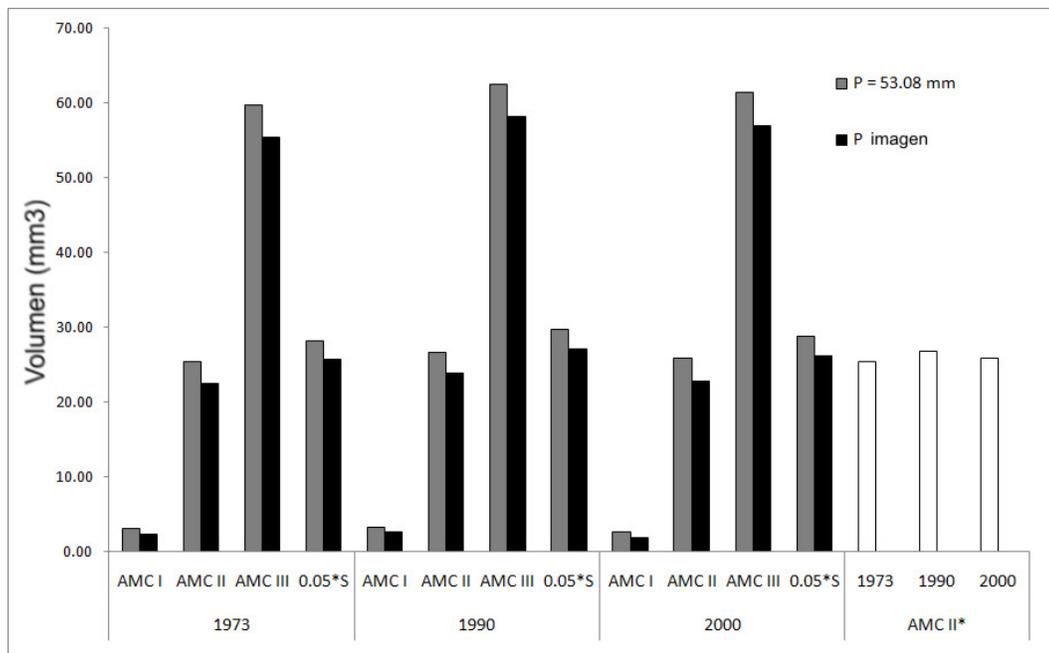
### 6.3.1 Caso de estudio 1. Sub-cuenca Río San Pedro

Para esta región, se determinaron valores de escurrimiento superficial que se situaron en un intervalo de 25.4 y  $26.7 \times 10^6 \text{ m}^3$  para los tres años que fueron considerados en el estudio, 1973, 1990 y 2000, respectivamente.

La herramienta CN-Idris desarrollada en este estudio fue probada para esta sub-cuenca usando el AMC II, un valor único del evento de precipitación y múltiples valores de P (precipitación como imagen raster). El mapa de precipitación fue producido usando los valores promedio registrados en las estaciones hidrológicas asociadas con esta cuenca y utilizando polígonos de Thiessen como una técnica de interpolación. Las diferentes condiciones antecedentes de humedad (AMC I y AMC III) fueron utilizadas para evaluar el desempeño de CN-Idris al considerar un valor de  $0.05S$  como valor de entrada para  $I_a$ . Las estimaciones del escurrimiento superficial en el área de estudio para la serie de tiempo analizada se muestran en la [Figura 6.4](#).

Los valores estimados de escurrimiento usando múltiples valores de P (imagen raster) son consistentemente menores que aquellos derivados utilizando un único valor de precipitación, pero debido a que esta opción en el método integra la distribución espacial y la variación de los valores de P, que no son homogéneos en toda la región estudiada, los resultados se consideran más precisos. Las diferencias en promedio disminuyeron de 24% a 7.1% conforme cambian los valores de AMC de las condiciones más secas a las más húmedas. Además, es posible visualizar en la [Figura 6.4](#), que las estimaciones previamente obtenidas por [Hernández-Guzmán \*et al.\*, \(2008\)](#) para una AMC II, con la aplicación del módulo ArcCN-Runoff en plataforma de ArcGIS, son prácticamente las mismas que las obtenidas utilizando

CN-Idris bajo condiciones semejantes, pero con la aplicación de distintos valores de P, inclusive. Las diferencias encontradas fueron inferiores al 1%.



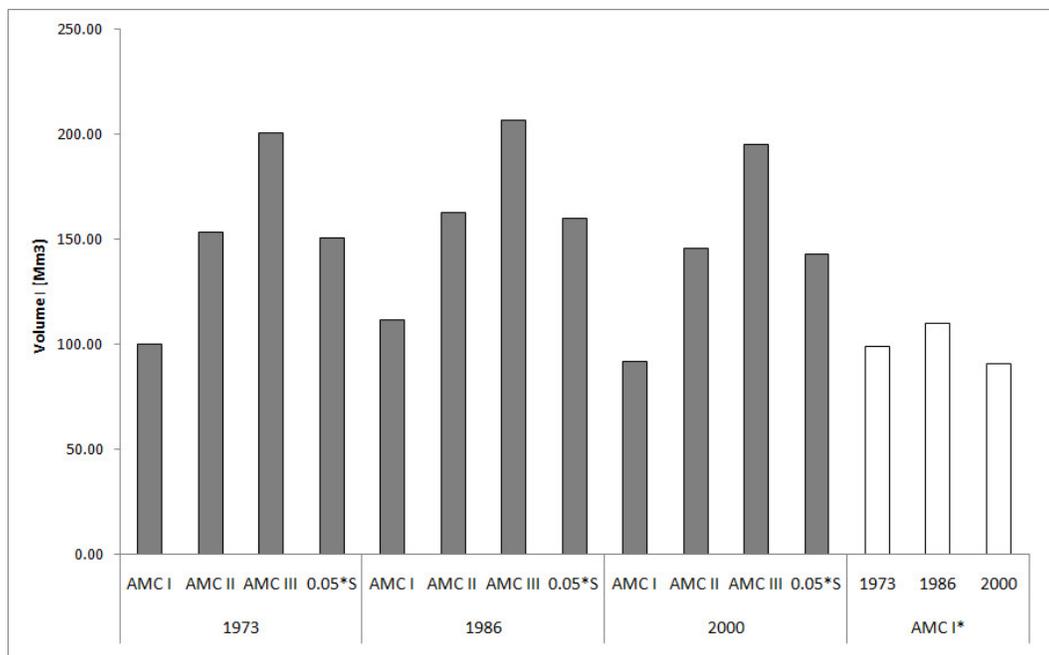
**Figura 6.4.** Esguerrimiento directo estimado para la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit, México, con valores de precipitación (P) único y variable y usando cuatro variantes (tres condiciones AMC y un valor de abstracción inicial distinto de 0.2). A la derecha, los valores obtenidos por Hernández-Guzmán *et al.*, (2008) con una condición AMC II\*.

Por definición del método del NRCS-CN, el modelo con un 5% de la proporción de  $Ia/S$  producirá mas esguerrimiento directo si la precipitación está por debajo de una precipitación crítica (Hawkins *et al.*, 2002; Lim *et al.*, 2006). Sin embargo, si la precipitación excede este límite, se producirá más esguerrimiento con un valor del 20% debido a que el almacenamiento  $S_{0.05}$  no es el mismo que  $S_{0.2}$ . El esguerrimiento directo con el 5% del valor de  $Ia/S$  ( $28.3$ ,  $29.7$  y  $28.7 \times 10^6 \text{ m}^3$  para 1973, 1990, y 2000, respectivamente) siempre fue mayor que con el 20% del valor de  $Ia/S$  para un evento de precipitación y el AMC II.

### 6.3.2 Caso de estudio 2. Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste

La interfaz CN-Idris fue aplicada con la misma información que corresponde a un valor único de precipitación y los mapas de uso del terreno y grupos hidrológicos, que fueron utilizados

para generar valores de escurrimiento con el modelo L-THIA en plataforma ArcView. A partir de lo anterior, se generaron estimaciones muy similares con ambos métodos aunque ligeramente menores ( $< 1\%$ ) con CN-Idris. Para hacer comparables ambos estudios, el escurrimiento total también fue calculado con el AMC II y III, y la razón  $Ia/S$  se cambió a 0.05 (Figura 6.5).



**Figura 6.5.** Escurrimiento directo estimado para la a Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, México, con valor de precipitación (P) único y usando cuatro variantes (tres condiciones AMC y un valor de abstracción inicial distinto de 0.2). A la derecha, los valores obtenidos por Berlanga-Robles *et al.*, (2011) con una condición AMC I\*.

En términos generales los resultados fueron similares a los obtenidos para la sub-cuenca Río San Pedro, sin embargo en este caso se observó que los resultados obtenidos utilizando la razón 0.05S fueron menores que los obtenidos con 0.2S utilizando el AMC II. Sin embargo, esta diferencia parece ser justificable, ya que este comportamiento ha sido analizado y documentado anteriormente (Hawkins *et al.*, 2002; Lim *et al.*, 2006). De esto destaca que cuando los valores de P (en el presente estudio de 2.8 pulgadas) exceden el valor crítico de P, estimado en aproximadamente 2.1 pulgadas con un CN ponderado de 83, los resultados tienden a disminuir si el nivel de abstracción está por debajo del estándar de 0.2S.

Finalmente debe mencionarse que a pesar de que las condiciones ambientales variaron, particularmente las relacionadas con coberturas y usos de suelo, los valores resultantes para cada año evaluado estuvieron entre  $91 \times 10^6 \text{ m}^3$  y  $110 \times 10^6 \text{ m}^3$ , que no se presentan como críticas en esta etapa del estudio.

#### **6.4 Conclusiones**

Con los resultados obtenidos en ambas cuencas y considerando los trabajos previamente realizados en las dos regiones del noroeste de México, se concluye que la interfaz desarrollada para los propósitos de este trabajo de investigación se desempeña como otras herramientas similares que han sido ampliamente utilizadas y documentadas en la literatura científica. Sin embargo, CN-Idris tiene otras ventajas de las que carecen otras herramientas, particularmente su capacidad para incluir datos de entrada en formato raster, que es el formato más común de los datos de cobertura y uso del terreno.

Los resultados obtenidos garantizan que podrán obtenerse valores de escurrimiento en cuencas con condiciones diversas, de manera automatizada, aunque con requerimientos mínimos de manipulación de las imágenes y etiquetas, pero que hacen posible el análisis de series de tiempo en el corto plazo, pudiendo incrementarse de esta manera la información relacionada con el posible manejo del recurso agua. Dados los objetivos del presente trabajo, el desarrollo de esta interfaz permitió un avance positivo, que se verá reflejado en futuros trabajos que integren información inter e intra-anual, incrementándose sustancialmente el número de imágenes a analizar, lo que será posible en el corto plazo al contarse con esta herramienta.

Por otra parte, el software para el cual fue creada este módulo o herramienta (IDRISI), está clasificado como de bajo a moderado costo, haciéndolo accesible para muchos usuarios. El formato raster también permite la estimación pixel por pixel de los valores de CN y escurrimiento superficial, una cualidad que puede ser ventajosa para cuestiones de manejo, aunque la precisión en los cálculos del escurrimiento depende de la resolución del pixel. Además, esta herramienta permite a los usuarios seleccionar entre varias opciones para satisfacer sus necesidades, incluyendo mucho de los escenarios recientemente descritos para el método. Aunque CN-Idris es útil para evaluar el escurrimiento total dentro de una cuenca, esta

herramienta sólo permite a los usuarios estimar uno de los componentes que integran el balance hidrológico. Sin embargo, esta herramienta fue creada en Visual Basic, un lenguaje de programación sencillo, lo que significa que el código fuente está disponible libremente y sin costo. Por lo tanto, es posible hacer mejoras futuras, considerándose como las más inmediatas, la de incorporar nuevas rutinas, como el ajuste de los valores de CN a la pendiente de la cuenca, o agregar módulos extra para promover la transición de CN-Idris como herramienta para la estimación de una variable del balance hídrico (escurrimiento) a otra que sea de utilidad para la evaluación del presupuesto hidrológico en su conjunto.

## **Bibliografía**

- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muttiyah, R.S., Williams, J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment, Part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1): 73–89.
- Beasley, D.B., Huggins, L.F., Monke, E.J., 1980. ANSWERS: A Model for watershed planning. *Transactions of the ASAE*, 23(4): 938-944.
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., Covarrubias-Legaspi, H. O., Hernández-Guzmán, R., 2011. Patrones de escurrimiento en la Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, asociados a cambios de uso del suelo: Una aproximación con el modelo del número de curva. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 63(1): 39-52
- Bhaduri, B., Harbor, J., Engel, B., Grove, M., 2000. Assessing watershed-scale, long-term hydrologic impacts of land use change using a GIS-NPS mode. *Environmental Management*, 26: 643-658.
- DiLuzio, M., Srinivasan, R., Arnold, J.G., 2004. A GIS-Coupled hydrological model system for the watershed assessment of agricultural nonpoint and point sources of pollution. *Transactions in GIS*, 8(1): 113–136.
- Engel, B., Harbor, J., Muthukrishnan, S., Pandey, S., Lim, K.J., Theller, L., 2005. L-THIA NPS. (Long-term hydrologic impact assessment and non point source pollutant model): USA, Purdue University and United States Environmental Protection Agency, manual, 46 p.
- Hawkins, R.H., Jiang, R., Woodward, D.E., Hjelmfelt, A.T., VanMullem, J.E., 2002. Runoff curve number method: examination of the initial abstraction ratio. *Proceedings of the Second Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference*, Las Vegas, Nevada. U.S. Geological Survey, Lakewood, Colorado.
- He, C., 2003. Integration of geographic information systems and simulation model for watershed management. *Environmental Modelling & Software*, 18: 809–813.
- He, C., Shi, C., Yang, C., Agosti, B.P., 2001. A Windows-based GIS-AGNPS interface. *Journal of the American Water Resources Association*, 37: 395–406.

- Hernández-Guzmán, R., Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 2008. Assessment of Runoff Response to Landscape Changes in the San Pedro subbasin (Nayarit, Mexico) using Remote Sensing Data and GIS. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 43(12): 1471–1482
- INEGI, 1995. Estudio hidrológico del Estado de Sinaloa. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México, pp 88.
- INEGI, 2000. Guasave, Estado de Sinaloa. Cuaderno estadístico municipal: México Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México.
- Knisel, W.G. (ed.). 1980. CREAMS: A Field-Scale model for chemical, runoff, and erosion from agricultural management systems. Conservation Research Report 26, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.
- Leonard, R.A., Knisel, W.G., Still, D.A., 1987. GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. *Transactions of the ASAE*, 30(5): 1403–1418.
- Lim, K.J., Engel, B.A., Kim, Y., Bhaduri, B., Harbor, J., 2001. Development of the Long Term Hydrologic Impact Assessment (LTHIA) WWW Systems. In: Stott, D.E., Mohtar, R. H., Steinhardt, G. C. (eds.), *Sustaining the Global farm. Selected papers from the 10<sup>th</sup> International Soil Conservation Organization Meeting*. International Soil Conservation Organization, USDA-ARS National Erosion Research Laboratory and Purdue University. Pp. 1018-1023. USA.
- Lim, K.J., Engel, B.A., Muthukrishnan, S., Harbor, J., 2006. Effects of initial abstraction and urbanization on estimated runoff using CN technology. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(3): 629-643.
- Merkel, W.H., Kaushika, R.M., Gorman, E., 2008. NRCS GeoHydro—A GIS interface for hydrologic modeling. *Computers & Geosciences*, 34: 918–930.
- Miller, S.N., Semmens, D.J., Goodrich, D.C., Hernandez, M., Miller, R.C., Kepner, W.G., Guertin, D.P., 2007. The automated geospatial watershed assessment tool. *Environmental Modelling & Software*, 22: 365-377.
- Mishra, S.K., Singh, V.P., Sansalone, J.J., Aravamuthan, V., 2003. A Modified SCS-CN Method: Characterization and testing. *Water Resources Management*, 17: 37–68.
- Olivera, F., Valenzuela, M., Srinivasan, R., Choi, S., Cho, H., Koka, S., Agrawal, A., 2006. ArcGIS-SWAT: a geodata model and GIS interface for SWAT. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(2): 295-309.
- Patil, J.P., Sarangi, A., Singh, O.P., Singh, A.K., Ahmad, T., 2008. Development of a GIS interface for estimation of runoff from watersheds. *Water Resources Management*, 22: 1221–1239.
- Pullar, D., Springer, D., 2000. Towards integrating GIS and catchment models. *Environmental Modelling & Software*, 15(5): 451–459.
- Shadeed, S., Almasri, M., 2010. Application of GIS-based SCS-CN method in West Bank catchments, Palestine. *Water Science and Engineering*, 3(1): 1-13.

- Shi, Z.H., Chen, L.D., Fang, N.F., Qin, D.F., Cai, C.F., 2009. Research on the SCS-CN initial abstraction ratio using rainfall-runoff event analysis in the Three Gorges Area, China. *Catena*, 77: 1-7.
- Sui, D.Z., Maggio, R.C., 1999. Integrating GIS with hydrological modeling: practices, problems, and prospects. *Computers, Environment and Urban Systems* 23, 33-51.
- USDA, 1986. Urban Hydrology for small watersheds. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Conservation Engineering Division. Technical Release 55. 2nd ed. Washington, D.C.
- USDA, 2004. National Engineering Handbook. Part 630 Hydrology. Chapter 10-Estimation of Direct Runoff from Storm Rainfall. 79 pp.
- Williams, J.R., 1990. The Erosion-Productivity Impact Calculator (EPIC) model: A case history. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 329(1255): 421-428.
- Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D., Anderson, W.P., 1989. AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 44(2): 168-173.
- Zhan, X., Huang, M.L., 2004. ArcCN-Runoff: an ArcGIS tool for generating curve number and runoff maps. *Environmental Modelling & Software*, 19(10): 875-879.

## Capítulo 7. Discusión general

Para los propósitos de esta investigación, la principal fuente de datos corresponde a imágenes de satélite, un insumo que cada vez es más accesible, con mejoras sustanciales en términos de su resolución temporal o frecuencia de registro de la información, resolución espacial o detalle de los objetos observados y otras capacidades técnicas.

Adicionalmente, las herramientas que integra la percepción remota y los sistemas de información geográfica tienen un cubrimiento geográfico global, por lo que ofrecen una buena ventaja por su capacidad para coleccionar, estructurar y analizar información espacial relevante en diferentes intervalos de tiempo y espacio (O'Regan, 1996; Mumby y Edwards, 2000). En particular para este trabajo, el análisis se llevó a nivel de sub-cuenca, que difícilmente podría ser evaluado con otras herramientas. Sin embargo, la aplicación de estas herramientas tiene aún ciertas limitantes, por lo que un trabajo de esta naturaleza requiere de verificación a través de trabajo de campo o el uso de información auxiliar, que permita sustentar adecuadamente el valor de los hallazgos o aportaciones técnicas.

La evaluación de la exactitud es una característica importante de los mapas de cobertura y uso del terreno, no sólo como una guía para mapear la calidad y confiabilidad, sino también para entender la incertidumbre temática y sus posibles implicaciones para el usuario final (Czaplewski, 2003; Rogan *et al.*, 2003). En la literatura se han sugerido varias medidas para describir la exactitud de las clasificaciones de cobertura del terreno; siendo un lugar común la utilización de la proporción global de píxeles clasificados correctamente para todo el mapa, lo que es posible traducir a índices de exactitud global o evaluar a través de pruebas estadísticas incorporadas en la estimación del coeficiente de kappa ( $k$ ), el coeficiente  $\tau$ , las exactitudes de usuario y de productor, y el kappa condicional, entre otras. De acuerdo a Stehman (1997), no se ha alcanzado un consenso sobre qué medidas son adecuadas para un determinado objetivo de evaluación de la exactitud, aunque el estadístico de kappa parece ser favorecido en general.

Rosenfield y Fitzpatrick-Lins (1986) recomendaron “que los coeficientes de kappa y el kappa condicional fueran adoptados en estudios de percepción remota como una medida de la exactitud para un todo y para categorías individuales, respectivamente.” Fitzgerald y Lees (1994) propusieron “que el estadístico de kappa fuera utilizado en lugar de la exactitud global

como un medio para probar la exactitud basados en las matrices de error.” [Fung y LeDrew \(1988\)](#) concluyeron que “los índices de exactitud basados en las exactitudes del productor y la exactitud global tienden a estar sesgados hacia las categorías con el mayor número de muestras,” y recomendaron que  $k$  sea utilizado debido a que “considera todas las celdas de la matriz de error”.

Considerando que no existen estándares de exactitud para escenarios de detección y en función de la literatura analizada, la exactitud de las clasificaciones se evaluó con al menos dos indicadores, siguiendo el procedimiento descrito en [Congalton y Green \(2009\)](#). Los niveles de exactitud global de los mapas para las fechas analizadas estuvieron entre 86% y 88%, con índices de kappa de 0.83 a 0.85, calificadas con un alta concordancia entre la clasificación y los valores de referencia, en una escala de sustancial a casi perfecta según la clasificación de [Landis y Koch \(1977\)](#), lo que es suficiente para el área de estudio debido a que también satisface el mínimo de 85% estipulado por [Anderson \*et al.\* \(1976\)](#). Este nivel de confianza permitió continuar con el análisis, al considerarse representativo del paisaje analizado.

De los resultados del análisis post-clasificadorio que incluyó las fechas de 1990, 2000 y 2005, se confirman los resultados obtenidos por [Hernández-Guzmán \*et al.\* \(2008\)](#) sobre el efecto de las variaciones estacionales en la estimación de las coberturas de terreno en la sub-cuenca ya que las principales diferencias fueron producidas cuando el mapa temático del 2000 fue contrastado con los mapas temáticos de 1990 y 2005. Estas diferencias fenológicas pudieron contribuir en dificultades al momento de la clasificación, y ha sido una fuente común de error en este tipo de trabajos ([Yuan y Elvidge, 1998](#)), ya que incluso en fechas próximas, se pueden presentar disparidades fenológicas debido a la precipitación local y a las variaciones en la temperatura ([Prenzel, 2004](#)). En el presente trabajo, la razón por la que únicamente se compararon las diferencias entre los valores de exactitud para 2000 y 2005 aplicando la prueba estadística de McNemar, fue porque la primera de ellas corresponde a finales de la época de lluvias, mientras que la del 2005 tiene una correspondencia cercana con la de 1990.

Al no encontrar diferencias significativas entre la evaluación de las exactitudes del 2000 y 2005, se asume un error similar en la clasificación de 1990, primera fecha analizada en el presente estudio. Sin embargo, para evitar problemas asociados con diferencias fenológicas

y estacionales, se recomienda utilizar fechas aniversarias, y en caso de sensores pasivos, evitar problemas relacionados con la presencia de nubes.

A fin de evaluar las variaciones en el escurrimiento superficial en la sub-cuenca como consecuencias de cambios en la cobertura y uso del terreno, se tomaron en cuenta diversas consideraciones asociadas con la información meteorológica disponible, por lo que se decidió incluir un evento típico de precipitación para todas las fechas analizadas (Hernández-Guzmán *et al.*, 2008). Siguiendo dicho procedimiento, el cual estandariza la información de entrada para todas las fechas analizadas, se determinó que los cambios de uso del terreno no tuvieron consecuencias serias en el volumen de escurrimiento, similar a lo evidenciado por Berlanga-Robles *et al.*, (2011) en el norte de Sinaloa. De acuerdo con estos autores, las diferencias en los volúmenes de escurrimiento se deben más a las variaciones en la precipitación que a los cambios de cobertura observados, particularmente cuando los mayores cambios, normalmente asociados con la expansión de la frontera agrícola, ocurrieron en fechas previas a las del análisis.

Otra consideración basada en estudios previos, originó que en esta investigación se asignara un valor  $CN= 100$  con máximo escurrimiento a los humedales, dada la naturaleza saturada de los humedales costeros (Bhaduri *et al.*, 2000, Sharma *et al.*, 2001), siendo esta una de las principales diferencias encontradas con el estudio previo de Hernández-Guzmán *et al.*, (2008) que consideraron a los humedales como depósito final por lo que asignaron un valor de  $CN$  de 0 (con escurrimiento nulo), que es también la propuesta del modelo original de  $CN$ .

Con las precisiones anteriores y con los ajustes al modelo de escurrimiento, se adoptó el enfoque propuesto por Leavesley *et al.*, (2002) para la discretización de la sub-cuenca en Unidades de Respuesta Hidrológica y su evaluación del escurrimiento total. Considerando lo mencionado por Flügel (1995) de que no necesariamente deben estar contiguas y espacialmente relacionadas, se determinó un total de 28 URH basados en la cobertura del terreno, la pendiente y el tipo de suelo para estimar la relación precipitación-escurrimiento. Tomando en cuenta que se deseaba utilizar un modelo hidrológico semi-distribuido y que actualmente es poco probable contar con limitaciones de cómputo, se rechazó el concepto introducido por Kouwen *et al.* (1993) que usa “Unidades de Respuesta Agrupadas (GRU)” en un GRID regular para estimar el escurrimiento superficial, para mejorar la eficiencia

computacional. Este concepto fue originalmente propuesto para fines del presente estudio, pero por las razones antes descritas, se adoptó el de URH, que permite mayor precisión en términos de la demarcación geográfica de dichas unidades.

Cabe mencionarse en esta sección, que el análisis de la información documental y el desarrollo de la propia investigación pusieron de manifiesto la carencia de herramientas para evaluar esta variable de manera directa, a partir del análisis de imágenes de satélite en su formato original (raster), por lo que sin que este fuera un compromiso de la presente investigación, se generó una herramienta que se considera de utilidad para futuros trabajos de la naturaleza del presente.

Al respecto hay que mencionar que [Zhan y Huang \(2004\)](#) desarrollaron ArcCN-Runoff para ArcGIS 9.2 de ESRI, afirmando que este procedimiento (utilizado en la presente obra) en formato vector es más preciso en la determinación del número de curva que el cálculo directo con datos en formato raster ya que preserva los detalles de la variación espacial. Sin embargo, considerando que la mayoría de los mapas de cobertura y uso del terreno –uno de los parámetros de entrada para muchos modelos hidrológicos– son obtenidos a partir del procesamiento de imágenes en formato raster, como parte adicional al trabajo de tesis se diseñó y programó una herramienta que permite la estimación de mapas de números de curva y de valores de escurrimiento de manera automatizada con la aplicación de datos en formato raster ([Hernández-Guzmán et al., 2011](#)). La herramienta fue contrastada con resultados publicados en estudios previos por [Hernández-Guzmán et al. \(2008\)](#) y [Berlanga-Robles et al. \(2011\)](#).

Los resultados en ambos casos registraron diferencias menores de 1% entre sí, por lo que no hay elementos suficientes para afirmar mayor precisión del formato vector contra el raster, y se atribuye la precisión en los cálculos del escurrimiento a la escala y la resolución de los datos de entrada. La razón por la que los cálculos de toda la presente obra no incluyen la utilización de este software, es porque éste fue programado con la metodología desarrollada y la experiencia acumulada durante todo el desarrollo de la tesis.

Para concluir con el desarrollo del modelo hidrológico siguiendo un enfoque espacialmente explícito, también hubo necesidad de realizar ajustes metodológicos, pues son escasas las referencias al respecto. A pesar de que existen estudios previos sobre el uso de

percepción remota para la estimación de la evapotranspiración (ET) en cultivos de algodón y trigo en el noroeste de México (Garatuza-Payan *et al.*, 2001; Garatuza-Payan y Watts, 2005), la estimación del albedo, como paso previo para la determinación de la ET, no es adecuadamente descrita y la asignación de un valor constante de 0.25, por arriba del 0.23 recomendado por FAO (Allent *et al.*, 1998), carece de un fundamento técnico adecuadamente descrito. Por lo anterior y considerando los escasos antecedentes del tema en México, se considera que el enfoque utilizado en el presente estudio es adecuado para la estimación del albedo superficial, asignando valores específicos para cada tipo de cobertura y no un valor constante, que permite seguir la dinámica de los humedales durante el año, con los respectivos cambios debidos al surgimiento y senescencia de la vegetación dominante (Drexler *et al.*, 2004). El valor promedio encontrado en este trabajo para el albedo (0.11), que se encuentra ligeramente por debajo del valor de 0.2 reportado por Jacobs *et al.*, (2000), se consideró aceptable dada la concordancia con los valores de albedo en la literatura para humedales (Matthews, 1984; Loescher *et al.*, 2005), o cercano a 0.14 reportado para un bosque tropical próximo al área de estudio (Lizarraga-Celaya *et al.*, 2010).

Finalmente, el balance pudo determinarse al generarse valores de la ET potencial a lo largo de un ciclo anual (con sus limitaciones), pudiendo determinarse los cambios estacionales que variaron de 4.38 mm día<sup>-1</sup> para el mes de octubre a 8.1 mm día<sup>-1</sup> para el mes de abril, con un valor promedio para todas las fechas analizadas de 5.78 mm día<sup>-1</sup>; este valor está en el rango de valores reportados en la literatura para humedales que va de 4 a 8.7 mm día<sup>-1</sup> (Jacobs *et al.*, 2002; Sánchez-Carrillo *et al.*, 2004; Melesse *et al.*, 2006; Melesse *et al.*, 2009). De acuerdo a Chen *et al.*, (2005), este patrón espacial de ET no solo está relacionado con los patrones de vegetación sino que también es influenciado por la topografía y la energía disponible. Por la naturaleza saturada de los humedales y su posición en el paisaje, la dinámica temporal del manto freático también es controlada por la topografía durante un evento de precipitación dado. Por lo anterior, mapear ET sin tomar en cuenta esta influencia es probable que conduzca a errores a diferentes escalas de tiempo y deben ser consideradas en estudios futuros.

A pesar de las limitaciones del modelo, tanto hidrológico como de balance de agua, se permitió un avance positivo y, similar a lo obtenido por [Chen y Zhao \(2011\)](#) para humedales en China, los resultados demuestran que los modelos hidrológicos simples, basados en el método del número de curva, son capaces de simular los flujos de entrada en el ciclo hidrológico y estos valores son apropiados como entrada en las ecuaciones de balance de agua.

En el presente estudio, con la integración de datos de PR con un modelo hidrológico simple, fue posible relacionar el régimen de agua con cambios en la cobertura y uso del terreno y con base a esto, llegar a una aproximación en la estimación de los requerimientos de agua para el manejo y conservación de los humedales costeros de la sub-cuenca río San Pedro, Nayarit, México.

### **Bibliografía**

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56.
- Anderson, J.R., Hardy, E.E., Roach, J.T., Witmer, R.E., 1976. A land-use and land-cover classification system for use with remote sensor data. US Geological Survey Professional Paper 964, Washington, DC.
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., Covarrubias-Legaspi, H.O., Hernández-Guzmán, R., 2011. Patrones de escurrimiento en la Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, Sinaloa, asociados a cambios de uso del suelo: Una aproximación con el modelo del número de curva. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 63(1): 39-52
- Bhaduri, B., Harbor, J., Engel, B., Grove, M., 2000. Assessing watershed-scale, long-term hydrologic impacts of land use change using a GIS-NPS mode. *Environmental Management*, 26: 643-658.
- Chen, J.M., Chen, X., Ju, W., Geng, X., 2005. Distributed hydrological model for mapping evapotranspiration using remote sensing inputs. *Journal of Hydrology*, 305: 15-39
- Chen, H., Zhao, Y.W., 2011. Evaluating the environmental flows of China's Wolonghu wetland and land use changes using a hydrological model, a water balance model, and remote sensing. *Ecological Modelling*, 222: 253-260
- Congalton, R.G., Green, K., 2009. *Assessing the accuracy of remote sensed data: Principles and practices*, Second edition, CRC Press, Florida, pp. 183
- Czaplewski, R.L., 2003. Accuracy assessment of maps of forest condition: statistical design and methodological considerations. En: *Wulder, M.A., Franklin, S.E. (Eds.), Remote Sensing of Forest Environments: Concepts and Case Studies*, Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 115-140.

- Drexler J.Z., Snyder, R.L., Spano, D., Paw-U, K.T., 2004. A review of models and micrometeorological methods used to estimate wetland evapotranspiration. *Hydrological Processes*, 18:2071–2101
- Fitzgerald, R.W., Lees, B.W., 1994. Assessing the classification accuracy of multisource remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*, 47(3): 362-368
- Flügel, W.A., 1995. Delineating hydrological response units by Geographical Information System analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the River Bröl. Germany. *Hydrological Processes*, 9: 432–436.
- Fung, T., LeDrew, E.F., 1988. The determination of optimal threshold levels for change detection using various accuracy indices. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54:1449-1454
- Garatuza-Payan, J., Shuttleworth W.J., Pinker, R.T., 2001. Satellite measurements of solar radiation in the Yaqui Valley, northern Mexico. *Geofísica Internacional*, 40(3): 207-218
- Garatuza-Payan, J., Watts, C.J., 2005. The use of remote sensing for estimating ET of irrigated wheat and cotton in Northwest Mexico. *Irrigation and Drainage Systems*, 19: 301–320
- Hernández-Guzmán, R., Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 2008. Assessment of Runoff Response to Landscape Changes in the San Pedro subbasin (Nayarit, Mexico) using Remote Sensing Data and GIS. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 43(12): 1471—1482
- Hernández-Guzmán, R., Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., 2011. CN-Idris: AN IDRISI tool for generating curve number maps and for estimation of direct runoff. *Environmental Modelling & Software*, DOI: 10.1016/j.envsoft.2011.07.006
- Jacobs, J.M., Myers, D.A., Anderson, M.C., Diak, G.R., 2000. GOES surface insolation to estimate wetlands evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, 266: 53–65
- Jacobs, J.M., Mergelsberg, S.H., Lopera, F.A., Myers, D.A., 2002. Evapotranspiration from a wet prairie wetland under drought conditions: Paynes prairie preserve, Florida, USA. *Wetlands*, 22(2): 374-385
- Kouwen, N., Soulis, E.D., Pietroniro, A., Donald, J., Harrington, R.A., 1993. Grouped response units for distributed hydrologic modeling. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 119(3): 289-305.
- Landis, J.R., Koch, G.G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1): 159-174
- Leavesley, G.H., Markstrom, S.L., Restrepo, P.J., Viger, R.J., 2002. A modular approach to addressing model design, scale, and parameter estimation issues in distributed hydrological modeling. *Hydrological Processes*, 16: 173–187.
- Lizárraga-Celaya, C., Watts, C.J., Rodríguez, J., Garatuza-Payán, J., Scott, R.L., Saíz-Hernández, J., 2010. Spatio-temporal variations in surface characteristics over the North American Monsoon region. *Journal of Arid Environments*, 74: 540–548
- Loescher, H.W., Gholz, H.L., Jacobs, J.M., Oberbauer, S.F., 2005. Energy dynamics and modeled evapotranspiration from a wet tropical forest in Costa Rica. *Journal of Hydrology*, 315: 274–294

- Mathews, E., 1984. Prescription of land-surface boundary conditions in GISS GCM II: A simple method based on fine resolution data bases. NASA Tech. Memo. 86096, June 1984, 21 pp.
- Melesse, A.M., Oberg, J., Nangia, V., Beeri, O., Baumgartner, D., 2006. Spatiotemporal dynamics of evapotranspiration at the Glacial Ridge prairie restoration in northwestern Minnesota. *Hydrological processes*, 20: 1451-1464
- Melesse, A.M., Abteu, W., Dessalegne, T., 2009. Evaporation Estimation of Rift Valley Lakes: Comparison of Models. *Sensors*, 9: 9603-9615
- Mumby, P.J., Edwards, A.J., 2000. Remote sensing objectives of coastal managers. En: Green E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards and C. D. Clark (Eds.), *Remote sensing handbook for tropical coastal management*. Coastal Management Sourcebooks 3, UNESCO, Paris. pp. 31-39
- O'Regan, P.T., 1996. The use of contemporary information technologies for coastal research and management – A review. *Journal of Coastal Research*, 12: 192-204.
- Prenzel, B., 2004. Remote sensing-based quantification of land-cover and land-use change for planning. *Progress in Planning*, 61: 281–299.
- Rogan, J., Miller, J., Stow, D., Franklin, J., Levien, L., Fischer, C., 2003. Land cover change mapping in California using classification trees with Landsat TM and ancillary data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 69(7): 793–804.
- Rosenfield, G.H., Fitzpatrick-Lins, K., 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52(2): 223-227.
- Sánchez-Carrillo, S., Angeler, D.G., Sánchez-Andrés, R., Alvarez-Cobelas, M., Garatuza-Payán, J., 2004. Evapotranspiration in semi-arid wetlands: relationships between inundation and the macrophyte-cover: open-water ratio. *Advances in Water Resources* 27: 643–655.
- Sharma, T., Satya-Kiran P.V., Singh, T.P., Trivedi, A.V., Navalgund, R.R., 2001. Hydrologic response of a watershed to land use changes: a remote sensing and GIS approach. *International Journal of Remote Sensing*, 22(11): 2095–2108.
- Stehman, S.V., 1997. Selecting and Interpreting Measures of Thematic Classification Accuracy. *Remote Sens. Environ*, 62: 77-89.
- Yuan, D., Elvidge, C., 1998. NALC Land Cover Change Detection Pilot Study: Washington D.C Area Experiments. *Remote Sensing of Environment*, 66:166-178.
- Zhan, X., Huang, M.L., 2004. ArcCN-Runoff: an ArcGIS tool for generating curve number and runoff maps. *Environmental Modelling & Software*, 19: 875–879.

## **Capítulo 8. Conclusiones**

Los resultados demuestran que con la integración de datos de percepción remota con un modelo de balance hidrológico simple, es posible enlazar el régimen hidrológico del humedal con cambios en los patrones de cobertura del terreno y la precipitación, pudiendo además especificarse el balance por tipo de cobertura.

El área estimada para las coberturas de humedales, se ha mantenido estable (de 1990 a 2005), aunque a nivel de clase han manifestado una importante dinámica, particularmente para el caso de superficies acuáticas que llegan a triplicar su extensión dependiendo de la fecha de adquisición de la imagen.

A nivel de cuenca, la estructura del paisaje no fue modificada sustancialmente dentro del periodo de estudio debido a que algunas de las principales coberturas naturales (vegetación natural, marismas, manglar) han permanecido con escasa variación en su extensión.

Dado que se consideró el mismo valor de precipitación (P) para todos los cálculos, se concluye que no existe evidencia de que los cambios de uso del terreno estén afectando de manera importante el volumen de escurrimiento en la sub-cuenca.

Con el modelo hidrológico semi-distribuido se logró delimitar un total de 28 unidades de respuesta hidrológica, siendo las unidades asociadas a vegetación natural las más representativas.

Gracias al análisis intra-anual de los humedales costeros fue posible caracterizar el régimen hidrológico representado por pulsos de inundación.

Se encontró un valor promedio de aproximadamente 0.11 para el albedo superficial y aunque mostró pequeñas variaciones estacionales para cada cobertura, se encuentra dentro de los valores reportados en la literatura para este tipo de ambientes. A partir de la estimación de este

importante parámetro se determinó un valor promedio de la evapotranspiración que es coherente con otros estudios similares realizados sobre humedales.

Aun considerando la inconsistencia de datos y las limitaciones técnicas con algunas escenas satelitales, se obtuvieron adecuadas representaciones de la ET para la zona en su conjunto, encontrándose una situación de estrés hídrico que coincide con la variación estacional, siendo más evidente al inicio de año, en la época de secas.

Se propone el análisis de la variación temporal de la ET, como una herramienta para la asignación de agua, que de forma diferencial pueda mantener la estructura de los ecosistemas estudiados, en el caso inminente de que se represe el río San Pedro.

Con base en los resultados obtenidos para el año 2008, se estima que durante la época de lluvias, el caudal requerido por los humedales para mantenerse en condiciones similares a las actuales se encuentra entre 40% y 50% de la precipitación calculada, lo que debe confirmarse con futuras evaluaciones considerando las limitantes técnicas encontradas con el juego utilizado de imágenes.

## ANEXO I

### Estimación de evapotranspiración con el modelo FAO Penman-Monteith

La determinación del balance hídrico se basa en el principio de conservación de masas, que involucra el almacenamiento y flujos del agua, siendo la evapotranspiración (ET) una de las variables de salida del modelo, si bien su estimación o evaluación no es un proceso simple o que pueda hacerse directamente, particularmente a nivel paisaje. Para determinarla experimentalmente se requieren aparatos específicos (tanques de evaporación, evaporímetros) y mediciones precisas de varios parámetros físicos (radiación neta, calor latente de vaporización, resistencia aerodinámica de la vegetación y de la superficie) o el balance del agua del suelo en lisímetros, también conocidos como evapotranspirómetros. Los métodos experimentales de campo, que miden la evapotranspiración de manera puntual, son en general caros, exigen alta precisión en las mediciones y requieren de personal altamente capacitado para el apropiado registro y análisis de los datos. A pesar de que estos procedimientos no son apropiados para mediciones de rutina, siguen siendo importantes para la evaluación de las estimaciones de ET obtenidas con otros métodos indirectos.

Aunque existen diversos métodos para estimar la ET, ya sea de manera directa con evaporímetros o a través de diversos métodos incluidos los empíricos (Sokolov y Chapman, 1981), la fórmula de FAO Penman-Monteith es ampliamente recomendada como el método estándar para estimar la evapotranspiración de referencia (ET<sub>o</sub>), con validez mundial en los diferentes tipos de clima (Allen *et al.*, 1998) por proveer resultados más consistentes para el uso real del agua. Este método ha sido comprobado fehacientemente por organismos especializados, incluyendo la Organización Meteorológica Mundial (Guevara-Díaz, 2006). Quizás uno de los mayores atributos de la fórmula FAO Penman-Monteith es que permite estimar la ET<sub>o</sub> únicamente en función de los siguientes elementos meteorológicos: radiación solar neta, temperatura del aire, velocidad del viento y tensión de vapor del agua.

La ET<sub>o</sub> expresa el poder de evaporación de la atmósfera en una localidad y época del año específicas y no considera ni las características de la cobertura vegetal, ni los factores del suelo. Desde este punto de vista, el método FAO Penman-Monteith se recomienda como el único método de determinación de ET<sub>o</sub> con parámetros climáticos, lo cual lo hace atractivo

para la estimación de esta variable a nivel de paisaje y con la aplicación de técnicas de percepción remota, a través de las cuales pueden estimarse algunos de los valores de entrada del método. Por tales características, aunado al hecho de que tiene bases físicas sólidas e incorpora explícitamente parámetros fisiológicos y aerodinámicos, este método ha sido seleccionado debido a que aproxima de una manera cercana la ETo de cualquier localidad evaluada. Por otra parte, el método se ha optimizado a partir de que [Allen et al., \(1998\)](#) han desarrollado procedimientos para la estimación de los parámetros climáticos que son requeridos por el modelo.

De acuerdo con la propuesta de los autores antes citados, se describe a continuación la fórmula de FAO Penman-Monteith, identificando sus términos y componentes, así como las distintas maneras de estimar algunos de los datos meteorológicos requeridos cuando no se encuentran disponibles, lo que da al modelo ventajas adicionales para su aplicación, aún en condiciones limitadas de accesibilidad de las observaciones meteorológicas en el sitio deseado.

$$\left\{ \begin{array}{l} ET_o = \frac{0.408 \Delta (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + 0.34 u_2)} \\ \Delta = \frac{4098 * \left[ 0.6108 * \exp\left(\frac{17.27 * T}{T + 237.3}\right) \right]}{(T + 237.3)^2} \\ \gamma = 0.665 * 10^{-3} * P \\ e^o(T) = 0.6108 * \exp\left[\frac{17.27 * T}{T + 237.3}\right] \\ e_s = \frac{e^o(T \text{ max}) + e^o(T \text{ min})}{2} \\ e_a = e^o(T_{\text{min}}) = 0.611 * \exp\left[\frac{17.27 * T_{\text{min}}}{T_{\text{min}} + 237.3}\right] \end{array} \right.$$

En el modelo  $ET_o$  representa la evapotranspiración de referencia ( $\text{mm día}^{-1}$ ),  $\Delta$  la pendiente de la curva de presión de vapor ( $\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$ ),  $R_n$  la radiación neta en la superficie ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ),

G el flujo del calor de suelo ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ),  $R_n - G$  la energía disponible ( $\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ),  $\gamma$  es la constante psicrométrica ( $\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$ ),  $T$  es la temperatura media del aire a 2 m de altura ( $^\circ\text{C}$ ),  $u_2$  es la velocidad del viento a 2 m de altura ( $\text{m s}^{-1}$ ),  $e_s$  es la presión de vapor de saturación (kPa),  $e_a$  es la presión real de vapor (kPa) y  $e_s - e_a$  es el déficit de presión de vapor (kPa).  $P$  es la presión atmosférica (kPa), y  $e^0$  es presión de saturación de vapor a la temperatura del aire (kPa).

Dado que el proceso de evaporación de agua requiere cantidades relativamente altas de energía, ya sea en la forma de calor sensible o de energía radiante, el proceso de ET es controlado por el intercambio de energía en la superficie de la vegetación y es limitado por la cantidad de energía disponible. Debido a esta característica, es posible predecir la evapotranspiración aplicando el principio de conservación de energía, asumiendo que la energía que llega a la superficie debe ser igual a la energía que sale de la superficie en el mismo periodo de tiempo (Allen *et al.*, 1998).

De acuerdo a lo formulado arriba, todos los flujos de energía deben ser considerados cuando se deriva una ecuación de balance de energía (Allen *et al.*, 1998; Sánchez-Martínez, 2002; Loescher *et al.*, 2005). A través de esta ecuación se establece el equilibrio termodinámico entre los procesos de transporte turbulento en la atmósfera y los procesos laminares en el sub-suelo (Yao *et al.*, 2010). Con estas precisiones, la ecuación para una superficie de evaporación se puede escribir como:

$$R_n - G - \lambda ET - H = 0$$

donde  $R_n$  es la radiación neta,  $H$  es el calor sensible,  $G$  es el flujo de calor del suelo, y  $\lambda ET$  es el flujo de calor latente. Los distintos términos pueden ser positivos o negativos. Cuando  $R_n$  es positiva, proporciona energía a la superficie y cuando  $G$ ,  $\lambda ET$  y  $H$  son positivos retiran energía de la superficie.

En la ecuación de  $R_n$ , solamente se consideran flujos verticales y se ignora la tasa neta de energía que se transfiere horizontalmente por advección. Por lo tanto la ecuación se aplica solamente a superficies grandes y extensas, con coberturas homogéneas. Como se observa arriba, la ecuación está restringida a cuatro componentes, sin considerar otras formas de

energía, tal como el calor almacenado y liberado de la planta, o la energía utilizada en actividades metabólicas. Estos términos solo utilizan una pequeña fracción de la radiación solar diaria y pueden ser considerados despreciables cuando se comparan con los otros cuatro componentes.

De los anteriores, el flujo de calor latente ( $\lambda ET$ ) representa la fracción de la evapotranspiración que puede ser derivada de la ecuación del balance de energía si todos los otros componentes son conocidos. La radiación neta ( $R_n$ ) y el flujo de calor del suelo ( $G$ ) pueden ser medidos o estimados en función de parámetros climáticos. Por el contrario la medición del calor sensible ( $H$ ) es compleja y sus valores no pueden obtenerse fácilmente. La determinación de  $H$  incluye mediciones precisas de los gradientes de temperatura por encima de la superficie.

De los anteriores,  $R_n$  se genera como la diferencia entre la radiación neta de onda corta ( $R_{ns}$ ) y la radiación neta de onda larga ( $R_{nl}$ ):

$$R_n = R_{ns} - R_{nl}$$

La cantidad de emisión de energía de onda larga se expresa cuantitativamente por la ley de Stefan-Boltzmann, resultando importante resaltar que los valores de radiación se ven afectados por algunos de los componentes presentes en la atmósfera. El vapor de agua, las nubes, el dióxido de carbono y el polvo absorben y emiten radiación de onda larga. Como la humedad y la nubosidad tienen un papel importante, la ley de Stefan-Boltzmann se corrige para estos dos factores, de tal modo que se asume que las concentraciones de los otros factores de absorción de radiación son constantes:

$$R_{nl} = \sigma \left[ \frac{T_{\max, K^4} + T_{\min, K^4}}{2} \right] \left( 0.34 - 0.14 \sqrt{e_a} \right) \left( 1.35 \frac{R_s}{R_{so}} - 0.35 \right)$$

Donde:

$R_{nl}$  Radiación neta de onda larga [ $\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ]

$\sigma$	Constante de Stefan-Boltzmann [ $4.903 \times 10^{-9} \text{ MJ K}^{-4} \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ]
$T_{\text{max,K}}$	Temperatura máxima absoluta durante un periodo de 24 horas [ $\text{K} = ^\circ\text{C} + 273.16$ ]
$T_{\text{min,K}}$	Temperatura mínima absoluta durante un periodo de 24 horas [ $\text{K} = ^\circ\text{C} + 273.16$ ]
$e_a$	Presión de vapor real [kPa]
$R_s/R_{s0}$	Radiación relativa de onda corta (valores $\leq 1.0$ )
$R_s$	Radiación solar medida o calculada [ $\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ]
$R_{s0}$	Radiación en un día despejado [ $\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ]

Comúnmente, en la ecuación de Stefan-Boltzmann se utiliza el promedio de la temperatura máxima y mínima elevado a la cuarta potencia. El término  $(0,34-0,14\sqrt{e_a})$  expresa la corrección para la humedad del aire y será más pequeño con valores más elevados de humedad, por lo que esta condición ambiental también tiene efecto sobre el resultado final de la estimación de la ET. El efecto de la nubosidad se expresa por  $[1.35*(R_s/R_{s0}) - 0.35]$ . El término llega a ser más pequeño con mayor nubosidad y por lo tanto  $R_s$  disminuye. De manera general, cuanto más pequeños son los términos de corrección, más pequeño es el flujo saliente neto de radiación de onda larga.

Con respecto a la radiación neta de onda corta resultante del equilibrio entre la radiación solar entrante y la reflejada, ésta está dada por:

$$R_{ns} = (1 - \alpha) * R_s$$

Donde  $R_{ns}$  es la radiación neta solar o de onda corta [ $\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ],  $\alpha$  albedo o coeficiente de reflexión [adimensional],  $R_s$  radiación solar entrante [ $\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ].

En la fórmula, el valor del albedo está afectado por la porción del suelo cubierta por la vegetación, así como por la humedad presente en la superficie del suelo. El albedo de las superficies del cultivo y suelo afectan el valor de la radiación neta de la superficie,  $R_n$ , la cual constituye la fuente principal de energía para el proceso de evapotranspiración, por lo que se asume una relación directa entre el albedo y la ET.

## **Consideraciones finales**

Los principales parámetros climáticos que afectan la evapotranspiración son la radiación solar, la temperatura del aire, la humedad atmosférica y la velocidad del viento, que en términos generales tienen un efecto directo sobre la evaporación, ya sea activándola o reduciéndola dependiendo de los valores que alcancen. De igual manera, el tipo de vegetación y la etapa de desarrollo deben ser considerados cuando se evalúa la evapotranspiración en áreas grandes. Las diferencias en la resistencia a la transpiración, la anatomía de las hojas, características de los estomas, las propiedades aerodinámicas, la altura de la cobertura vegetal, la rugosidad, el reflejo, la cobertura del suelo, e incluso el albedo dan lugar a diferentes niveles de ET aun cuando se evalúe bajo condiciones atmosféricas idénticas.

Los factores como la salinidad o baja fertilidad del suelo, presencia de horizontes duros o impenetrables en el suelo y el mal manejo puede limitar el desarrollo de la cobertura vegetal y reducir la evapotranspiración, limitándose al proceso de evaporación. Por otra parte, el efecto del contenido en agua en el suelo sobre la ET está determinado primeramente por la magnitud del déficit hídrico y por el tipo de suelo, que a su vez también tiene efecto sobre la respuesta espectral recibida por los satélites. Por otra parte, demasiada agua en el suelo dará lugar a la saturación de éste lo cual puede dañar el sistema radicular de las plantas y reducir su capacidad de extraer agua del suelo por la inhibición de la respiración (Allen *et al.*, 1998).

A pesar de la aparente complejidad, la ecuación FAO-Penman-Monteith es una fórmula simplificada, puesto que en ella son constantes: el albedo y la resistencia superficial de la cobertura; la densidad del aire y el calor latente de vaporización.

## **Bibliografía**

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56.
- Guevara-Díaz, J.M., 2006. La fórmula de Penman-Monteith FAO 1998 para determinar la evapotranspiración de Referencia, ETo. Terra, Vol. XXII (31): 31-72.
- Loescher, H.W., Gholz, H.L., Jacobs, J.M., Oberbauer, S.F., 2005. Energy dynamics and modeled evapotranspiration from a wet tropical forest in Costa Rica. Journal of Hydrology, 315: 274–294

- Sánchez-Martínez, M., 2002. Modelos y aproximaciones para la estimación de la Evapotranspiración con información Satelital. *Revista de Geografía Norte Grande*, 29: 107-120.
- Sokolov, A.A., Chapman, T.C., 1981. Métodos de cálculo del balance hídrico. *Guía internacional de métodos de investigación (versión en Español)*. Instituto de Hidrología de España-UNESCO, 191 pp
- Yao, W., Han, M., Xu, S., 2010. Estimating the regional evapotranspiration in Zhalong wetland with the Two-Source Energy Balance (TSEB) model and Landsat/ETM+ images. *Ecological Informatics*, 5: 348-358.