

EFECTO DEL CAMBIO EN EL USO DE SUELO
SOBRE LA DINÁMICA HIDROLÓGICA
Y CALIDAD DE AGUA EN EL TRÓPICO HÚMEDO
DEL CENTRO DE VERACRUZ, MÉXICO

LYSSETTE E. MUÑOZ VILLERS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA



Casa abierta al tiempo

**Efecto del cambio en el uso del suelo sobre la dinámica
hidrológica y calidad de agua en el trópico húmedo
del centro de Veracruz, México**

TESIS

Que para obtener el grado de
Doctor en Ciencias Biológicas

PRESENTA

M. en C. Lyssette Elena Muñoz Villers

Comité tutorial:

Dr. Francisco Gutiérrez Mendieta

Dr. Miguel Eduardo Equihua Zamora

Dr. Jorge López Blanco

Julio de 2008

“El Doctorado en Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma Metropolitana pertenece al Padrón de Posgrados de Excelencia del CONACyT y además cuenta con apoyo del mismo Consejo, con el convenio PFP-20-93”.

El jurado designado por las Divisiones de Ciencias Biológicas y de la Salud
de las Unidades Iztapalapa y Xochimilco
aprobó la tesis que presentó

Lyssette Elena Muñoz Villers

El día 11 de julio del año de 2008

Jurado:

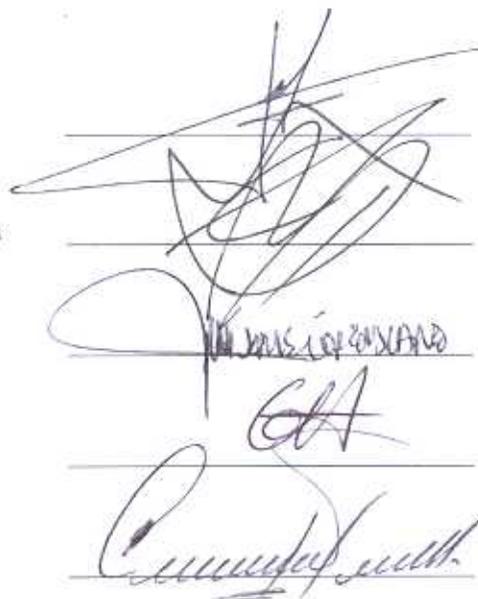
Cotutor: Dr. Francisco Gutiérrez Mendieta

Cotutor: Dr. Miguel Eduardo Equihua Zamora

Asesor: Dr. Jorge López Blanco

Sinodal: Dra. Gabriela Vázquez Hurtado

Sinodal: Dr. Conrado de Jesús Tobón Marín



The image shows four handwritten signatures on a lined background, corresponding to the names listed on the left. The signatures are written in black ink. The first signature is the most complex and scribbled. The second signature is more legible and appears to be 'MIGUEL EDUARDO EQUIHUA ZAMORA'. The third signature is a stylized 'JL'. The fourth signature is a cursive signature that appears to be 'CONRADO DE JESUS TOBON MARIN'.

Agradecimientos

.... Agradezco profundamente a la vida por colocarme en el campo de la investigación y brindarme la oportunidad de descubrir todo un mundo nuevo y fascinante.

Mi más grande agradecimiento al Dr. Miguel Equihua, por su interés, entusiasmo, visión, confianza, apoyo, tiempo y aportaciones a este trabajo. Mil gracias!. Al Dr. Francisco Gutiérrez le agradezco su compromiso, apoyo y contribuciones para mejorar el manuscrito. Al Dr. Jorge López-Blanco le agradezco mucho su experiencia en el campo de los SIGs, apoyo, colaboración y aportaciones a este trabajo.

Extiendo un especial agradecimiento al Dr. Conrado Tobón por aceptar acompañarme en esta investigación en los últimos cuatro-cinco años, y ser a lo largo de éstos una gran persona y maestro. Le agradezco mucho en particular su apoyo en la instrumentación de las cuencas, diseño experimental y análisis de datos.

Le agradezco a la Dra. Gabriela Vázquez por todo el apoyo otorgado por parte del proyecto CONACyT a esta investigación. Así como por las revisiones y aportaciones hechas para la mejora de este documento.

A Friso le agradezco infinitamente por haber llegado a mi vida. Tu gran corazón, apoyo, comprensión y alegría han sido siempre un motor para seguir adelante.

Mi más sincero agradecimiento a la Mtra. Griselda Benítez por el apoyo brindado, sin el cual parte de la instrumentación en cuencas no habría sido posible. También le agradezco el

espacio de trabajo dentro del Depto. de Ecología Aplicada del Instituto de Ecología, A.C. (INECOL), así como también las facilidades otorgadas para el buen desarrollo de esta investigación.

A Friso, Martín Gómez y Enrique Meza por haber sido solidarios compañeros de batalla. Sin lugar a duda, nos tocó hacer un trabajo de campo de lo más pesado recompensado por la experiencia de estar al interior de un bosque mesófilo muy bello, por lo que estoy segura que “La Cortadura” será un nombre y lugar que difícilmente olvidaremos.

Extiendo un especial reconocimiento al Sr. Ignacio Contreras, quién estuvo al frente del programa FIDECOAGUA en sus inicios, por su valiosa labor de gestión con el H. Ayuntamiento de Coatepec para poder trabajar en la Reserva Natural “La Cortadura”. Así también, agradezco su cooperación incondicional en beneficio de este proyecto.

Agradezco también a la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR-Golfo Centro) y al H. Ayuntamiento de Coatepec del estado de Veracruz, por proporcionarnos las imágenes de satélite Landsat y las imágenes Quick Bird de alta resolución del 2003.

Quiero expresar un gran agradecimiento a Leonides, Eusebia, Jerónimo, Sabino y José Luis Martínez por abrimos las puertas de su hogar. La convivencia, disposición, sus deseos de progresar y aprender junto con nosotros hicieron amena y productiva la investigación en campo. Extiendo un especial reconocimiento a Jerónimo, a quién vi crecer y convertirse en un jovencito, por su apoyo en las campañas de muestreo hidrológico y colecta de agua por más de un año. De manera general, a los vecinos de Loma Alta, Coatepec, Ver., por su ayuda en las cuestiones logísticas. Muchas gracias a todos, nuevamente!

A los hermanos Benito y Bernardo Villa por los permisos otorgados para trabajar en su pastizal por tres años, además de su confianza, buena disposición y generosidad.

A Cristian Delfín por su apoyo logístico y técnico para la construcción de los vertederos e instrumentación de los sitios. A Aldhar Keyes Pulido, por su interés y apoyo en la construcción de las parcelas y colocación de instrumentos cuando todo aquello era aún nuevo para mí. Al maestro de obras Arturo Aguilar por su excelentísimo trabajo en la construcción de los vertederos en los ríos.

Agradezco enteramente el apoyo y asesoría brindada por la Qfb. Ariadna Martínez Virués y el M. en C. Javier Tolome Romero durante mi estancia en el laboratorio del Depto. de Ecología Funcional del INECOL.

A los biólogos Israel Acosta y René Palestina por su apoyo en la colecta de especies en campo e identificación de las especies vegetales en el herbario XAL del INECOL.

A mi familia que a pesar de la distancia siempre estuvieron junto a mí. Los quiero mucho!.

Y a los amigos y compañeros de ayer y hoy, Tere Pulido, Miriam Ramos, Adriana Flores, Pita Méndez, Edgard Téllez, Josie Geris, Víctor Vásquez, Octavio Pérez, Norman Mercado, Octavio Rojas, Cecilia Díaz y Beatriz Marín por hacer estos años divertidos.

Resumen

La cuenca alta del río La Antigua (1,325 km²), ubicada en la vertiente oriental de la cordillera Cofre de Perote- Pico de Orizaba (región central de Veracruz, México), es una región biodiversa e hidrológica importante, la cual abastece de agua a ciudades como Xalapa y Coatepec, y sostiene en sus partes bajas actividades agrícolas, recreativas, de pesca, entre otras. El bosque mesófilo de montaña (BMM), tipo de vegetación dominante en esta región, es un ecosistema de alto valor por los servicios hidrológicos. A pesar de ello, estos bosques han sido poco valorados. Su deforestación causada por la expansión de actividades agropecuarias, ha reducido drásticamente sus superficies en los últimos treinta años. Con el propósito de detener estas tendencias, el programa de Pago por Servicios Ambientales Hidrológicos (PSAH) fue creado y puesto en marcha en el año 2002, por iniciativa de la sociedad civil, Ayuntamiento de Coatepec, gobierno del estado de Veracruz y la CONAFOR, como una estrategia dirigida a proteger las superficies de BMM no comerciales mediante un esquema de incentivos a propietarios privados y ejidales, con el fin de asegurar la generación de servicios ambientales de estos bosques, en particular la provisión y mantenimiento de agua de buena calidad a pobladores ubicados en la parte baja de la montaña.

El conocimiento científico en relación al comportamiento hidrológico y fisicoquímico del BMM y sus efectos por el cambio a otros usos de suelo en cabeceras de cuencas es escaso. En México, los estudios en este tema son prácticamente inexistentes. De manera que la presente investigación se llevó a cabo en microcuencas cubiertas por BMM (maduro y secundario) y pastizal ubicadas en la parte alta de la cuenca del río La Antigua, Ver., con los siguientes objetivos: 1) Conocer la distribución y cambios en el uso de suelo en la cuenca alta del río La Antigua durante el periodo 1990 - 2003; 2) Evaluar los efectos hidrológicos derivados de la

perturbación del bosque mesófilo de montaña y su conversión a pastizal, específicamente en el patrón y distribución estacional y anual de los caudales (escurrimientos rápidos y flujos base) a escala de microcuencas.; y 3) Analizar el efecto del uso del suelo en la dinámica y exportación hidrológica de solutos en los ríos.

A nivel de paisaje (cuenca alta), se analizaron los cambios ocurridos en la vegetación y uso de suelo durante el periodo 1990 - 2003 mediante imágenes de satélite Landsat TM utilizando SIG y técnicas de percepción remota. La caracterización de la heterogeneidad ambiental de la cuenca involucró el entrenamiento de un gran número de píxeles en el proceso de clasificación supervisada de las imágenes. Las exactitudes de las clasificaciones fueron evaluadas a través de matrices de error espectral y real (verificación en campo). Los resultados de las clasificaciones fueron satisfactorios obteniéndose porcentajes totales de 78 y 80 para la imagen de 1990 y 2003, respectivamente. Se incorporó información del modelo digital de terreno para mejorar la diferenciación entre las clases de vegetación y uso de suelo. El sensor Landsat TM probó ser lo suficientemente sensible para separar los distintos patrones espectrales que caracterizan a un paisaje ambientalmente complejo, como fue el caso. El intervalo de tiempo seleccionado y la escala abordada en este estudio, son adecuadas para establecer estrategias de planeación a nivel regional. De los procesos de cambio registrados en el periodo 1990-2003, la disminución del bosque mesófilo de montaña (30%; 20,100 ha) para su conversión a pastizal y cultivos fue el más importante.

A nivel de microcuenca, la aproximación metodológica se basó en la comparación de tres microcuencas (< 40 ha) cubiertas por BMM maduro, BMM secundario (regeneración natural), y pastizal inducido. Estos sitios fueron instrumentados para la medición intensiva y seguimiento a detalle de sus procesos ecohidrológicos. El análisis de los escurrimientos generados por la precipitación mostró que sí existe una mayor generación de escurrimientos

superficiales en el bosque perturbado y pastizal (4.5 y 6.2% de la precipitación, respectivamente) comparados con el bosque maduro (2.2%). Sin embargo los porcentajes que se obtuvieron fueron muy bajos (< 6% de la precipitación), y sin mayores diferencias cuantitativas entre sitios atribuido principalmente a las propiedades hidrofísicas de los suelos volcánicos, factores climáticos y fisiográficos. De la época de lluvias a la de secas, el bosque secundario y pastizal mostraron una reducción similar en sus caudales, siendo ésta mayor que la del bosque maduro. Debido a una baja generación de escurrimiento superficial del pastizal durante la época de lluvias, a un descenso de sus caudales durante la transición de la época de lluvias a la de secas muy similar a las del bosque secundario, y a un menor consumo de agua comparado con los bosques, los resultados mostraron que los rendimientos hídricos del pastizal durante la época de secas son similares, o bien ligeramente mayores que la de los bosques. La condición geológica de los sitios fue un factor que determinó los volúmenes de agua de los flujos base y caudales observados en los ríos. En este caso, la microcuenca pastizal mostró los flujos base más altos atribuido a su material parental de mayor consolidación y menos permeabilidad que el de los bosques. El disturbio del bosque mesófilo y su conversión a pastizal sí produjeron mayores rendimientos hídricos anuales, atribuido principalmente a un menor consumo de agua (evapotranspiración). Sin embargo, se observó que los rendimientos hídricos anuales reportados por la cubierta en regeneración por un lapso de 19 años, comienzan a ser similares al del bosque conservado.

En cuanto al estudio fisicoquímico, los resultados indicaron que los ríos de microcuencas investigados son carbonatados y extremadamente diluidos. El sílice fue el elemento más abundante en los ríos, asociado a procesos naturales de intemperización de roca volcánica. Los patrones observados en las concentraciones de material particulado y disuelto en los ríos permitieron separar aquellos que guardan estrecha relación con el componente geológico de los asociados a la cubierta de vegetal y uso de suelo. El río del pastizal comparado con los

bosques mostró las más altas concentraciones de iones y material disuelto asociado directamente a su origen y características litológicas. La composición química de los ríos de los bosques fue similar y sin diferencias significativas entre ellos. El río del pastizal mostró las concentraciones más altas de SST comparado con los bosques por ser un tipo de vegetación más propensa a generar escurrimientos superficiales en respuesta a la precipitación, con lo cual se favorece la erosión y pérdida de suelo, en consecuencia los efectos más pronunciados fueron observados durante la época de lluvias. Los ríos de los bosques reportaron las concentraciones más altas de nutrientes, NO_3^- particularmente, atribuido a una mayor producción, reciclaje, conservación y disponibilidad de nutrientes asociado a una mayor biomasa vegetal comparado con el pastizal, en la cual los bosques acentuaron sus diferencias con este tipo de vegetación durante la época de “Nortes”.

Abstract

The La Antigua upper watershed (1,325 km²) is located on the eastern and northern slopes of the Cofre de Perote and Pico de Orizaba volcanoes, respectively (central Veracruz, Mexico). It is a region of high biodiversity and great hydrological importance, which plays an important role supplying water downstream to main urban centres, such as Xalapa and Coatepec, and providing water for agricultural purposes, and supporting local fisheries and recreational activities, among others. The dominant vegetation cover in the region is tropical montane cloud forest (TMCF), which is generally considered a valuable ecosystem because of the hydrological services it provides. However, due to the expansion of crops and pasture lands, the area covered by TMCF has been greatly reduced during the last 30 years. In order to reduce these tendencies, a Payments for Hydrological Services program, developed through joint efforts of the civil society, the municipality of Coatepec, the state government of Veracruz, and the national forest commission (CONAFOR), was started in 2002. The program consists of annual payments to the highland forest owners and communities in order to protect the forests and thereby maintain a stable supply of good quality water to the lowlands communities.

Scientific information about the hydrological behaviour of TMCF and the effects of its conversion to other land uses is scarce, particularly in the case of Mexican TMCF. The present study aimed to address this knowledge gap by studying three small watersheds in the upper part of the La Antigua watershed covered with, respectively, undisturbed cloud forest, 19-year old regenerating cloud forest, and pasture, with the following objectives: 1) Determine the

land use and land cover in the La Antigua upper watershed and changes therein during the period 1990 – 2003; 2) Evaluate the hydrological effects of TMCF disturbance and its conversion to pasture, with emphasis on annual and seasonal distribution of streamflow (baseflow and stormflow); and 3) Determine the effects of land use on river solute transport and seasonal dynamics therein.

Land use/cover (LUC) and changes between 1990 and 2003 in La Antigua river upper watershed were analysed with Landsat TM images using a GIS-RS approach. A large set of training pixels was used for the supervised classification to optimize the representation of environmental heterogeneity. Classification accuracy was assessed with spectral and field-checked error matrices. Overall classification accuracy for the 1990 (78.2%) and 2003 (79.7%) images was satisfactory. Ancillary data (DEM) was incorporated to improve discrimination between LUC categories. The Landsat TM sensor proved sensitive enough to separate the different spectral patterns related to the LUC classes in this complex landscape. The time interval and scale selected are suitable for strategic planning purposes. Depletion of TMCF (30%; 20,100 ha), and its conversion to pasture and agriculture, was by far the most important LUC change over the period of study.

The hydrological effects of TMCF disturbance and its conversion to pasture were studied by comparing hydrological measurements made in three small watersheds (< 40 ha) covered with, respectively, undisturbed cloud forest, regenerating cloud forest, and pasture. Although stormflow was higher in the regenerating forest and pasture (4.5 and 6.2% of rainfall, respectively) than in the undisturbed forest (2.2%), the values observed in all three watersheds were very low (< 6% of rainfall), which was attributed to the hydraulic properties of the volcanic soils and climatic and physiographic factors. The reduction in streamflow from the wet to dry season was similar for the regenerating forest and pasture, while it was lower for

the undisturbed cloud forest. Due to low stormflow generation during the wet season, a reduction in streamflow during the dry season similar to that of the regenerating forest, and lower evapotranspiration, dry season water yield from the pasture was similar, or even somewhat higher, than that from the forests. Annual water yield was lowest for the undisturbed cloud forest, mainly due to the greater rainfall interception. The water yield from the regenerating cloud forest was nearly similar to that from undisturbed cloud forests, indicating that the forest is on its way to pre-disturbance levels. The geology appeared to be an important factor in determining baseflow levels. Because the parent material in the pasture watershed was more consolidated and less permeable than in the forest watersheds, baseflow in the former was much higher than in the latter.

The water chemistry analysis showed that streams investigated were carbonated and highly diluted. Silicate, formed mainly by weathering of the volcanic rock, was the most abundant element in the streams. The observed seasonal patterns of particulate and dissolved material concentrations allowed separating between contributions by geology and land use/cover. The pasture stream had the highest concentrations of ions and dissolved materials that were associated directly with the lithology of the watershed. The chemistry of the stream water of the undisturbed and regenerating forests was very similar. In particular during the wet season, the pasture stream showed the highest concentrations of SST, presumably due to higher levels of overland flow that may have promoted erosion of the soil surface. The forest streams showed the highest concentrations of nutrients, in particular NO_3^- , which was attributed to a higher production, recycling, retention, and availability of nutrients due to the greater biomass as compared to the pasture. These differences were largest during the dry season, when many tree species change their leaves.

Contenido

Introducción	21
Los bosques de niebla	21
Los bosques de niebla y su importancia	23
Dinámica hidrológica del bosque	24
Los bosques de niebla mexicanos	28
Cambio de uso de suelo y sus impactos hidrológicos	29
Organización de la tesis	33
Referencias	35
1 Áreas de estudio	39
1.1 Escala regional: La cuenca alta del río La Antigua	40
1.1.1 Características físicas	41
1.1.2 Clima	43
1.1.3 Geología y suelo	45
1.1.4 Vegetación y usos de suelo	46
1.1.5 Aspectos socioeconómicos	52
1.1.6 Tenencia de la tierra	55
1.2 Escala local: Microcuenca	55
1.2.1 Microcuencas de bosques	55
1.2.2 Microcuenca de pastizal	62
1.2.3 Caracterización de las comunidades vegetales	66
1.3 Referencias	71

2	La cuenca alta del río La Antigua : Distribución y cambios en el uso del suelo	75
2.1	Introducción	76
2.2	Materiales y métodos	81
2.2.1	Área de estudio	81
2.2.2	Colecta de información	81
2.2.3	Procesamiento de imágenes	81
2.2.4	Preclasificación supervisada	82
2.2.5	Proceso de post-clasificación	84
2.2.6	Validación de la clasificación multiespectral	87
2.2.7	Detección del cambio en el uso de suelo (1990 – 2003)	89
2.2.8	Cálculo de las tasas de deforestación	90
2.3	Resultados	91
2.3.1	Exactitud de la clasificación	91
2.3.2	Mapas de vegetación y uso de suelo: 1990 y 2003	97
2.3.3	Análisis de cambio en el uso de suelo (1990-2003)	101
2.4	Discusión	106
2.5	Conclusiones	112
2.6	Referencias	114
3	Efectos hidrológicos de la regeneración del bosque mesófilo de montaña y conversión a pastizal	121
3.1	Introducción	122
3.2	Área de estudio	126
3.3	Materiales y métodos	128
3.3.1	Precipitación	128
3.3.2	Evapotranspiración	131
3.3.3	Determinaciones de las propiedades hidrofísicas del suelo	131

3.3.4	Caudales	135
3.3.5	Precipitación-escorrentamiento: Análisis por eventos	138
3.3.6	Determinación del coeficiente de escorrentía (CE)	141
3.3.7	Rendimiento y balance hídrico	142
3.3.8	Análisis estadístico	143
3.4	Resultados	144
3.4.1	Precipitación	144
3.4.2	Propiedades hidrofísicas de los suelos e infiltración	149
3.4.3	Caudales	150
3.4.4	Precipitación-escorrentamiento: Análisis por eventos	153
3.4.5	Rendimiento y balance hídrico	162
3.5	Discusión	164
3.5.1	Características de la precipitación	164
3.5.2	Distribución de caudales y rendimientos hídricos	165
3.5.3	Análisis de eventos	168
3.5.4	Efecto de la cubierta vegetal en la generación de escorrentamiento	171
3.5.5	Implicaciones hidrológicas al cambio en el uso de suelo	173
3.6	Conclusiones	176
3.7	Referencias	178
4	Efecto del uso de suelo en la dinámica y exportación de solutos en ríos de cuencas tropicales	185
4.1	Introducción	186
4.2	Área de estudio	191

4.3	Materiales y métodos	194
4.3.1	Mediciones hidrométricas	194
4.3.2	Muestreo fisicoquímico	196
4.3.3	Exportación de solutos	200
4.3.4	Métodos estadísticos	201
4.4	Resultados y discusión	201
4.4.1	Precipitación	201
4.4.2	Descarga	202
4.4.3	Características fisicoquímicas de los ríos	202
4.4.4	Patrones temporales	214
4.4.5	Patrones concentración-descarga	224
4.4.6	Exportación de solutos	228
4.5	Conclusiones	232
4.6	Referencias	234
	Conclusiones generales	241
	Anexos	
	Anexo A	247
	Anexo B	257
	Anexo C	265

Introducción

Los bosques de niebla

Ha sido difícil establecer una definición clara y breve, y que a su vez incluya las diferentes concepciones de lo que es un bosque de niebla (Brown y Kappelle 2001). Actualmente, la definición que más se acepta es la surgida en un Simposio realizado en Puerto Rico en 1993, según la cual los bosques de niebla en el trópico de montaña (*en inglés Tropical Montane Cloud Forests*) constituyen ecosistemas forestales con una flora y estructura características. Estos bosques se encuentran presentes en una franja altitudinal donde el ambiente se caracteriza por una cobertura de nubes persistente o estacional, lo cual reduce la radiación solar y el déficit de vapor, llegando a suprimir sus consumos de agua (evapotranspiración) (Hamilton *et al.*, 1995). En comparación con los bosques húmedos de tierras bajas (*en inglés Tropical Rain Forests*), los bosques de niebla presentan árboles de menor tamaño, y por consiguiente una mayor densidad de tallos. Los árboles dominantes del dosel exhiben generalmente troncos y ramas retorcidos o tortuosos, y hojas más pequeñas. También se caracterizan por presentar una proporción alta de epífitas (briofitas, líquenes y helechos), y una reducción de las lianas leñosas. Los suelos en general son húmedos y presentan una gruesa capa de materia orgánica humificada. Los valores de biodiversidad de árboles, arbustos,

hierbas y epífitas son altos, si se considera su limitada distribución, la cual ocupa tan solo el 0.14 por ciento de la superficie de la Tierra (Bubb y Das 2008), con relación a la selva tropical lluviosa (< 2 %), en la cual la alta riqueza específica se concentra en los árboles principalmente. Los valores de endemismos son también altos. Los bosques de niebla ocurren en un rango muy amplio de precipitaciones (500 – 10,000 mm anuales) (Hamilton *et al.*, 1995). Sin embargo, la precipitación anual promedio que se registra es por encima de los 2,500 mm, y con condiciones de humedad alta (Zadroga 1981). También hay una importante variación en los niveles altitudinales donde se presentan. En grandes sistemas montañosos, los bosques de neblina ocurren en altitudes que oscilan entre los 2,000 a los 3,500 msnm, y de 1,500 a 2,500 msnm, en las áreas tropicales y subtropicales, respectivamente (Hamilton *et al.*, 1995). En estas regiones suelen ocupar generalmente las zonas húmedas de las partes altas en las montañas. Sus áreas de distribución se caracterizan por ser paisajes abruptos, irregulares, y con pendientes pronunciadas. Esta situación se presenta generalmente en ambientes de cañadas en las partes medias y altas de la montaña, donde la nubosidad está determinada por la humedad y la temperatura de la atmósfera. En áreas costeras y en montañas aisladas la franja altitudinal suele descender hasta los 1,000 msnm. Bajo condiciones excepcionales de humedad, cercanas a la línea costera y al ecuador, los bosques de niebla pueden estar presentes en altitudes cercanas a los 500 msnm (Hamilton *et al.*, 1995). Estos bosques han recibido numerosas denominaciones, a través de su extenso recorrido latitudinal en el continente americano, desde “bosque mesófilo de montaña” en México, “selva nubosa” en Guatemala, “bosque nublado” en Honduras, “nebliselva” en Nicaragua, “bosque nuboso” en Costa Rica, “bosque o selva andina” en Colombia, entre otros (Brown y Kappelle 2001).

Los bosques de niebla y su importancia

Los bosques de niebla tienen un gran valor como cubierta protectora en las laderas empinadas de las cabeceras de las vertientes. Las montañas han sido denominadas las “torres de agua” del mundo, y los bosques son los estabilizadores que guardan la calidad del agua y mantienen el régimen de flujo natural de los ríos y arroyos que emanan desde estas cabeceras montañosas. La erosión en la superficie del suelo y la ocurrencia de los derrumbes poco severos son minimizados por la cubierta boscosa natural (Bruijnzeel y Hamilton 2001). Además, su funcionamiento hidrológico proporciona otros beneficios adicionales. Debido a su frecuente exposición a la niebla, estos bosques disfrutan de una fuente de agua adicional comparados con los bosques situados en tierras bajas. La precipitación total que ingresa al interior de los bosques se ve incrementada por el aporte de la niebla interceptada por la vegetación, definida ésta como el goteo de agua de neblina por parte de las superficies de las hojas de los árboles, troncos y epífitas (Bruijnzeel y Proctor 1995; Doumenge *et al.*, 1995). De acuerdo a estudios, las contribuciones de agua por la intercepción de niebla oscilan entre el 5 y 20% de la precipitación total en regiones tropicales húmedas (Bruijnzeel y Proctor 1995; Bruijnzeel, 2001) pero puede ser mucho más alta (>1000 mm por año) de acuerdo a la exposición del bosque en los sitios (Stadtmüller y Agudelo 1990). En lugares con poca lluvia pero con nubes bajas frecuentes, la captación de humedad de la niebla empujada por el viento por parte de la vegetación podría llegar a ser una fuente de entrada de agua importante, particularmente durante la estación de secas (Bruijnzeel y Hamilton 2001). Sin embargo, permanece incierto en qué proporción estos valores de intercepción incluyen entradas de lluvia transportadas por el viento (Cavelier *et al.*, 1996; Clark *et al.*, 1998), debido a que la niebla suele venir

acompañada con lluvias ligeras o lloviznas, lo que resulta difícil su separación y cuantificación. Así como también si estas entradas de agua por neblina son significativas en los balances hidrológicos de todos los bosques niebla (Bruijnzeel 2004). Por otra parte, el uso general de agua de los bosques de niebla en la montaña, como se mencionó anteriormente, tiende a ser mucho menor que la de sistemas forestales de tierras bajas con poca incidencia de neblina. Debido a estas ganancias de agua, los volúmenes de los flujos de los ríos que emanan de las áreas con bosques de niebla no solo tienden a ser más grandes para las mismas cantidades de lluvia sino que también son más estables durante los períodos de secas (Bruijnzeel y Hamilton 2001).

Dinámica hidrológica del bosque

La descripción del ciclo hidrológico en un ecosistema de bosque de niebla que a continuación se presenta fue obtenida de Frumau *et al.* (2006). La precipitación (P) es la principal fuente de entrada de agua en un bosque, sin embargo en sistemas costeros o de montaña, la deposición de agua por neblina (F_d) por el dosel de los árboles constituye una fuente adicional de agua, la cual puede ser muy importante (Figura 1). Durante un evento de precipitación, una pequeña porción de la precipitación llega al suelo sin tocar el dosel de los árboles (flujo del follaje directo, TF), mientras que la restante es interceptada por el dosel. Cuando se inicia el proceso de interceptación, gran parte del dosel está seco y por tanto la retención de agua por las hojas del estrato arbóreo principalmente, es alto. Sin embargo, una vez que la cantidad de agua de lluvia ha alcanzado el nivel de saturación del dosel, ésta comienza a gotear de las hojas (flujo del follaje indirecto, TF), o bien a fluir por las ramas y troncos (escurrimiento troncal, SF).

Los componentes flujo del follaje directo e indirecto son usualmente agregados bajo la denominación de flujo del follaje (TF). La suma de TF y SF se le conoce con el nombre de precipitación neta (P_n). La diferencia entre la precipitación (P) y la precipitación neta (P_n) se conoce como pérdida de lluvia por interceptación (I); esta “pérdida” representa el agua que se evapora de la superficie del dosel de los árboles a la atmósfera, mientras que el agua que permanece dentro del dosel cuando el evento de precipitación concluye, se evaporará progresivamente. Además, la deposición de pequeñas gotas de agua de niebla en la vegetación durante un determinado periodo de tiempo, conlleva a la formación de gotas de mayor tamaño las cuales pueden precipitar (goteo de agua de neblina, F_d) al suelo, y de esta manera generar un aporte de agua extra al ecosistema, como se mencionó anteriormente.

Si durante un evento de precipitación, la intensidad de la lluvia excede la capacidad de infiltración de agua en el suelo, el exceso de agua comenzará a escurrir en el sentido de la pendiente. A este flujo de agua sobre la superficie del suelo se le conoce como escorrentía superficial o flujo Hortoniano (HOF). Generalmente, los suelos bajo cubiertas forestales son muy permeables debido a su alta capacidad de infiltración y de retención de agua, por lo que el escurrimiento superficial, como mecanismo de respuesta a un evento de precipitación en bosques no perturbados, es muy poco frecuente. Así bien, una considerable cantidad de la precipitación neta que se infiltra a los suelos, es absorbida por las raíces de los árboles para después ser transportada a través del xilema, y reintegrada a la atmósfera mediante la transpiración (E_t).

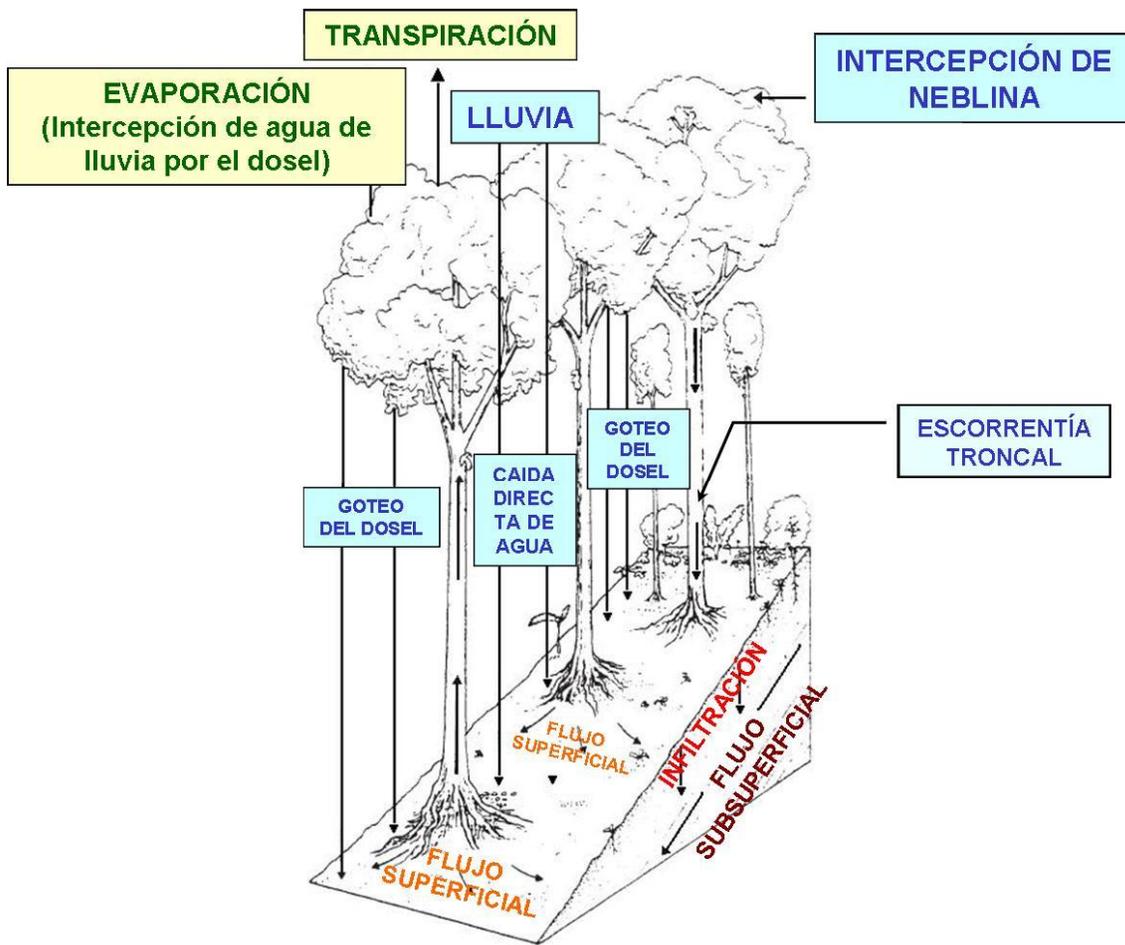


Figura 1. Representación de los flujos más importantes del comportamiento hidrológico en un bosque mesófilo. Adaptado de Aldrich *et al.*, (2000: 11).

El término evapotranspiración (ET) es comúnmente usado para indicar la suma de los componentes E_t (evaporación del dosel seco), I (evaporación del dosel húmedo), y la evaporación del suelo bajo la estructura de los árboles (E_s). El último término es generalmente despreciable en bosques con doseles densos o cerrados, donde la radiación solar que ingresa al interior del bosque es mínima, por tanto se mantienen condiciones de humedad altas que inhiben procesos de evaporación.

El agua que no es absorbida por las plantas, se moverá verticalmente hasta encontrar un obstáculo (capa impermeable de roca), y allí comenzará a correr lateralmente en el sentido de la pendiente. Este flujo por debajo de la superficie del suelo es por lo general muy lento y el encargado de alimentar los arroyos y ríos en los sistemas de cuencas, así como de mantener los caudales con agua durante la época de sequía. Durante un evento de precipitación, el agua infiltrada puede seguir varias rutas en dirección hacia el cauce de un río. Los elementos que inciden en el flujo preferencial son la pendiente y configuración del terreno, el antecedente de humedad en el suelo y las características físicas e hidráulicas de los suelos (textura, porosidad, densidad aparente, conductividad hidráulica, entre otras). En cuencas cubiertas por bosques, los principales mecanismos de generación del escurrimiento son los flujos subsuperficiales (*SSF*) y, ocasionalmente superficiales (*SOF*, *HOF*) cuando los eventos de precipitación son de alta intensidad y duración. La respuesta de un río a un evento de lluvia dado se refleja en un aumento de su caudal en el tiempo (hidrograma). Este incremento por encima del flujo base (Q_b) de la corriente de agua es conocido como escurrimiento por lluvia o directo (Q_r), y produce un pico máximo el cual puede ser alcanzado durante el evento de precipitación, o bien en un cierto tiempo después de transcurrir la lluvia. Esto depende principalmente del tamaño de la cuenca, pendiente, profundidad y contenido de agua en suelo, duración, intensidad y cantidad de lluvia. El volumen total del caudal en el río (Q) que fluye en condiciones base (sin lluvia) y rápido (por lluvia) durante un determinado tiempo (mensual, estacional o anual) y superficie de drenaje se le conoce como rendimiento hídrico.

Los bosques de niebla mexicanos

Al bosque de niebla tropical de montaña se le denomina comúnmente en México como bosque mesófilo de montaña (Rzedowski 1978), el cual alcanza en México su distribución más septentrional en el continente americano. Se estima que el porcentaje de superficie que ocupa en el territorio mexicano es menos del 1% (Rzedowski 1992). En el estado de Veracruz cubre aproximadamente el 0.17% (Challenger 1998). Estos bosques se caracterizan por poseer una diversidad biológica alta (más de 3,000 especies de plantas vasculares) y ser santuarios de especies amenazadas (Luna *et al.*, 2001). Esto se debe a la combinación de humedad alta y temperaturas templadas creando un ambiente favorable para la coexistencia de la flora neártica y la neotropical, así como para la evolución y mantenimiento de la diversidad de especies de plantas y animales, muchas de las cuales son exclusivas de este ecosistema (Rzedowski 1978, 1993; Challenger 1998). Esta comunidad se localiza principalmente en aquellas provincias fisiográficas que poseen cadenas montañosas, siendo la Sierra Madre Oriental la que presenta las mayores extensiones de este tipo de vegetación (Luna *et al.*, 2001). Altitudinalmente se presentan en sitios con elevaciones de 600 a 3,200 msnm, siendo lo más frecuente entre 1,100 y 2,000 msnm. En estas regiones, los rangos de precipitación pueden abarcar de los 1,000 a los 5,800 mm anuales, aunque el promedio general es de 2,000 mm. La precipitación en estas regiones ocurre principalmente en la estación de verano, presentándose periodos secos con una duración de hasta cuatro meses en el año (Luna *et al.*, 2001).

Cambio en el uso de suelo y sus impactos hidrológicos

El bosque mesófilo de montaña posee un alto valor ecosistémico en México y en otros países del mundo (Aldrich *et al.*, 2000). Esto debido a que sus procesos ecológicos funcionales se han traducido en una serie de servicios que otorgan y benefician gratuitamente al entorno donde se desarrolla la población humana (Maass 2003). Los servicios ecosistémicos hidrológicos de los bosques de niebla, como lo son principalmente la protección de los recursos hídricos en zonas montañosas, la regulación de los flujos de agua superficial, y la provisión de agua de buena calidad, han sido poco valorados, a pesar de su gran importancia para las comunidades humanas. Como consecuencia, gran parte de ellos, han sido fuertemente deforestados para el establecimiento de áreas agrícolas y ganaderas, por lo cual reportan la tasa de deforestación más alta entre los bosques de tipo tropical (1.1%; Doumenge *et al.*, 1995; Aldrich *et al.*, 2000). En el centro del estado de Veracruz, el bosque mesófilo de montaña ha sido fuertemente deforestado (70% de su superficie original) en los últimos treinta años (Rzedowski 1978; Williams-Linera 1992; Challenger 1998). Actualmente se encuentra en vías de desaparecer (Williams-Linera *et al.*, 2002). Las pérdidas reportadas de estos bosques estuvieron asociadas a un proceso de deforestación mucho mayor en México que alcanzó su nivel más alto a principios del año 2000, lo cual ubicó a nuestro país dentro los cinco países con mayores pérdidas de bosques y selvas a nivel mundial. Afortunadamente, esta situación despertó una conciencia general de la población que ha permeado a diferentes programas públicos (Programa Nacional Hidráulico de 2001-2006 de la CNA, “Cruzada por los Bosques y el Agua” de SEMARNAT, Fondo Forestal Mexicano de CONAFOR, y los Programas de Pago por Servicios Ambientales de INE-CONAFOR)(Manson 2004). Quizá el ejemplo mejor

conocido del programa de Pagos por Servicios Ambientales en México es el caso del municipio de Coatepec, Veracruz, el cual se puso en marcha en el año 2002 con el propósito de conservar las superficies ocupadas por los bosques mesófilos en las partes altas de la montaña, debido a su importancia en la producción regular de agua de buena calidad.

Dadas las altas tasas de crecimiento de las poblaciones humanas y sus economías, la presión sobre los recursos naturales ha exigido una mayor consideración hacia criterios de sustentabilidad en las políticas de desarrollo (Lubchenco 1998). El agua en particular, elemento que sustenta la mayor parte de las actividades económicas humanas, ha sido identificado como un aspecto crítico que afecta directamente la capacidad de crecimiento económico y bienestar humano (Le Maitre *et al.*, 2007). Es así como este trabajo de investigación se planteó preguntas científicas que ponen al centro de atención los problemas reales de comunidades humanas específicas relacionadas entre el bosque de neblina y la cantidad y calidad de agua, como un servicio ecosistémico que influye en la calidad de vida de las personas y cuyo entendimiento requirió de una investigación multidisciplinaria la cual fue desarrollada en la zona ecológica de bosque mesófilo de montaña ubicada en la parte alta de la montaña perteneciente al volcán Cofre de Perote (centro de Veracruz). De allí que los objetivos de esta investigación se centraron en tres cuestionamientos generales principales: 1) ¿En qué medida ha cambiado la cobertura de bosques en la última década, particularmente la de bosque mesófilo, y qué patrones de disturbio y cambio son los más relevantes a nivel de paisaje?, 2) ¿Cuál es el impacto de la perturbación y conversión del bosque mesófilo de montaña a otros usos de suelo en los escurrimientos estacionales y anuales a escala de microcuenca?, y 3) ¿Cómo afecta el cambio en el uso de suelo la calidad y exportación

química de los ríos en microcuencas?. Con los resultados que se obtengan de este trabajo de investigación se busca su transferencia a actores relevantes en la toma de decisión de políticas ambientales y a la sociedad en general.

El conocimiento acerca del comportamiento hidrológico de los bosques de neblina y los efectos de su disturbio y conversión a otros usos de suelo, es muy escaso. Actualmente, el conocimiento en estos temas se concentra principalmente en trabajos realizados en los bosques de niebla de Asia, Centro y Sudamérica. En México no se encuentran trabajos en esta línea de investigación ecohidrológica.

Si la calidad, la cantidad y la temporalidad con la que llega el agua a una comunidad humana en particular que se ubica en las partes bajas de las cuencas, está sujeto a una infinidad de procesos funcionales que ocurren al interior de estos bosques, entonces el deterioro de éstos y su reemplazo por otros usos de suelo traería consigo la alteración del recurso hídrico con las siguientes consecuencias hidrológicas a nivel de cuenca:

- Los cambios en la estructura de la vegetación y en las propiedades hidrofísicas del suelo modificarían los patrones de escurrimiento y drenaje del agua, por lo cual se esperaría una mayor respuesta hidrológica a la precipitación en la cubierta vegetal antrópica (cultivo o pastizal) que en un bosque bajo disturbio.
- La reducción en la capacidad de infiltración y retención de agua de los suelos por la sustitución de bosque a otro uso de suelo, produciría una disminución del flujo de los ríos mayor que la de los bosques durante la época de secas.

- Las alteraciones en las propiedades hidrofísicas y de infiltración en el suelo generarían un mayor volumen de escurrimiento superficial sobre la cubierta vegetal, con lo cual se favorecería la pérdida de suelo y nutrientes produciéndose un progresivo deterioro en la calidad del agua de los ríos.

La investigación doctoral que a continuación se presenta formó parte del proyecto “*Análisis y modelación del efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua de los ríos en la cuenca alta del río la Antigua, Ver.*”, a cargo del Instituto de Ecología, A.C. (INECOL) durante el periodo 2004 – 2007, financiado por el CONACyT (No. 43082), cuyo objetivo fue el de analizar y modelar la influencia de los patrones de uso de suelo sobre la calidad del agua en la parte alta de la cuenca del río la Antigua, como una manifestación de la relación entre la integridad biótica y la capacidad de la cuenca para generar servicios ambientales y bienes. En 2005, la Vrije Universiteit Ámsterdam (VUA) y Iowa State University (ISU), E.U. con fondos de WOTRO (Fundación Holandesa para el Fomento de Estudios Tropicales) en colaboración con el INECOL, unieron esfuerzos con el propósito de investigar la importancia ecohidrológica de la neblina en los sitios de estudio de bosque mesófilo, para lo cual se realizaron estudios de interceptación de agua de lluvia y neblina por el dosel de los árboles, así como mediciones de transpiración en las cubiertas forestales como parte del proyecto “*The eco-hydrological significance of fog in the eastern Sierra Madre, Central Veracruz, Mexico*”. Dentro del convenio marco de colaboración, los datos mensuales de interceptación y anuales transpiración que este trabajo presenta fueron amablemente proporcionados por los Dres. Friso Holwerda (VUA) y Martín Gómez-Cárdenas (ISU) como parte de su proyecto posdoctoral y doctoral, respectivamente. Para su consulta, esta información se encuentra publicada tanto en el Reporte

Final del proyecto WOTRO, como en el Reporte Técnico Final del proyecto INE/A1-064/2007.

Esta investigación se realizó con el apoyo del CONACyT concediendo una beca doctoral durante el periodo 2004 – 2007 (No. 149367). Otros recursos económicos fueron concedidos por este mismo Consejo a través de la Convocatoria “*Apoyos Integrales para la Formación de Doctores*” emitida en 2006 (No. 58185). Apoyos adicionales fueron proporcionados por la Mtra. Griselda Benítez Badillo y el Dr. Miguel Equihua Zamora del Departamento de Ecología Aplicada del INECOL (No. 10093 y 10024), así como por el Instituto Nacional de Ecología (INE) como parte del proyecto “*Medición y análisis de los efectos de distintos tipos de cubierta forestal sobre los procesos climáticos, hidrológicos y erosivos en Veracruz, México*”, desarrollado por el INECOL y VUA en 2007 (No. INE/A1-064/2007). En este último proyecto se proporcionaron los resultados así como recomendaciones al Programa Nacional de Pago por Servicios Ambientales, basados en la información ecohidrológica obtenida en los sitios de bosque mesófilo estudiados.

Organización de la tesis

El documento comienza con una descripción de las características físicas, climáticas, geomorfológicas, edáficas y de vegetación de las áreas seleccionadas de estudio clasificadas en dos niveles: La cuenca alta del río La Antigua (escala regional) y microcuencas de bosque mesófilo de montaña maduro y secundario (en regeneración), y pastizal inducido (escala local). Los Capítulos 2, 3 y 4 conforman la parte central de este trabajo respondiendo a los

objetivos de investigación planteados. Se observará que cada uno de estos capítulos se encuentra estructurado en las siguientes secciones: introducción, materiales y métodos, resultados, discusión, conclusiones y referencias. El Capítulo 2 comprende el estudio de cambio de uso de suelo realizado para la cuenca alta del río La Antigua durante el periodo 1990-2003. El Capítulo 3 presenta el estudio hidrológico desarrollado a nivel de microcuenca en las cubiertas bosque mesófilo de montaña maduro y secundario, y pastizal inducido. El Capítulo 4 contiene el estudio fisicoquímico elaborado en los ríos, y proporciona las estimaciones de exportación de solutos por tipo de vegetación. Al final de este capítulo se encuentra un apartado de Anexos, en el que el Anexo A contiene información de los porcentajes de densidad y dominancia relativa, así como valor de importancia calculados por especie en cada uno de los tipos de vegetación estudiados, mientras que el Anexo B muestra el listado florístico de las especies; y por último el Anexo C contiene una copia del artículo publicado derivado de este trabajo de investigación como requisito para la disertación y obtención del grado.

Referencias

- Aldrich, M., Bubb, P., Hostettler, S., y Van de Wiel, H. (Eds), 2000, Bosques Nublados Tropicales Montanos. Tiempo para la acción, pp. 32 (United Kingdom: WWF International/IUCN, The World Conservation Union).
- Brown, A.D. y Kappelle, M., 2001, Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional. *En* Bosques nublados del neotrópico, M. Kappelle y A.D. Brown (Eds), pp. 25–40 (Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, 2001).
- Bruijnzeel, L.A., y Hamilton, L.S., 2001, Tiempo decisivo para las selvas de neblina. IHP Programa Trópicos Húmedos Serie No. 13, pp.41 (UNESCO, 2001).
- Bruijnzeel, L.A. y Proctor, J., 1995, Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know?. *En* Tropical Montane Cloud Forests. L.S. Hamilton, J.O. Juvik y F.N. Scatena (Eds), pp. 38–78 (New York: Springer Verlag, 1995).
- Bruijnzeel, L.A. 2001. Hydrology of tropical montane cloud forests: a reassessment. *Land Use and Water Resources Research* 1, 1-18.
- Bruijnzeel, L.A., 2004, Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees?. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 185-228.
- Bubb, P., y Das, S., 2008, Mapping tropical montane cloud forests. *En* Forests in the mist: Science for conserving and managing tropical montane cloud forest. L.A. Bruijnzeel, J.O. Juvik, F.N. Scatena, L.S. Hamilton (Eds.)(Honolulu: University of Hawaii Press, *en prensa*).
- Cavelier, J., Solis, D., Jaramillo, M.A., 1996, Fog interception in 2765 montane forests across the Central Cordillera of Panama. *Journal of Tropical Ecology* 12, 357–369.
- Challenger, A. (Ed.), 1998, Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro, p. 847 (México: CONABIO- UNAM-Agrupación Sierra Madre, S.C.).
- Clark, K.L., Nadkarni, N.M., Schaefer, D., y Gholz, H.L., 1998, Atmospheric deposition and net retention of ions by the canopy in a tropical montane forest, Monteverde, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 14, 27–45.
- Doumenge, C., Gilmour, D., Ruiz, M., Blockhus, J., 1995, Tropical montane cloud forests: conservation status and management Issues. *En* Tropical Montane Cloud Forests. L.S. Hamilton, J.O. Juvik y F.N. Scatena (Eds), pp. 24–37 (New York: Springer Verlag, 1995).

- Frumau, A., Bruijnzeel, L.A., y Tobón, C., 2006, Hydrological measurement protocol for montane cloud forest. Annex 2, Final Technical Report DFID-FRP Project R7991. Vrije Universiteit Amsterdam, 105 pp.
- Hamilton, L.S., Juvik, J.O., y Scatena, F.N., 1995, The Puerto Rico tropical cloud forest symposium: introduction and workshop synthesis. *En Tropical Montane Cloud Forests*, L.S. Hamilton, J.O. Juvik, F.N. Scatena (Eds). pp. 1-23. (New York: Springer-Verlag, 1995).
- Le Maitre, D.C., Milton, S.J., Jarman, C., Colvin, C.A., Saayman, I., y Vlok, J.H.J., 2007, Linking ecosystem services and water resources: landscape-scale hydrology of the Little Karoo. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 261-270.
- Lubchenco, J., 1998, Entering the century of the environment: a new social contract for science. *Science* 279, 491-497.
- Luna, I., Velázquez, A. y Velázquez, E., 2001, El Caribe y los países del continente americano. *En Bosques nublados del neotrópico*. M. Kappelle y A.D. Brown (Eds), pp. 183–229 (Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, 2001).
- Maass, J.M., 2003, Principios generales sobre manejo de ecosistemas. *En: Conservación de Ecosistemas Templados de Montaña en México*, O. Sánchez, E., Vega-Peña, E., Peters y O. Monroy-Vilchis (Eds), pp 117-136 (México: INE-U.S. Fish & Wildfire Service-Ford Foundation).
- Manson, R. H., 2004, Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México. *Madera y Bosques* 10 (1), 3-20.
- Rzedowsky, J. (Ed.), 1978, *Vegetación de México*, pp. 315–326 (México: Limusa).
- Rzedowski, J. 1992. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *En La diversidad biológica de Iberoamérica*. G. Halffter (Ed.), pp. 313-335 (Xalapa: Acta Zoológica Mexicana-CYTED, 1992).
- Rzedowski, J. 1993. Diversity and origins of the fanerogamic flora of México. *En Biological Diversity of México: Origins and distribution*. T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (Eds.) pp. 139-144 (Nueva York: Oxford University Press, 1993).
- Williams-Linera, G., 1992, Ecología del paisaje y el bosque mesófilo de montaña en el centro de Veracruz. *Ciencia y Desarrollo* 105, 132–138.
- Williams-Linera, G., Manson, R. H., e Isunza, E., 2002, La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso de suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8, 73–79.

Zadroga, F., 1981, The hydrologic importance of a montane cloud forest area of Costa Rica. *En Tropical Agricultural Hydrology*. R. Lal y E. W. Russell (Eds), pp. 59–73 (Hoboken, N.J.: John Wiley, 1981).

CAPÍTULO 1

ÁREAS DE ESTUDIO

1.1 Escala regional: La cuenca alta del río La Antigua

1.1.1 Características físicas

La cuenca del río La Antigua (2,637 km²) está localizada en la vertiente oriental (barlovento) del sistema volcánico Cofre de Perote-Pico de Orizaba perteneciente al cinturón Neovolcánico Transversal Mexicano (Figura 1.1). Por su diversidad, la cuenca del río La Antigua se clasifica como una Área de Alta Biodiversidad, como una de las Áreas Prioritarias Terrestres del país y como región Hidrológica Prioritaria con la denominación “Golfo de México: Río La Antigua” (CONABIO 2000 a,b).

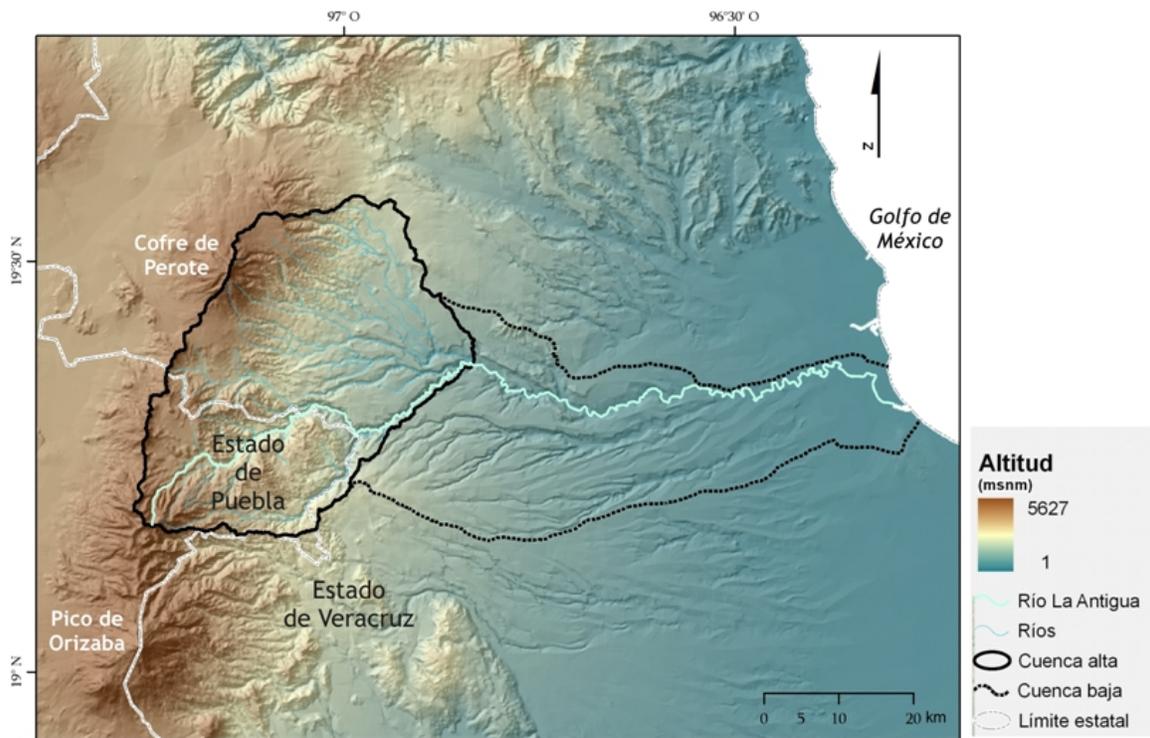


Figura 1.1. Localización de la cuenca del río La Antigua en la vertiente oriental del sistema Cofre de Perote-Pico de Orizaba (Veracruz-Puebla).

Fuente: MDT a partir de curvas de nivel (INEGI 1999); Delimitación de la cuenca alta por Muñoz-Villers 2004, la cuenca baja tomada de la información de FIRCO. Mapa elaborado por R. Landgrave (INECOL), y editado por Muñoz-Villers.

La cordillera Cofre de Perote-Pico de Orizaba constituye la principal área de recarga de agua para la cuenca, por consiguiente ésta juega un papel muy importante en el abastecimiento de agua a ciudades como a Xalapa, capital del estado, Coatepec, Xico, entre otros poblados; y para el uso recreativo y pesca local (CNA 1998).

La parte alta de la cuenca del río La Antigua, objeto de este estudio, se ubica en 19°10'-19°34' (Latitud Norte) y 96°50'-97°16' (Longitud Oeste). Abarca una superficie de 1,325 km² distribuida una pequeña porción en el estado de Puebla y la mayor parte dentro de la región central del estado de Veracruz (Figura 1.1). Presenta un fuerte gradiente altitudinal, en el que en 42 km de distancia, asciende de los 600 msnm cerca de la población Llano Grande, Ver. (salida de la cuenca alta) a los 4,280 msnm (cima del volcán Cofre de Perote, Ver.)(Figura 1.2).

La parte alta de la cuenca se caracteriza por una densa red hidrográfica conformada por numerosos ríos permanentes y temporales, en su mayoría orientados de oeste-este en el sentido de la pendiente, que se originan a una altitud máxima de 3,500 msnm en la ladera oriental del Cofre de Perote, Ver. El afluente principal, el río La Antigua, se origina en la cordillera montañosa con el nombre de río Resumidero al norte del Pico de Orizaba, a una altitud de 3,350 msnm. Después, el río fluye hacia el sureste, y en la confluencia con el río Huitzilapan, éste cambia su nombre a río Pescados. El río continúa su curso hacia el sureste, en el cual recibe el aporte de innumerables arroyos y ríos como el Cosolapa y Texolo; aguas bajo de la unión de estos ríos la corriente de agua recibe el nombre de río La Antigua, el cual continúa su curso con dirección este-sureste hasta descargar sus aguas en la

Boca La Antigua del Golfo de México (Pereyra y Pérez 2005). Los afluentes principales del río La Antigua en la parte alta son los ríos Huitzilapan y Tlilapa, ambos con origen en el estado de Puebla, y los ríos Sordo, Pixquiac, Pintores y Texolo que tienen origen en el estado de Veracruz (Figura 1.2).

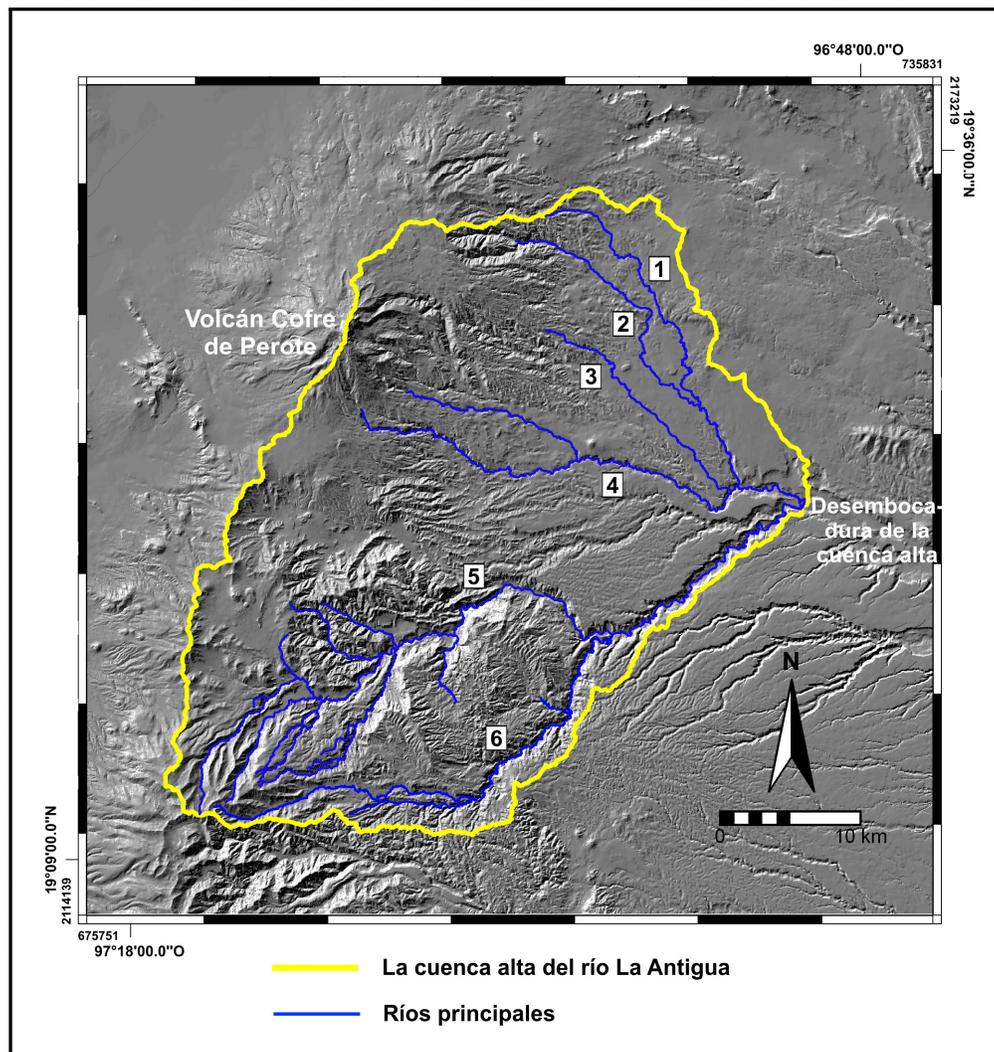


Figura 1.2. Características topográficas de la cuenca alta del río La Antigua (Veracruz-Puebla), y sus ríos principales: (1) Sordo; (2) Pixquiac; (3) Pintores; (4) Texolo; (5) Huitzilapan, y (6) Tlilapa.

1.1.2 Clima

En la región de estudio se distinguen tres estaciones durante el año: (1) una estación cálida húmeda en verano (mayo–octubre) determinada por el ingreso del aire tropical (cálido y húmedo) en forma de vientos alisios provenientes del Golfo de México hacia el continente. Su manifestación en el territorio es a través de lluvias frecuentes de fuerte intensidad generalmente durante la tarde o la noche, causadas por procesos formativos de precipitación tipo orográfica-convectiva (Báez *et al.*, 1997). En ocasiones durante los meses de junio a octubre, se hacen presentes las “ondas del este”, las cuales se forman en el océano Atlántico e ingresan al territorio continental después de cruzar la península de Yucatán. Algunas veces, las “ondas del este” provocan cambios en la dirección e intensidad de los vientos alisios ocasionando inestabilidad atmosférica generando las depresiones, tormentas y ciclones tropicales (huracanes). Cuando las ondas del este alcanzan niveles como depresión o tormenta tropical, y llegan a pasar cerca del territorio nacional, dejan considerables cantidades de lluvia en la vertiente del Golfo de México. Su máxima ocurrencia es en septiembre aunque pueden presentarse desde mayo hasta noviembre (Tejeda *et al.*, 1989); (2) una estación fría y seca (noviembre-febrero) influenciada por el descenso del aire polar proveniente del Hemisferio Norte hacia el Sur durante el periodo de invierno. Durante este periodo se presentan fenómenos atmosféricos como los frentes fríos (“Nortes”), manifestándose como lluvias de baja intensidad y lloviznas derivadas de precipitaciones advectivas-orográficas. Es frecuente la ocurrencia de eventos de neblina durante esta estación; y (3) una estación cálida seca transitoria (marzo-abril) en el periodo de primavera, caracterizada por lluvias ligeras ocasionales causadas por

el paso de frentes fríos en combinación con lluvias torrenciales esporádicas debido a la formación de lluvias de tipo orográfica-convectiva (Acevedo y Luna 2006).

Debido al gradiente altitudinal que caracteriza a la cuenca alta, los factores que condicionan el clima en la región son principalmente la altitud y la exposición de la montaña. Por lo tanto se distinguen los siguientes climas, de acuerdo con Köppen modificado por García (1988). En la parte más baja de la cuenca (600 - 900 msnm), el tipo de clima es semicálido húmedo (A)C(m), con una temperatura y precipitación media anual de 22°C y 1,350 mm, respectivamente. De los 1,000 a los 1,500 msnm, el clima prevaleciente es templado húmedo con lluvias todo el año C(fm), con temperaturas y precipitaciones medias anuales de 12-18°C y de 2,000 a 3,000 mm, respectivamente; esta precipitación disminuye en la dirección sureste-noroeste registrando volúmenes de 1,600 mm en descenso hasta los 1,200 mm. La parte media de la cuenca (1,900-2,300 msnm) se caracteriza por un clima C(m) templado húmedo con abundantes lluvias en verano. Conforme se incrementa la altitud hasta los 3,000 msnm, ocurre un cambio rápido de clima, del semi-frío húmedo con lluvias abundantes en verano C(E)(m) al semifrío subhúmedo C(E)(w2)(w) también con lluvias de verano, con temperaturas promedio anuales entre 5 y 12°C y una precipitación promedio de 1 800 mm. En la parte alta de la cuenca por encima de los 3,700 m de altitud, se reporta un clima ETH frío y subhúmedo con una temperatura media anual entre -2 y 5°C y una precipitación media anual de 1,200 mm con registro de más de 250 días al año de ciclos de hielo/deshielo (INEGI-ORSTOM 1991). La Figura 1.3 muestra la precipitación total promedio de varias estaciones climáticas ubicadas a distintas altitudes en la cuenca alta.

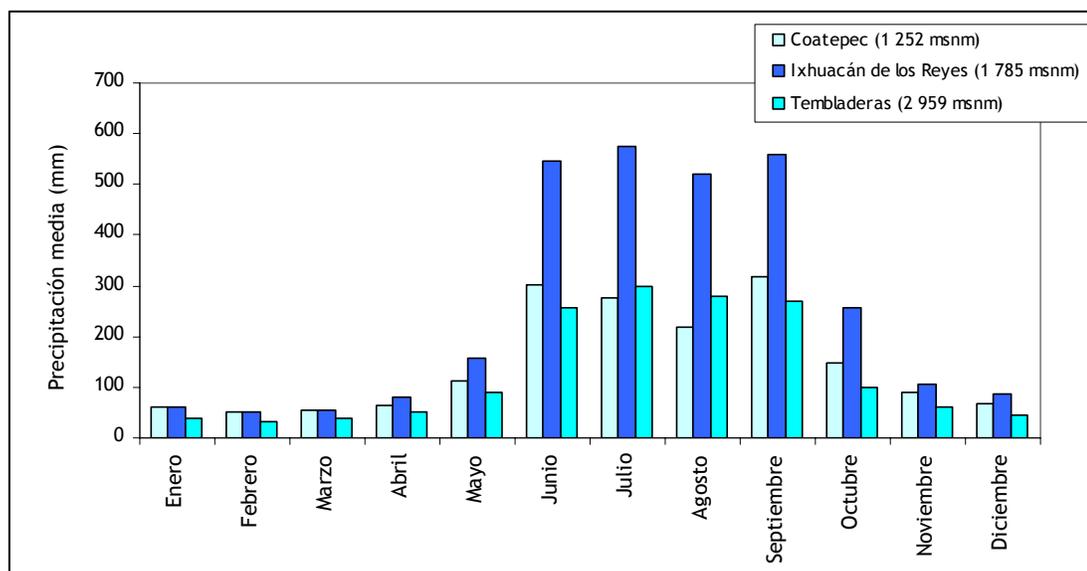


Figura 1.3. Precipitación media (mm). Fuente: Normales climatológicas (1971-2000) de las estaciones, Coatepec (CNA), Ixhuacán de los Reyes (CFE) y Tembladeras (CFE), Ver. Servicio Meteorológico Nacional.

1.1.3 Geología y suelo

La región de estudio se localiza en las laderas de barlovento de la sierra Cofre de Perote-Pico de Orizaba, formada por las acumulaciones de andesita, basalto y flujos piroclásticos del Oligoceno-Neógeno (Terciario). Este sistema montañoso fue modelado por procesos de erosión fluvial de clima húmedo (Geissert 1999). Desde el punto de vista geológico es un sistema joven el cual posee el pico más alto (Pico de Orizaba, Ver.) de la República Mexicana.

Esta región posee una alta diversidad litológica y geomorfo-edáfica. Así también, es una zona de alta fragilidad ecológica resultado de los efectos climáticos y de las propiedades particulares de los suelos de origen volcánico situados en pendientes pronunciadas

(Geissert *et al.*, 1994). En ella se distinguen dos grandes zonas fisiográficas: la zona montañosa del Cofre de Perote y las faldas bajas. La primera se ubica de los 1,500 – 4,280 m; presenta un paisaje de fuerte disección con pendientes de 20°-45°. El tipo de suelo dominante en esta zona es el andosol húmico (Geissert *et al.*, 1994), el cual abarca un amplio rango altitudinal que se extiende de los 1,200 a los 4,280 m (cumbre del Cofre de Perote). Estos suelos se desarrollan en regiones volcánicas sobre materiales como cenizas, flujos piroclásticos, escorias, basalto y andesita. Su presencia está ligada a la conjugación del clima y de la litología. La segunda zona se localiza de los 400 a los 1,500 m, y se caracteriza por un paisaje en el cual predominan los lomeríos de pendientes suaves a moderadas (3-20°). En la franja de los 900 a 1,200 m, se caracteriza por suelos ferralíticos de altitud, los cuales se desarrollan, en su mayoría, sobre material de origen volcánico, cenizas volcánicas y flujos piroclásticos poco consolidados principalmente. Desde los 800 m hacia la desembocadura de la cuenca alta (600 m) se ubican los suelos vertisoles, abundantes en arcilla, en posiciones topográficas de mesetas planas o de depresiones planas o cóncavas donde el drenaje interno o externo es muy lento (Geissert *et al.*, 1994).

1.1.4. Vegetación y usos de suelo

La presencia, distribución y variabilidad de los ecosistemas situados en zonas montañosas no sólo depende de la existencia misma de éstos, sino de otros factores como son la abundancia y la estacionalidad de la lluvia, el tipo de suelo, la orientación de la ladera y la historia biogeográfica de la zona, entre otros (Challenger 1998). No obstante, después de la altitud, la cantidad y la estacionalidad de la lluvia juegan un papel primordial y determinan

la distribución de los ecosistemas en lo que se ha llamado “pisos ecológicos” de las zonas montañosas, creando un gradiente de gran diversidad de vegetación y riqueza. Este patrón es tan notorio en el área de estudio que es posible ilustrarlo esquemáticamente como se muestra en la Figura 1.4. A continuación se describen los principales tipos de vegetación natural y usos del suelo de origen antrópico que caracterizan el paisaje de la cuenca en la parte alta, de acuerdo a los trabajos realizados por Rzedowski (1978), Castillo (1985), Geissert *et al.* (1994), Ortiz-Ceballos (1995), Zárate (2001) y Williams-Linera *et al.* (2002).

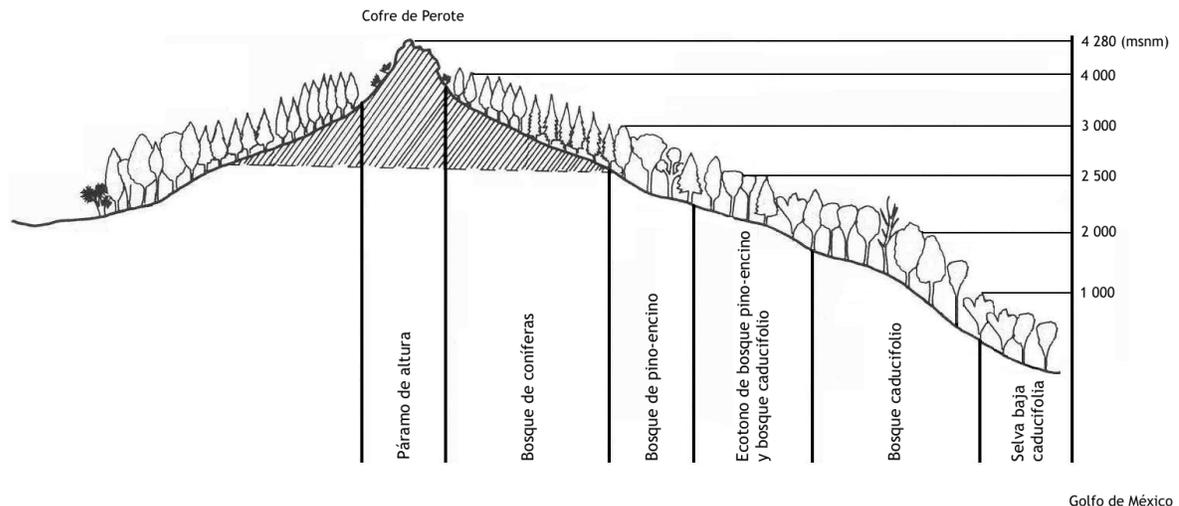


Figura 1.4. Perfil de la vegetación mostrando los pisos ecológicos de la región oriental del sistema montañoso del volcán Cofre de Perote. Fuente: Adaptado de Narave (1985: 41).

Tipos de vegetación

Selva baja caducifolia. Se encuentra presente de los 600 a los 1,000 msnm, y se desarrolla preferentemente en terrenos de laderas y acantilados pedregosos en suelos superficiales. El estrato arbóreo alcanza una altura promedio de 15-20 m (Acosta 2002). De acuerdo con la

descripción de Ortiz-Ceballos (2004), al estrato arbóreo lo componen especies como *Bursera simaruba*, *Caesalpinia mexicana*, *Comocladia engleriana*, *Karwinskia humboldtiana*, *Fraxinus schiedeana*, *Cochlospermum vitifolium*, *Plumeria rubra*, *Pseudobombax ellipticum*, *Eugenia capuli*, *Lysiloma acapulcensis* y *Margarita nobilis*. El estrato arbustivo está caracterizado por especies como *Cnidoscolus aconitifolius*, *Casearia nítida*, *Cortón torreyanus*, *Randia aculeata*, *Calliandra rubescens*, *Chiococca pachyphylla*, *Glaudichaudia albidia*, *Heteropteris brachiata*, *Miconia glaberrima*, *Paullinia fuscescens*, *Psychotria erythrocarpa*, *Randia aculeata*, *Zamia loddigestii*, *Ceiba parviflora*, *Leucaena pulverulenta* y *Plumeria rubra*.

Bosque caducifolio. También conocido bajo la denominación de bosque mesófilo de montaña (Miranda 1947). Es una comunidad rica en especies, en la cual están presentes tanto las de origen boreal como tropical (Miranda y Sharp 1950). Este tipo de vegetación se localiza entre los 900 y los 2,200 msnm, con una mejor representación entre los 1,100 y los 1,500 msnm (Castillo 1991). Esta comunidad se compone tanto de árboles perennifolios como caducifolios (Castillo 1991). El estrato arbóreo tiene una altura aproximada de 25 a 30 m, entre las especies dominantes se encuentran: *Liquidambar styraciflua* var. *mexicana*, *Quercus xalapensis*, *Q. leiophylla*, *Q. germana*, *Clethra mexicana*, *Alchornea latifolia*, *Q. laurina*, *Q. salicifolia*, *Rapanea myricoides*, *Styrax glabrescens*, *Symplococos coccinea*, *Turpinia insignis*, *Carpinus carolineana*, *Ostrya virginiana*, *Prunus serotina*, *Q. candicans*, *Q. germana*, *Q. polymorpha*, *Q. lanceolata*, y *Trema micrantha* (Luna et al., 1988; Williams-Linera et al., 2002; Ortiz-Ceballos 2004). Son abundantes las plantas epífitas que soportan, principalmente, los elementos primarios del bosque, por ejemplo varias especies

de la familia Bromeliaceae como *Tillandsia argentea*, *Tillandsia gymnobotrya*, *Tillandsia imperiales* (Luna *et al.*, 1988; Acosta 2002), entre otras; y especies de orquídeas como *Dichaea glauca*, *Elleanthus cynarocephalus* y *Maxillaria variabilis* (Acosta 2002). En fragmentos perturbados de bosque mesófilo, en donde la incidencia de luz y apertura del dosel son mayores, se favorece la dispersión de especies parásitas como *P. shideanus* (López de Buen *et al.*, 2002; Luna *et al.*, 1988) y *Oreopanax capitatus* (Williams-Linera 1992). El estrato arbustivo está representado por especies tales como *Conostegia vulcanicola*, *Chiococca alba*, *Clusia lundellii*, *Hedyosmum mexicanum*, *Hoffmannia excelsa*, *Moussonia deppeana*, *Litsea glaucescens*, *Senecio schaffneri*, *Miconia mexicana*, *Nectandra salicifolia*, *Solanum schlechtendalianum*, *Xylosma flexuosum* y *Psychotria tricotoma* (Luna *et al.*, 1988; Luna 1997; Acosta 2002; Ortiz-Ceballos 2004). Los helechos arborescentes son frecuentes y en algunos lugares forman pequeños bosques en las márgenes de los ríos. Las especies más comunes son *Lophosoria quadripinnata* y *Alsophila firma* (Luna 1997).

Esta comunidad arbórea ha sido fuertemente perturbada por actividades agropecuarias, por lo que actualmente está restringida a fragmentos pequeños y aislados localizados en algunas cañadas y a lo largo de las márgenes de los ríos (Williams-Linera 1992).

Bosque de pino-encino. Tienen su desarrollo en áreas de relieve accidentado de pendientes muy acentuadas entre los 2,000 y los 2,700 msnm de altitud. De acuerdo con Ortega (1981), el estrato arbóreo alcanza alturas variables de 10-30 m y está compuesto por *Pinus pseudostrobus*, *P. ayacahuite* y *P. patula* mezclados con latifoliadas como *Quercus* spp.,

Clethra sp., *Alnus* sp., *Liquidambar* sp., *Ulmus* sp., entre otras especies arbóreas características del bosque mesófilo. El estrato arbustivo está caracterizado por varias especies de *Quercus* y por *Bacharis conferta*.

Bosque de coníferas. Este tipo de bosque se ubica en la parte alta de la cuenca (2,800-3,500 msnm) y está formado por especies como pinos (*Pinus* spp.), oyameles (*Abies* spp.) y cedro blanco (*Cupressus* spp.) con alturas aproximadas de 20-40 m. De los 3,500 a 4,000 msnm, en los límites con la pradera de alta montaña se encuentran los bosques de *Pinus hartwegii*, mezclados con *P. rudis* en menores altitudes (Zárate 2001).

Pradera de alta montaña. Se desarrolla entre los 3,500 – 4,280 msnm (cima del Cofre de Perote). Es una comunidad formada por gramíneas acompañadas por algunos arbustos. Entre las especies dominantes están *Muhlenbergia* spp. y *Juniperus monticola* (Geissert *et al.*, 1994).

Usos de suelo agropecuarios

Agricultura de temporal anual. Las zonas de cultivo de papa (*Solanum tuberosum*) se ubican por encima de los 2,000 msnm, en áreas de la montaña donde el relieve es poco accidentado. También alterna con cultivos como frijol (*Phaseolus vulgaris*), haba, avena y cebada, asociados al maíz (*Zea mays*), éste último dominante entre los 2,100 y los 2,500 msnm (Ortiz-Ceballos 1995; Zarate 2001).

Agricultura permanente. El cultivo de café se extiende sobre la franja definida entre los 900 y los 1,500 msnm. Las plantaciones de café arábigo (*Coffea arabica*) en sistemas de producción bajo sombra, utilizando árboles nativos, es el más extenso en la región. El componente arbóreo está conformado por jinicuil (*Inga jinicuil*), higuera (*Picus pertusa*), cedro (*Cederla odorata*), jobo (*Spondias mombin*), liquidambar (*Liquidambar macrophyla*) y marangola (*Clethra macrophyla*), entre otros. En la modalidad de policultivo con aprovechamiento comercial y de sombra, las plantaciones de café se intercalan con cítricos, plátano y nuez de macadamia (*Macadamia integrifolia*) (Ortiz-Ceballos 1995). El cultivo de café a sol, representada por la variedad robusta (*Coffea canephora*) abarca solo una pequeña extensión (0.3%; 342 ha) de la superficie total cultivada (~ 40,263 ha) en los municipios por tradición cafetaleros en la región (Ortiz-Ceballos 2004), ya que requiere un alto grado de insumos y fertilizantes químicos y plaguicidas, el uso de maquinaria, y mano de obra intensiva a lo largo de su ciclo anual (Segrove 2003).

Agricultura semi-permanente. El cultivo de caña de azúcar (*Saccharum officinarum*) alterna con el cultivo de café de los 1,000 – 1,250 msnm, sin embargo de los 900 msnm a altitudes menores, este uso de suelo aparece como el más dominante en la cuenca.

Pastizales. Los pastos inducidos dedicados a la producción lechera principalmente en la región, y están representados por pastos “gramas” (*Paspalum notatum*). De acuerdo con Ortiz-Ceballos (2004) el componente arbóreo cuenta con la presencia de algunos árboles aislados como los huizaches (*Acacia pennatula*). Se encuentran también otras especies de

pastos conocidos como kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) y pasto estrella (*Cynodon plestostachium*).

1.1.5. Aspectos socioeconómicos

La zona que se define como la cuenca alta del río La Antigua comprende los municipios de Xalapa, Coatepec, Xico, Teocelo, Cosautlán de Carvajal, Emiliano Zapata, Acajete, San Andrés Tlalnehuayocan, Ixhuacán de los Reyes y una parte de los municipios de Perote, Banderilla, Las Vigas de Ramírez, Ayahualulco, Tlaltetela y Huatusco del estado de Veracruz. En cuanto al estado de Puebla, abarca los municipios de Quimixtlan, Chilchotla y una porción de Lafragua, Chichiquila, Tlalchichuca y Cacahualco.

La mayor densidad de población (*DP*) en la región se concentra en el municipio de Xalapa seguido por Banderilla y Coatepec (Tabla 1.1). Sin embargo, por la superficie que el municipio de Coatepec ocupa dentro de la cuenca alta (12.9%) en comparación con Xalapa (2.11%) y Banderilla (0.04%), el municipio de Coatepec en conjunto con Xico son los principales centros de atracción poblacional en el área de estudio. Es interesante observar que de los municipios que abarca la cuenca alta, La Fragua presenta una tendencia de crecimiento poblacional (*TCP*) negativa para los próximos 10 años (CONAPO 2005; Tabla 1.1), esto debido en parte a que a sus habitantes tienden a migrar hacia ciudades como Xalapa para vender sus productos agrícolas o bien para emplearse en esta ciudad o en otros estados.

En cuanto a las actividades productivas, en la parte alta de la cuenca donde se ubican los municipios de Acajete, Ayahualulco, Chilchotla, Ixhuacán de Los Reyes, La Fragua y Tlachichuca conservan la especialización de una agricultura de temporal en laderas a base de maíz y papa, y pastoreo de caprinos. Así también, la tala ilegal de bosques de coníferas y latifoliadas para su comercialización en las localidades cercanas a la ciudad de Xalapa, representa una de las actividades más productivas para los pobladores de los municipios de Acajete y Ayahualulco (Zárate 2001). La zona intermedia y baja de la cuenca es muy destacada porque contiene una de las zonas cafetaleras más importantes de la zona centro del estado de Veracruz, esta franja atraviesa total o parcialmente los municipios de Xalapa, Coatepec, Xico, Teocelo, Cosautlán, Emiliano Zapata, Huatusco y San Andrés Tlanelhuayocan. Por tanto esta zona ha estado siempre ligada al predominio de las actividades agrícolas (café y caña de azúcar). De esta manera la estructura del mercado de trabajo se ha ordenado alrededor de ella. Los municipios antes mencionados, además de concentrar importantes actividades en torno al café, proveen empleos para realizar diversos trabajos en albañilería, servicio doméstico, empleos en mostrador de tiendas, etc. (Ortiz-Ceballos 1995).

Los municipios como Acajete, Ixhuacán de Los Reyes, San Andrés Tlanelhuayocan, Ayahualulco, Quimixtlán, Chichiquila, los cuales se extienden hacia la montaña y rodean la región del cultivo de café, representan la fuerza de trabajo de reserva para esta zona durante las épocas de mayor demanda del cultivo de café así como de caña de azúcar. En tierras donde el cultivo del café no es apto, áreas pertenecientes principalmente a los municipios

Tabla 1.1. Área contenida del municipio dentro de la cuenca alta (AMC; km²), Proporción que ocupa el municipio en la superficie de la cuenca alta (PMC; %), Densidad poblacional (DP; hab/km²), Tasa de crecimiento poblacional en 10 años (TCP; %), Personas de 15 años o más alfabetas (P-15ALF; %). Fuente: CONAPO (2005) e INEGI (1999).

Municipio	AMC	PMC	DP	TCP	P-15ALF
Acajete	42.80	3.13	87.1	9	82.2
Ayahualulco	54.69	7.68	218.2	6	51.6
Banderilla	2.42	0.04	873.8	18	91.7
Cacahualco	0.02	0.00	89.0	6	57.9
Chichiquila	86.47	6.39	231.1	9	63.9
Chilchotla	99.38	10.66	136.9	5	53.9
Coatepec	85.58	12.82	413.7	9	89.8
Cosautlán de Carvajal	100.00	5.68	232.1	12	79.2
Emiliano Zapata	0.29	0.09	121.5	13	90.2
Huatusco	3.24	0.50	250.8	6	83.1
Ixhuacán de Los Reyes	99.99	11.34	70.5	8	68.4
La Fragua	12.55	1.70	50.9	-8	75.2
Las Vigas de Ramírez	1.05	0.08	149.9	6	81.5
Perote	1.69	0.79	95.9	5	85.8
Quimixtlán	97.39	12.92	120.3	7	66.1
San Andrés Tlalnehuayocan	94.79	2.57	391.4	22	82.7
Tenampa	0.00	0.00	104.6	8	74
Teocelo	100.00	4.67	268.1	8	86.1
Tlachichuca	1.84	0.59	63.9	2	78
Tlaltetela	11.99	2.56	54.1	12	74.5
Totutla	0.00	0.00	169.3	8	77.7
Xalapa de Enríquez	23.27	2.11	3547.4	5	94.7
Xico	99.89	13.68	178.2	10	80.4

de Xico, Teocelo y Coatepec, fueron desmontadas hace 30-40 años para la ganadería bovina extensiva utilizando ganado Holstein y suizo para producción de leche.

1.1.6. Tenencia de la tierra

La alteración del patrón de tenencia de la tierra ocasionado por el reparto agrario (1920-1940) significó además de la creación de un amplio sector ejidal, el fortalecimiento del sector de pequeños propietarios (Ortiz-Ceballos 1995). Actualmente, cerca del 90% de la tenencia de la tierra se encuentra en manos de la propiedad privada, al interior de ésta, el 70% aproximadamente pertenece a pequeños propietarios con unidades de producción menores a 5 ha, y alrededor del 20% a propietarios cuyas extensiones de tierra son mayores a 5 ha. Por lo que la propiedad ejidal en la región ocupa tan solo el 5%. Si bien es cierto que la reforma agraria alteró significativamente la estructura de la tenencia de la tierra en la región, no acabó con el dominio de la clase hacendada la cual ha mantenido el control del proceso de transformación de la caña de azúcar y el café (Ortiz-Ceballos 1995).

1.2 Escala local: Microcuenca

1.2.1. Microcuencas de bosques

Bosque mesófilo de montaña (BMM) maduro

La microcuenca “Los Horcones” (39 ha) se sitúa en los 97°02’42” (Longitud oeste) y 19°29’34” (Latitud Norte), con orientación noroeste-sureste a una elevación promedio de 2,170 msnm (Figura 1.5). La parte alta de la microcuenca es de propiedad ejidal mientras que la parte baja pertenece a la Reserva Natural “La Cortadura” ubicada a 12.5 km de la

ciudad de Coatepec, Veracruz. La corriente fluvial es de primer orden y permanente. La microcuenca pertenece a la subcuenca “Los Gavilanes”, la cual drena entre los límites de los municipios de Coatepec y Xico, y funge como principal fuente de abastecimiento para la ciudad de Coatepec y poblados que localizan en las partes bajas.

El terreno se caracteriza por laderas de fuerte disección formando una barranca en V cerrada en cuyo fondo fluye la corriente de agua permanentemente. Dominan las pendientes de fuertes a muy fuertes (20-45°; 52% de cobertura en la microcuenca), seguidas por pendientes de suaves a moderadas (10-20°; 33% de cobertura). Haciendo un recorrido de la parte más alta a la más baja de la microcuenca, se observan tres desniveles en el terreno (escalones), los dos primeros de aproximadamente 20 m y el tercero de 3 m, los cuales forman cascadas con el agua del cauce del río.

Bosque mesófilo secundario (regeneración natural)

La microcuenca “El Soltadero” tiene una extensión de 11.9 ha, y se localiza adyacente a la microcuenca de BMM maduro (ver Figura 1.5). Sus coordenadas son 97°02’28’’ (Longitud oeste) y 19°29’51’’ (Latitud Norte), con orientación oeste-este, a una altitud promedio de 2,170 msnm. Este sitio de estudio está compartido entre la Reserva Natural “La Cortadura” y propietarios de la localidad Loma Alta del municipio de Coatepec, Veracruz. La corriente que se forma es de primer orden y permanente, y pertenece también al sistema hidrológico “Los Gavilanes”. Su configuración fisiográfica es de un lomerío de crestas redondeadas con

laderas de fuerte a muy fuerte pendiente (20 - 45°; 50% de cobertura en la microcuenca) y de moderada disección (10 - 20°; 30% de cobertura), formando un valle en forma de V.



Figura 1.5. Mapa de localización de las microcuencas de BMM maduro, BMM secundario y pastizal en la vertiente oriental del volcán Cofre de Perote (Veracruz). Fuente: Google Earth 2007.

Clima

El tipo de clima que prevalece en “La Cortadura” es C(m) templado húmedo con lluvias todo el año C(fm), con temperaturas medias anuales que varían entre los 12 y 18 °C, y una precipitación anual de 2,000 a 3,000 mm, de acuerdo con Köppen modificado por García

(1988). La caracterización microclimática del sitio “La Cortadura” se llevó a cabo mediante la instalación de una estación climática de 3 m de altura ubicada a 2,120 msnm en una área abierta y cercana (~ 300 m) de las microcuencas de bosques bajo estudio. Las variables meteorológicas monitoreadas en esta estación (Figura 1.6), a partir del mes de junio de 2006 fueron: precipitación (P , mm), ocurrencia y densidad de neblina, radiación de onda corta (S_{in} , $W m^{-2}$), temperatura (T , $^{\circ}C$), humedad (RH , %), velocidad del viento (U , $m s^{-1}$) y dirección del viento (U_{dir} , grados). Los datos fueron colectados a partir de junio de 2006 con una frecuencia alta de muestreo (cada 30 seg.), para después ser promediados a intervalos de 5 minutos utilizando un registrador de datos Campbell Scientific Ltd. 21X. En el caso de la precipitación, el INECOL inició su registro a partir del mes de junio de 2005 hasta la fecha.

La información climática obtenida en este sitio de la montaña indicó que el promedio mensual de los vientos ocurridos durante el día provienen del este-sureste (rango entre los $114-128^{\circ}$); mientras que los vientos presentes durante la noche descienden en su mayoría de la montaña con dirección noroeste (rango entre los $307-331^{\circ}$), con excepción del mes de enero en que el promedio de los vientos por la noche vinieron con dirección norte-noroeste (32°), muy probablemente influenciados por el movimiento del aire polar proveniente del Hemisferio Norte durante esta época del año. La duración del día fue definida cuando la $S_{in} \geq 50 W m^{-2}$ y el de la noche cuando $S_{in} < 50 W m^{-2}$. El promedio anual de las velocidades de viento durante el año fueron de $1.38 m s^{-1} \pm 0.26$, por lo que se consideran muy bajas (Holwerda, *sin publicar*). La cantidad de precipitación promedio anual registrada durante el

periodo de monitoreo fue de 2,830 mm, con un valor promedio de 250 eventos de precipitación, de los cuales el 75% ocurrieron en la época de lluvias, 20% en la época de “Nortes” y 5% en la época de secas. La variación promedio diaria mensual de la temperatura fue de 4.8°C, registrándose las temperaturas máximas promedio durante los meses de junio-octubre, y las temperaturas mínimas promedio de noviembre-enero (Tabla 1.2).



Figura 1.6. Estación climatológica cercana a las microcuencas de BMM maduro y secundario en “La Cortadura”. Vrije Universiteit Amsterdam (VUA).

La variación promedio diaria estacional de la humedad relativa fue de 15% (rango comprendido de 61-76%; de marzo-abril a mayo-octubre, respectivamente)(Tabla 1.2). La variación estacional promedio diaria registrada en la radiación solar entrante de onda corta

fue de $3.72 \text{ MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, en la cual el valor mínimo promedio fue de $10.53 \text{ MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ se ubicó en los meses de invierno (noviembre-febrero), mientras que el valor máximo promedio de $14.2 \text{ MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ se obtuvo durante la estación de secas (marzo-abril). La evaporación potencial fue calculada utilizando la ecuación de FAO Penman-Monteith (FAO 1998). La variación de la evaporación potencial entre las estaciones del año fue de 0.9 mm día^{-1} , por lo que se considera pequeña. El promedio diario anual de la evaporación potencial fue de $2.19 \pm 0.97 \text{ mm día}^{-1}$, equivalente a 799.3 mm anuales . El déficit de presión de vapor promedio diario (*VPD*) fue de $0.42 \pm 0.23 \text{ kPa}$ para la época de lluvias, $0.46 \pm 0.41 \text{ kPa}$ para los meses fríos de (nov-feb) de la época de secas, y de $0.60 \pm 0.41 \text{ kPa}$ para los meses de calor (mar-abr) de la época de secas (Holwerda y Bruijnzeel 2007).

Tabla 1.2. Precipitación (*P*); evaporación potencial (*E*) y Déficit promedio diario de presión de vapor (*VPD*; $\text{kPa} \pm$ desviación estándar). Valores promedio diarios por temporada calculados durante el periodo 2005-2007.

Estación	<i>P</i>	<i>E</i>	<i>VPD</i>
Lluvias	360 ± 128	2.3 ± 0.8	0.4 ± 0.2
“Nortes”	105 ± 44	1.8 ± 1.0	0.5 ± 0.4
Secas	53 ± 21	2.7 ± 1.2	0.6 ± 0.4

Geología y suelo

Los materiales que dieron origen a los suelos en la cuenca son andesitas recubiertas por capas delgadas de cenizas volcánicas (Geissert 1994). Estudios en perfiles de suelos realizados en ambas laderas de las microcuencas por Campos (*com. pers.*), y Meza y

Geissert (2007) muestran que los suelos se derivan de cenizas volcánicas sobre flujos piroclásticos consolidados. Por sus características edafogenéticas se identifican como andosoles úmbricos (FAO-UNESCO 1997) de textura limo-arcillosa con alto contenido de materia orgánica. Presentan propiedades físicas muy particulares como baja densidad aparente ($0.3-0.5 \text{ g cm}^{-3}$) y alta porosidad lo cual favorece la circulación del aire y del agua dentro del suelo, alta retención de agua y de conductividad hidráulica. Estos suelos se clasifican como de fuertemente ácidos a extremadamente ácidos (pH 3-5), con una reserva de nutrientes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) muy baja. Estos suelos mantienen en su superficie una capa que varía de 8 a 10 cm de espesor con hojarasca en un estado de descomposición ligero, proveniente de las especies dominantes (*Quercus* spp.) en el caso del bosque maduro, y *Alnus* spp. en el bosque secundario.

El patrón general de horizontes que presentaron los suelos fue el siguiente:

Horizonte A (0-110 cm). Este horizonte se caracteriza por ser de color de negro a pardo oscuro, de textura limosa con alto contenido de materia orgánica que decrece con la profundidad. La densidad aparente es baja (0.38 g cm^{-3} valor promedio). Es un horizonte con abundantes raíces finas, medianas y algunas gruesas que se distribuyen en todas direcciones, en húmedo el suelo tiene una consistencia de friable a muy friable. Actividad de animales importante (lombrices negras y gallinas ciegas, entre otros).

Horizonte Bw (110-150 cm). Este horizonte es producto de la alteración del material volcánico y se caracteriza por ser de color pardo a pardo muy oscuro, la textura es limo-

arcillosa con presencia de algunos fragmentos de rocas muy intemperizadas. La presencia de raíces finas es muy escasa. La densidad aparente sigue siendo baja (0.36 g cm^{-3} valor promedio) con respecto al horizonte A.

Horizonte C (150 -170 cm). Este horizonte está compuesto en su mayoría de fragmentos de roca de andesita muy alterada y de una pequeña porción de material fino (suelo) arcillo-limoso de color pardo a pardo amarillento oscuro. La densidad aparente (0.45 g cm^{-3} valor promedio) es relativamente mayor con respecto a los horizontes A y B.

1.2.2. Microcuenca de pastizal

La microcuenca “La Vega” se localiza geográficamente en $97^{\circ}02'41''$ (Longitud oeste) y $19^{\circ}23'57''$ (Latitud Norte) a una altitud promedio de 1,500 msnm en la localidad Cocoxatla localizada a aprox. 6 km de la ciudad de Xico, Veracruz (Figura 1.5). La microcuenca abarca una superficie de 35.9 ha y se encuentra orientada en la dirección noroeste-sureste. La corriente principal es de segundo orden y perenne. El terreno está compuesto por lomeríos con crestas redondeadas, pendientes suaves (5° - 10° ; 24% de la cobertura de la microcuenca) a moderadas (10° - 20° ; 47% de cobertura) son las dominantes, y algunas de fuertes a muy fuertes están también presentes (20° – 45° ; 21% de cobertura).

Clima

El tipo de clima en este sitio de estudio es C(fm) subtropical húmedo de acuerdo con Köppen modificado por García (1988). Debido a la ausencia de estaciones climáticas por

parte de la CFE o CNA en las inmediaciones de la microcuenca bajo estudio, la caracterización microclimática de este sitio en Xico se realizó, con excepción de la precipitación y la información de viento, mediante la interpolación de datos climatológicos de la estación en La Cortadura y la información derivada de una estación ubicada a los 1,210 msnm en la Congregación La Orduña, Coatepec, Ver., instalada también por la VUA en el mes de junio de 2006. Ambas estaciones realizaron un monitoreo continuo y simultáneo de la precipitación, ocurrencia y densidad de neblina, radiación de onda corta, temperatura, humedad, velocidad del viento y dirección del viento, con la misma periodicidad de muestreo (30 seg.), para después ser promediados a intervalos de 5 minutos utilizando un registrador de datos Campbell Scientific Ltd. 21X. La información de precipitación que se presenta ha sido colectada a partir del mes de junio de 2005 hasta la fecha a cargo del INECOL. En cuanto a los datos de viento, estos se tomaron directamente de la estación en La Orduña.

Los datos colectados indicaron que la precipitación promedio anual registrada fue de 2,710 mm, distribuida el 75% en la época de lluvias (mayo-octubre), 18% en la época de “Nortes” (nov.-feb.) y 7% en la época de secas (marzo-abril). El número promedio de eventos de precipitación ocurridos en el año fue 280. El promedio mensual de los vientos durante el día provinieron con dirección este – sureste (rango entre los 109 - 141°); mientras que los vientos prevalecientes durante la noche viajan usualmente con dirección noreste (rango entre los 12 -28°). La duración del día fue definida cuando la $S_{in} \geq 50 \text{ W m}^{-2}$ y el de la noche cuando $S_{in} < 50 \text{ W m}^{-2}$. El promedio anual de las velocidades de viento durante el

año fueron de $1.39 \text{ m s}^{-1} \pm 0.22$, por lo que se consideran muy bajas. Las estimaciones realizadas de las variables climáticas para la microcuenca La Vega, señalaron que la temperatura promedio diaria mensual tuvo una variación total de 5.2°C , las temperaturas promedio máximas fueron registradas en los meses de junio y septiembre (18.5°C) y las temperaturas promedio mínimas (13.7°C) en los meses de diciembre y enero. La variación promedio diaria estacional de la humedad relativa fue baja (4.8%), comprendida entre el rango 65.8%-70.7%. La variación promedio diaria estacional registrada en la radiación solar entrante de onda corta fue de $4.34 \text{ MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, en la cual el valor mínimo promedio fue de $11.71 \text{ MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ ubicado en los meses de invierno (noviembre-febrero), mientras que el valor máximo promedio de $16.05 \text{ MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ fue obtenido durante la estación cálida-seca (marzo-abril). La evaporación potencial fue calculada utilizando la ecuación de FAO Penman-Monteith (FAO 1998). Durante el año, la variación intra-estacional de la evaporación potencial fue de 1.08 mm día^{-1} . El promedio diario de la evaporación potencial durante el año fue de $2.67 \pm 0.96 \text{ mm día}^{-1}$, lo cual equivale a un total anual de 974.5 mm.

Tabla 1.3. Precipitación (*P*); evaporación potencial (*E*) (mm \pm desviación estándar). Valores promedio diarios por temporada calculados durante el periodo 2005-2007.

Estación	<i>P</i>	<i>E</i>
Lluvias	420 ± 181	2.9 ± 0.8
“Nortes”	78 ± 39	1.9 ± 0.9
Secas	37 ± 12	3.0 ± 1.2

Geología y suelo

Los materiales de origen son flujos piroclásticos y coladas andesíticas recubiertas por cenizas volcánicas de gran espesor. Estudios en perfiles de suelos realizados en ambas laderas de la microcuenca por Campos (*com. pers.*), muestran que los suelos pertenecen a la clase andosol úmbrico (FAO-UNESCO 1997). Los suelos de este sitio se diferencian de los bosques por ciertos cambios en las propiedades químicas y físicas atribuidos al manejo. Estos suelos tienen una densidad aparente ($> 0.7 \text{ g cm}^{-3}$) ligeramente más alta y como resultado una porosidad más baja que los suelos bajo uso forestal. Los cambios en las propiedades físicas podrían reflejarse en una disminución tanto en la capacidad de retención de agua como en la conductividad hidráulica del suelo. El pH (~ 4) lo clasifican como un suelo de fuertemente ácido a extremadamente ácido. En este sitio los suelos tienen una reserva de nutrientes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) muy baja.

El patrón general que presentaron los horizontes en los diferentes perfiles de suelo fue:

Horizonte Ap (0-60 cm): Este horizonte es de color café grisáceo oscuro, presenta muchas raíces de los pastos en los primeros 25 cm de profundidad, tiene una estructura granular bien desarrollada y la textura es arcillo-limosa. Los primeros 6 cm de profundidad del suelo forman una capa ligeramente compactada por al pisoteo del ganado. La actividad microbiológica del suelo es alta.

Horizonte Bw (60-130 cm): Este horizonte es producto de la alteración del material volcánico y se caracteriza por el color que varía de pardo amarillento a amarillo, la textura es arcillo-limosa y arcillosa, es común que en este horizonte se presenten algunos fragmentos de roca muy intemperizados.

Horizonte C (130-150 cm): Está compuesto de roca andesita muy alterada y es escaso el material fino (suelo).

1.2.3. Caracterización de las comunidades vegetales

El muestreo de vegetación en las microcuencas de BMM maduro y secundario se llevó a cabo mediante cuadros de muestreo de 100 m² (10 x 10 m) para los estratos arbóreos y arbustivos. Para el estrato herbáceo o de regeneración se realizaron cuadros de muestreo de 2 x 2 m. A cada individuo le fue medida su altura utilizando un clinómetro Sunto PM-5/1520, y el diámetro a la altura del pecho (DAP > 1 m) empleando una cinta diamétrica Tamayo Million 12. Para la identificación de los especímenes botánicos se utilizaron claves dicotómicas, literatura especializada disponible como los fascículos de la Flora del estado de Veracruz, así como ejemplares previamente identificados por especialistas depositados en el Herbario XAL del Instituto de Ecología, A.C. Con los datos obtenidos se calcularon los valores de densidad relativa (No. de individuos por especie/total de individuos; %), dominancia relativa (Área basal por especie/Total área basal de las especies; %), y el índice valor de importancia (Densidad relativa + Dominancia relativa; %) de cada especie (Anexo A). La cobertura de las especies fue estimada utilizando el método de Braun-Blanquet

(1932). En el Anexo B se muestra el listado de las especies de la flora vascular, que contiene los diferentes grupos de plantas (Pteridofitas, Dicotiledóneas y Monocotiledóneas).

BMM maduro

El BMM de la microcuenca “Los Horcones” se compone por especies de árboles tanto perennifolios como caducifolios. La edad de algunos de los elementos (*Quercus* sp.) que lo caracterizan lo definen como un bosque en un estado de conservación alto (80-100 años). Los primeros análisis realizados para determinar la diversidad alfa en una superficie de 2,000 m² en esta microcuenca indicaron una alta variabilidad y riqueza de especies (35-65 especies)(Castillo-Campos *et al.*, 2007). Con base en los porcentajes de densidad y dominancia de las especies, *Clethra macrophylla* M. Martens & Galeotti y *Miconia glaberrima* (Schltdl.) Naudin fueron las especies más importantes en los estratos arbóreo y arbustivo en este sitio de bosque mesófilo, seguidas por las especies *Parathesis melanosticta* (Schltdl.) Hemsl.; *Oreopanax xalapensis* (Kunth) Decne. & Planch; *Quercus ocoteifolia* A. Camus; *Ocotea psychotrioides* Kunth; *Dicksonia sellowiana* Hook y *Calyptranthes schlechtendaliana* O. Berg (Anexo A). La altura promedio de los árboles muestreados fue de 7.3 m. En el estrato regenerativo (sotobosque), la altura promedio de las especies fue de 0.5 m y la especie de mayor importancia fue *Alchornea latifolia* Sw. con un valor del 43% seguida muy por debajo por la especie *Arachniodes denticulata* (Sw.) Ching con un 13%.

BMM secundario

La cubierta vegetal de la microcuenca “El Soltadero” está representada tanto por elementos maduros como por secundarios de BMM. Debido a un incendio ocurrido por prácticas de cultivos en 1989 en una superficie de aprox. 5 ha que solía estar cubierta por árboles maduros de especies de BMM, por procesos de sucesión secundaria, la especie dominante en esta porción del bosque es *Alnus jorullensis* Kunth, la cual ha dado lugar a un bosque de *Alnus* cuya edad aprox. es de 19 años, y cubre una extensión aproximada del 20% de superficie de la microcuenca. Otra porción más de la microcuenca adyacente a elementos maduros, se encuentra en procesos de regeneración por un tiempo aproximado de 15 años después del abandono de prácticas para el cultivo de maíz.

La altura promedio de los árboles en el estrato arbóreo y arbustivo fue de 7 m; las especies se ordenaron de la siguiente manera de acuerdo a su valor de importancia: *Miconia glaberrima* (Schltdl.) Naudin (43%), *Prunus tetradenia* Koehne (30%), *Alnus jorullensis* Kunth (27%), *Quercus corrugata* Hook (21%), *Clethra macrophylla* M. Martens & Galeotti (21%), *Solanum nigricans* M. Martens & Galeotti (14%) y *Quercus ocoteifolia* A. Camus (12%)(Anexo A). En el estrato de regeneración la altura promedio de las especies fue de 0.4 m., *Arachniodes denticulata* (Sw.) Ching fue la especie más importante con un 41%, seguida con un 9% por la especie *Ageratina ligustrina* (DC.) R.M. King & H. Rob.



Figura 1.7: Fotos de la vegetación en las microcuencas (a) Helecho arborescente al interior del bosque mesófilo de montaña maduro (Foto de LEMV); y (b) Bosque mesófilo en regeneración mostrando al bosque de *Alnus* (Foto de MGC).

Pastizal

La cubierta vegetal de la microcuenca “La Vega” es un pastizal inducido con uso para ganadería extensiva dedicado a la producción lechera, una de las actividades económicas más importantes del municipio de Xico. Algunas porciones de la microcuenca están cubiertas por manchones de árboles de *Liquidambar* sp., así como por árboles aislados de *Acacia* sp., abarcando entre un 5-10% de la superficie total de la cuenca. El pastizal está representado por la especie *Paspalum notatum* Flüggé (Anexo A). La altura promedio de

las especies fue de 30 cm. Por prácticas de manejo, el pastizal es barbechado al menos una vez por año.



Figura 1.8: Foto del pastizal mostrando algunos árboles de *Acacia* sp., y el ganado suizo lechero (Foto de LEMV).

1.3 Referencias

- Acevedo, F., y Luna, A., 2005, Principales Fenómenos Meteorológicos que afectaron al Estado de Veracruz en el Año 2005. *En* Inundaciones del 2005 en el Estado de Veracruz. A. Tejeda y C.M. Welsch (Eds), pp. 53-67 (Universidad Veracruzana: México, 2005).
- Acosta, I. 2002, Vegetación y flora del municipio de Xico, Ver. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana, Facultad de Biología, Xalapa, Ver. México.
- Báez, A.P., Padilla, H., Cervantes, J., Pereyra, D., y Belmont, R., 1997, Rainwater chemistry at the eastern flanks of the Sierra Madre Oriental, Veracruz, Mexico. *Journal of Geophysical Research* 102, 23329-23336.
- Braun-Blanquet, J., 1932, Plant Sociology: the Study of Plant Communities. English translation of Pflanzensoziologie (Translated by Fuller, G.D. and H.S. Conard), (New York: McGraw-Hill).
- Castillo, G. 1991, Vegetación y flora del municipio de Xalapa, Ver. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Ver., México.
- Castillo Campos, G., Vázquez, G., García Franco, J. G., Mehlreter, K., Martínez, M. L., y Madrigal Chavero, R., 2007, Estructura y composición de comunidades vegetales del bosque mesófilo de montaña del centro de Veracruz, México. *En* Reporte Técnico Final del proyecto No. INE/A1-064/2007. Instituto de Ecología, A.C. - Vrije Universiteit Amsterdam – Instituto Nacional de Ecología. Xalapa, Ver., México.
- Challenger, A. 1998, Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. UNAM Agrupación Sierra Madre, S.C. México, D.F. 847 p.
- CNA, 1998, Carta de Cuencas Hidrológicas. Comisión Nacional del Agua, México.
- CONABIO, 2000a, Programa de Regiones Hidrológicas Prioritarias. CONABIO. México, D.F.
- CONABIO, 2000b, Programa de Regiones Prioritarias Terrestres. CONABIO. México, D.F.
- CONAGUA, 2005, Mapa Hidrológico, escala 1:1 000 000. Sistema de Información Geográfica del Agua, Subgerencia de Programación de la Gerencia Regional Golfo Centro de la Comisión Nacional del Agua.

- CONAPO, 2005, Estimaciones del CONAPO con base en el II Censo de Población y Vivienda 2005 y Encuesta Nacional de Ocupación y Empleo 2005 (IV Trimestre).
- FAO, 1998, Crop evapotranspiration, Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 24, 131 pp. (FAO: Rome, 1998).
- FAO-UNESCO, 1997, Soil Map of the World. Revised Legend, with corrections and updates. World Soil Resources Report 60, FAO, Rome. Reprinted with updates as Technical Paper 20, ISRIC, Wageningen, The Netherlands.
- García, E., 1988, Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Offset Larios. México, D.F. 217 p.
- Geissert, D., Dubrecq, D., Campos, A., y Meza, E. (Eds), 1994, Carta de paisajes geomorfoedafológicos de la región volcánica Cofre de Perote, Estado de Veracruz, México, Escala 1:75,000 (México: Instituto de Ecología, A.C.-ORSTOM-CONACYT).
- Geissert, D., 1999, Regionalización geomorfológica del estado de Veracruz. *Investigaciones Geográficas* 40, 23-47.
- Holwerda, F., y Bruijnzeel, L.A., 2007, Intercepción pluvial y de neblina en un bosque secundario de niebla montano en el centro de Veracruz, Mexico. *En Reporte Técnico Final del proyecto INE/A1-064/2007*. Instituto de Ecología, A.C. – Vrije Universiteit Ámsterdam – Instituto Nacional de Ecología. Xalapa, Ver., México.
- INEGI, 1999, Datos vectoriales en formato digital. Escala 1:50,000.
- INEGI, 2000, XII Censo General de Población y Vivienda. Veracruz, México.
- INEGI, 2000, XII Censo General de Población y Vivienda. Puebla, México.
- INEGI-ORSTOM, 1991, Cuaderno de información básica Región Cofre de Perote y anexos cartográficos. 58 p.
- López de Buen, L., Ornelas, F.J. y García-Franco, J.G., 2002, Mistletoe infection of trees located at fragmented forest edges in the cloud forests of Central Veracruz, Mexico. *Forest Ecology and Management* 164, 293–302.
- Luna, I., Almeida, L., Villers, L., y Lorenzo, L., 1988, Reconocimiento florístico y consideraciones fitogeográficas del bosque mesófilo de montaña de Teocelo, Veracruz. *Bol. Soc. Bot. Méx*, 48, 35-63.

- Luna, V. 1997, Estudio de vegetación y flora del municipio de Coatepec, Ver. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Biológicas, Xalapa, Ver. México.
- Meza, E. y Geissert, D., 2007, El comportamiento hidrodinámico de Andosoles con uso diferenciado en el municipio de Coatepec, Estado de Veracruz, México. *En* Reporte Técnico Final del proyecto No. INE/A1-064/2007. Instituto de Ecología, A.C. - Vrije Universiteit Amsterdam – Instituto Nacional de Ecología. Xalapa, Ver., México.
- Miranda, F., 1947, Estudios sobre la vegetación de México v. Rasgos de la vegetación de la Cuenca del río de las Balsas. *Revista Soc. Mex. Hist. Nat.* 8, 95-114.
- Miranda, F., y Sharp, A.J., 1950, Characteristics of the vegetation in certain temperate regions of Eastern Mexico. *Ecology* 31, 313-333.
- Narave Flores, H., 1985, La vegetación del cofre de Perote, Veracruz, México. *Biótica* 10 (1), 35-64.
- Ortiz-Ceballos, G., 1995, Los ambientes para la producción agropecuaria y forestal en el municipio de Coatepec, Ver. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas, Instituto de Recursos Naturales, Veracruz, México.
- Ortiz-Ceballos, G., 2004, El agroecosistema café: crisis de mercado y sustentabilidad. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. Programa en agroecosistemas tropicales, Veracruz, México.
- Pereyra, D., y Pérez, J. A. A., 2005, Hidrología de superficie y precipitaciones intensas 2005 en el estado de Veracruz. *En* Inundaciones 2005 en el estado de Veracruz, A. Tejeda y C.M. Welsch (Eds), pp. 81-99 (Universidad Veracruzana: México, 2005).
- Tejeda, M. A., Acevedo, F., y Jáuregui, E., 1989, Atlas Climático del Estado de Veracruz. Col. Textos Universitarios, Universidad Veracruzana. 150 pp.
- Williams-Linera, G., 1992, Distribution of the hemiepiphyte *Oreopanax capitatus* at the edge and interior of a Mexican lower montane forest. *Selbyana* 13, 35-38.
- Zárate, B. E., 2001, Ordenamiento ecológico forestal de la cuenca alta del Río La Antigua, Veracruz. Tesis de Maestría. Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Agrícolas, Xalapa, Ver., México.

CAPÍTULO 2

LA CUENCA ALTA DEL RÍO LA ANTIGUA : DISTRIBUCIÓN Y CAMBIOS EN EL USO DEL SUELO*

Palabras clave: Uso de suelo; Paisaje heterogéneo; Cuenca; Landsat; México

* Versión adaptada del artículo publicado como: Muñoz-Villers, L.E. y López-Blanco, J., 2007, Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing* 29(1), 71-93 (ver Anexo C).

2.1. Introducción

La manera más práctica de analizar la distribución de la cobertura en el terreno es a través de la clasificación del uso del suelo mediante técnicas de percepción remota (PR). Esta aproximación ha sido ampliamente utilizada por más de dos décadas (King 2002). Con el propósito de incrementar la precisión de las clasificaciones de uso de suelo, ha surgido un creciente interés en desarrollar nuevas técnicas de clasificación (Xue-Hua *et al.*, 2002), combinar diferentes algoritmos de clasificación (Debeir *et al.*, 2002) y probar distintas fuentes de información provenientes de elementos geofísicos o topográficos (Liu *et al.*, 2003). También ha surgido un creciente interés por clasificar los usos de suelo de extensas áreas porque se requiere cada vez mayor información sobre la identificación espacial y la cuantificación de los cambios ocurridos en estos territorios. Esta necesidad ha encontrado apoyo en la accesibilidad y en algunos casos los bajos costos de adquisición de las imágenes de satélite (por ejemplo, información del sensor Landsat, satélite Terra, entre otros), y en la disponibilidad de técnicas más avanzadas en la ciencia de la computación que encuentran aplicación en el campo de la percepción remota.

El uso combinado de sistemas de información geográfica (SIG) e imágenes de satélite, es una herramienta poderosa en la generación y manejo de información sobre la cobertura del terreno, que hace posible su cuantificación, análisis y modelación espacial (Geneletti y Gorte 2003). Lo anterior, es especialmente importante para las regiones montañosas, las cuales son usualmente inaccesibles y por tanto de difícil estudio si se ponen en práctica los

métodos tradicionales de generación de información basados en trabajos de campo (Roberts *et al.*, 2003; Cingolani *et al.*, 2004).

La detección del cambio en el uso de suelo (CUS) mediante técnicas digitales de procesamiento de imágenes multitemporales, ha sido una de las aplicaciones más sólidas de análisis entre las técnicas de percepción remota (Read y Lam 2002). Las técnicas de detección de cambio se encuentran agrupadas en dos categorías principales: 1) técnicas de clasificación que detectan la trayectoria del cambio, es decir, proporcionan información sobre la cobertura original (t_1) y la cobertura actual (t_2), y 2) técnicas binarias, conocidas también como de cambio y no cambio (i.e. diferencia de imágenes, índice de vegetación diferenciado, fractales, etc).

En general, el análisis del CUS busca generar datos para el entendimiento de los cambios ocurridos en un determinado periodo, y valorar las posibles consecuencias tanto socioeconómicas como ambientales (Palacio-Prieto *et al.*, 2000). Estos datos son útiles para que los tomadores de decisión los incorporen en la formulación de estrategias y políticas de planeación territorial a nivel local y regional (Zeleeke y Hurni 2001). El tipo y la magnitud de los cambios que se suscitan en un determinado lugar es un indicador muy importante que permite valorar si el grado de desarrollo del sitio se encuentra en equilibrio con la conservación de los recursos naturales y su manejo sostenible (Velázquez *et al.*, 2002).

Los paisajes alrededor del mundo experimentan cambios constantemente. Los ecosistemas que sufren modificaciones ya sea por el impacto de las actividades humanas o por procesos

naturales, pueden acelerar sus cambios teniendo repercusión en funciones y procesos ecológicos esenciales, que conlleven a la reducción de sus servicios ambientales (Lambin *et al.*, 2001; Peterson *et al.*, 2001), y a escalas mayores eventualmente a un cambio climático (Fearnside 2001). Los ecosistemas de montaña de zonas tropicales y latitudes templadas húmedas, son muy importantes por albergar en sus bosques una gran diversidad biológica (UNEP-WCMC 2002), además de proteger el suelo de la erosión en las laderas de pendiente pronunciada. Estas zonas ecológicas son particularmente sensibles por lo que cambios en el uso de suelo podrían tener repercusiones en el sistema económico de una región mediante la reducción de la producción en un determinado lugar (ejemplo, degradación de suelos, pérdida de nutrientes y fertilidad), o bien con efectos a mayores escalas, como por ejemplo modificaciones en los regímenes hidrológicos y calidad de agua en cuencas (Aylward 2004).

La cubierta vegetal en México es una de las más diversas del mundo (Toledo y Ordoñez 1993). La mayor riqueza de especies se concentra en las regiones tropicales húmedas de México, particularmente en los estados de Chiapas y Veracruz. Estas regiones están consideradas como los principales centros de endemismo de México (Flores-Villela y Gerez 1988; Luna *et al.*, 2001), así como las generadoras de importantes servicios ambientales (Aldrich *et al.*, 2000). Sin embargo, estas áreas de alta biodiversidad han estado sujetas a drásticas modificaciones; las tasas de deforestación promedio alcanzadas durante los '80s fueron del 2% anual, y en ciertas áreas como en la región de Los Tuxtlas, Ver., se registraron tasas mucho más elevadas de aproximadamente 4% anual (Masera *et al.*, 1997).

Veracruz es un estado agrícola y ganadero por tradición. Hoy en día, más del 62% de la superficie de sus bosques y selvas ha sido convertida a estos usos, particularmente a la ganadería extensiva (Toledo 1988). Actualmente el estado de Veracruz ocupa el primer lugar en producción de ganado bovino seguido por el estado de Jalisco (SAGARPA 2007). En el centro del estado de Veracruz en los últimos treinta años, el bosque tropical montañoso representado por el bosque mesófilo de montaña (BMM), ha sido fuertemente deforestado (70% de su superficie original) para su conversión a áreas agrícolas y ganaderas (Rzedowski 1978; Williams-Linera 1992; Challenger 1998). Considerando la alta tasa a la cual el BMM se está perdiendo en la región (Bubb *et al.*, 2004), resulta urgente el tomar medidas que promuevan la conservación y restauración de este tipo de bosque (Williams-Linera *et al.*, 2002).

La cuenca alta del río La Antigua (2,326 km²; desde los 0 msnm [Golfo de México] hasta los 4,200 msnm [Pico del volcán Cofre de Perote]) se localiza en la vertiente del Golfo del sistema volcánico Cofre de Perote y Pico de Orizaba (región central del estado de Veracruz), el cual pertenece al cinturón Neovolcánico Transversal Mexicano. La cuenca juega un papel muy importante en el abastecimiento de agua a ciudades como Xalapa, capital del estado, Coatepec, Xico, entre otros poblados; además de proveer agua para riego agrícola, uso recreativo y pesca local (CNA 1998). Dentro de los esfuerzos cartográficos que se han realizado para generar información sobre los usos de suelo que caracterizan la cuenca alta del río La Antigua, se encuentra los mapas digitales de cubierta vegetal y uso de suelo de INEGI (1999; escala 1:250,000) y del Inventario Nacional Forestal (2000; escala 1: 250,000), y a una mayor escala, se han limitado a la interpretación de fotografías aéreas

de la cobertura de terreno a nivel de municipio (Luna 1997, Zárate 2001, Acosta 2002) o a nivel de área (1.2 km²) como la analizada al oeste de la ciudad de Xalapa (Williams-Linera *et al.*, 2002). Por lo tanto, el conocimiento de la distribución y cambios ocurridos en la cobertura de uso de suelo en la cuenca alta del río La Antigua, requiere aún ser investigado.

El trabajo que a continuación se presenta se llevó a cabo para contestar preguntas como: ¿cuál fue la distribución espacial de la vegetación y de los usos de suelo de la cuenca alta del río La Antigua en 1990 y 2003?, ¿cuál fue la tasa de cambio entre estas dos fechas?, ¿cuáles fueron los tipos de cambio más importantes durante el periodo analizado?, y ¿cuáles podrían ser las implicaciones ambientales de las transformaciones de la cubierta vegetal y uso de suelo en la cuenca alta?. Para ello se utilizó un enfoque de SIG-PR en que la información cartográfica generada se basó en la interpretación y clasificación de imágenes de satélite Landsat, mientras que la detección de cambios se realizó con una técnica de comparación entre las coberturas clasificadas. De acuerdo con lo anterior, los objetivos principales de esta investigación fueron: 1) Caracterizar los patrones de la vegetación y uso de suelo en la cuenca en los años 1990 y 2003; 2) detectar y cuantificar los cambios más importantes ocurridos en el uso de suelo durante este periodo, en relación con los procesos socio-económicos de la región; y 3) pronosticar los posibles impactos que los cambios en la cobertura tendrá sobre los procesos ecohidrológicos de la cuenca.

2.2. Materiales y métodos

2.2.1 Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la cuenca alta del río La Antigua (Veracruz-Puebla), cuya descripción detallada aparece en el Cap. 1, Sección 1.1.

2.2.2 Colecta de información

Para generar la información sobre el uso de suelo de los años 1990 y 2003, se utilizaron imágenes de satélite Landsat 5 (TM; octubre 1990) y Landsat 7 (ETM+; julio 2003). El área de estudio fue ubicada dentro de la colección de imágenes del sensor Landsat (ruta 25/ filas 46 y 47), de las cuales se extrajo una subárea de trabajo de 2,572 km². La información de apoyo a este estudio consistió de 6 mapas topográficos escala 1:50,000 (INEGI 2000), curvas de elevación cada 20 m con los que se generó el modelo digital de elevación, y fotografías aéreas a escalas 1:20,000 y 1:50,000 (INEGI 1995a). Además, se emplearon mapas de geomorfología y suelos del área de Xalapa-Coatepec escala 1:75,000 (Rossignol *et al.*, 1988) y de la región del volcán Cofre de Perote escala 1:75,000 (Geissert *et al.*, 1994), así como imágenes de satélite de alta resolución Quick Bird del 2003.

2.2.3 Procesamiento de imágenes

Se utilizó el sistema ILWIS v. 3.2 (ITC 2004) como herramienta para el procesamiento, interpretación, clasificación y análisis de las imágenes de satélite, así como para el despliegue de los mapas digitales topográficos y geomorfológicos.

Las imágenes se colocaron en un sistema de coordenadas geográficas (georeferenciación) colocando 30 puntos de control seleccionados cuidadosamente tanto en las imágenes de satélite como en los mapas topográficos (escala 1: 50,000), para derivar una transformación polinomial de primer orden (*affine*). El error estándar del ajuste al polinomio fue de 0.90 m/píxel. Una vez georeferidas, las imágenes fueron remuestreadas a una resolución de 20 m por píxel, para después ser proyectadas al sistema UTM (Zona: 14; datum: North American 1927 (NAD 27); elipsoide: Clarke 1866). Los compuestos de color 5-4-3 y 4-3-2 (RGB) para las imágenes de 1990 y 2003, respectivamente; se seleccionaron con base en las características estadísticas de las bandas de las imágenes y las evaluaciones visuales de las combinaciones entre ellas. De esta manera, los compuestos de color involucraron información de bandas del espectro visible e infrarrojo, lo cual permite diferenciar los distintos tipos de cubiertas vegetales en el terreno (ITC 2000). Como un paso previo al proceso de interpretación de imágenes, se predefinieron algunas clases de vegetación y uso de suelo (VUS) con base en información de las fotografías aéreas, mapas topográficos y trabajos cartográficos previos de la región (Rossignol *et al.*, 1988; Geissert *et al.*, 1994; Luna 1997; Acosta 2002; Williams-Linera *et al.*, 2002).

2.2.4 Preclasificación supervisada

Delimitación de las clases espectrales y clasificación

Se realizó una clasificación supervisada de las imágenes de satélite para extraer su información espectral. Los campos de entrenamiento – áreas conformadas por un número determinado de píxeles representativos de una clase de información de la cubierta vegetal-

fueron seleccionados de acuerdo a su respuesta espectral en los compuestos de color, lo cual genera un agrupamiento espectral particular, también conocido como *cluster*. Cabe mencionar que la reflectancia de los píxeles es comúnmente influenciada por factores como ángulo de incidencia del sol y humedad del suelo, además de la cobertura vegetal. Por consiguiente, la colección de los píxeles de entrenamiento para la clasificación de las imagen de 1990 estuvo asistida por información derivada de la interpretación de fotos aéreas y mapas de uso de suelo; mientras que para la imagen del 2003, se recurrió a la información espectral de las imágenes Quick Bird 2003 de alta resolución y a puntos de verificación en campo.

El proceso de clasificación supervisada involucró un promedio de 7,500 píxeles para cada fecha. Un mínimo de 350 píxeles conformaron los campos de entrenamiento de cada una de las 20 y 26 clases de información que, más adelante generaron los mapas de vegetación y uso de suelo de 1990 y 2003, respectivamente. La comparación individual de los píxeles en la imagen con la de los campos de entrenamiento se llevó a cabo mediante el algoritmo de máxima verosimilitud. Este algoritmo de clasificación fue aplicado a las seis bandas no térmicas de cada imagen, fijando un umbral de distancia de 50 píxeles designado por el usuario en términos de los valores espectrales a ser clasificados. Este algoritmo seleccionado ha sido ampliamente utilizado en el análisis de la información del sensor Landsat (Maselli *et al.*, 1995), con resultados muy satisfactorios (Prol-Ledesma *et al.*, 2002; Dewidar 2004), debido a que considera el centro, forma, tamaño y orientación del campo de entrenamiento (*cluster*). Su funcionamiento se basa en el cálculo de la distancia estadística de los valores promedio y la matriz de covarianza de los campos de

entrenamiento. De esta manera, la asignación de la clase a un determinado píxel se realiza con el aquel que obtuvo la más alta probabilidad (ITC 2000). Una vez realizada la clasificación, las clases espectrales fueron etiquetadas en clases de información, para lo cual se fusionaron distintas representaciones espectrales pertenecientes a una misma clase de información. Este fue el caso del bosque mesófilo de montaña, cuyos patrones espectrales estuvieron influenciados por factores como sombras provocadas por la incidencia de los rayos solares en las laderas al momento del registro de la imagen sobre la vegetación boscosa. Otros ejemplos al respecto se presentaron en las áreas dedicadas a la ganadería extensiva, agricultura de temporal y cultivos semipermanentes (caña de azúcar), en las cuales sus diferencias espectrales al interior de cada clase de información, estuvieron afectadas aparentemente por el tipo de suelo y contenido de humedad en los dos primeros casos, mientras que las áreas de cultivo de caña de azúcar, la respuesta espectral estuvo influenciada por las fechas de cosecha de este cultivo dependiendo de su siembra y variedad.

2.2.5 Proceso de post-clasificación

Las imágenes de satélite de 1990 tuvieron algunas áreas cubiertas por nubes, lo que ocultó información en algunas partes del área de estudio (2.8% de la superficie total de la cuenca). Con el propósito de subsanar esta falta de información en el mapa final, estas áreas fueron digitizadas en pantalla creando una cobertura de polígonos independiente. Después se realizó una fotointerpretación de las áreas cubiertas por nubes utilizando 12 fotografías aéreas, escala 1:75,000 (INEGI 1995b). Durante el proceso de fotointerpretación se

utilizaron elementos como tono, textura, forma, tamaño, patrón, sitio y asociación de los objetos, así como el propio conocimiento para reconocer los objetos. Así se crearon nuevos polígonos y una cobertura con las unidades de vegetación y uso de suelo digitizadas. Los polígonos fueron revisados, corregidos y etiquetados con las mismas categorías de información ingresadas en la clasificación de la imagen de 1990.

Las áreas urbanas y las áreas desprovistas de vegetación fueron clases difíciles de separar en algunos sectores de la cuenca en ambas clasificaciones. Para reducir la confusión entre estas clases, se procedió a la digitalización directa en pantalla de las manchas urbanas siguiendo el patrón geométrico que presentan visualmente. Después se generó una cobertura independiente por fecha que se sobrepuso a la correspondiente imagen clasificada. De esta manera se distinguió entre las áreas urbanas y las no urbanas.

Para la conformación de la leyenda, se revisaron los sistemas de clasificación de INEGI (Serie II; 1993) y Palacio-Prieto *et al.*, (2000), para generar una tipificación de la cobertura de acuerdo a la resolución espacial de las fuentes de información. Esto con la finalidad de obtener una representación estandarizada de las clases de vegetación y uso de suelo, y consistente entre fechas para su comparación y posterior interpretación de resultados. De esta manera, el sistema clasificatorio se compuso de las siguientes clases de cobertura vegetal y uso de suelo: bosque de coníferas, bosque de pino-encino, bosque mesófilo de montaña, selva baja caducifolia, pradera de alta montaña, pastizal inducido, agricultura de temporal, agricultura permanente (cultivo de café a sol y cultivo de café a sombra), agricultura semipermanente (caña de azúcar), otros tipos de vegetación (área sin vegetación

aparente), y otras coberturas (cuerpos de agua y asentamiento humano). Cabe hacer mención que las clases que representan las distintas coberturas forestales, incluyen tanto la vegetación natural como la perturbada o fragmentada y las asociaciones que puedan existir entre ellas en cada uno de los tipos de bosques.

El mapa de 1990 se compuso por trece clases de vegetación y uso de suelo, mientras que el mapa de 2003 se conformó de 15 clases, adicionando por un lado la clase suelo sin vegetación aparente-pradera de alta montaña, y por otro, la categoría de sistemas agroforestales (cultivos de café bajo sombra de árboles de bosque mesófilo de montaña o plantaciones forestales). Con el fin de hacer comparables ambos mapas, estas clases fueron agregadas a la clase pradera de alta montaña y cultivos de café con sombra, respectivamente.

Se presentaron algunos problemas de diferenciación entre las clases bosque mesófilo de montaña y la selva baja caducifolia debido a la similitud de sus respuestas espectrales, por tanto se realizaron verificaciones de campo para corregir estos errores, y a la vez validar la clasificación de estos tipos de vegetación. Una vez atendidos los problemas de confusión entre clases en los mapas producto de la clasificación, se aplicaron reglas de decisión sucesivas para obtener los mapas finales que cumplieran con el objetivo planteado de este estudio. Para ello, se utilizaron valores de elevación del MDT, para diferenciar aún más las áreas con cultivos agroforestales (plantaciones de café con especies altas de bosque mesófilo de montaña o con plantaciones forestales) de áreas cubiertas por bosque mesófilo de montaña perturbado, considerando que las plantaciones de café están presentes en un

rango altitudinal específico (Pedroni 2003) en la región (900 – 1,300 msnm). En el caso de los bosques, se consideraron rangos altitudinales como se muestra a continuación para una mayor definición de los límites de extensión de estas coberturas: selva baja caducifolia (500 – 900 msnm); bosque mesófilo de montaña (900 – 2,400 msnm); bosque de pino-encino (2,400 – 3,000 msnm); y bosque de coníferas (3,000 – 4,200 msnm).

2.2.6 Validación de la clasificación multispectral

La construcción de las matrices de error real y espectral son herramientas útiles para identificar la naturaleza de los errores en la clasificación y sus proporciones. En este arreglo todos los elementos que están fuera de la diagonal representan un tipo de error. Los errores de omisión corresponden a los elementos fuera de la diagonal en columna y los errores de comisión son representados por los elementos fuera de la diagonal en fila. Las medidas descriptivas que se obtienen son la exactitud del algoritmo, exactitud del usuario y exactitud total.

En la matriz de error real, los valores calculados en las filas se refieren a la probabilidad (exactitud) de que cierta clase haya sido etiquetada correctamente como esa clase (exactitud del usuario), mientras que los valores en las columnas (veracidad) indican que un píxel de prueba corresponde a esa clase en particular (exactitud del algoritmo de clasificación). Los valores de exactitud total se determinan por clase dividiendo el número de píxeles correctamente clasificados entre el total de los píxeles de prueba para esa clase. En la clasificación de 1990, la “clase verdadera” que evaluó el resultado de la clasificación

consistió en puntos de prueba o referencia provenientes de dos fuentes de información: 1) fotografías aéreas escala 1:20,000 (INEGI 1995a) y, 2) los mapas de uso de suelo de Rossignol *et al.*, (1988) y Geissert *et al.*, (1994), de los cuales se extrajeron 125 y 293 puntos de prueba, respectivamente. Para la clasificación de 2003, la “clase verdadera” se conformó de 50 puntos de visitas en campo realizadas durante el periodo julio-septiembre/2004, y 354 puntos provenientes de la interpretación de la imagen Quick Bird 2003 apoyados por verificaciones de campo.

La matriz de error real, también denominada matriz de confusión, genera además el coeficiente Kappa (κ). Este coeficiente se calcula como la diferencia entre el resultado verdadero de los datos reales y la clasificación automática, y el resultado al azar entre los datos reales y una clasificación aleatoria (Cohen 1960). Este valor es un indicador del porcentaje de valores correctos de la matriz de error por resultados “verdaderos” contra resultados “al azar”. El valor de κ oscila entre 1 y 0. Un valor de κ igual a 0 indica que la clasificación no es mejor que una asignación aleatoria de píxeles a clases espectrales. El cálculo estadístico de κ se presenta a continuación mediante la Ec. (1) (Lillesand y Kiefer 1994):

$$\kappa = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \cdot x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \cdot x_{+i})} \quad (1)$$

Donde:

r = número de filas en la matriz de error,

x_{ii} = número de observaciones en la fila i y la columna i (sobre la diagonal principal),

x_{i+} = total de observaciones en la fila i ,

x_{+i} = total de observaciones en la columna i ,

N = número total de observaciones en la matriz.

El cálculo de la matriz de error espectral se realizó a través de un cruce en el dominio espacial de la imagen clasificada y el mapa *raster* que contiene los campos de entrenamiento (*clusters*) con los cuales se clasificó esa imagen. En este caso los valores de veracidad se obtienen dividiendo el número de píxeles clasificados correctamente entre el número total de píxeles que fueron clasificados como de esa categoría. Los valores de exactitud se determinan por clase dividiendo el número de píxeles correctamente clasificados entre el total de los píxeles entrenados para esa clase. El valor total de la exactitud se determina mediante la sumatoria de la diagonal principal de la matriz dividida entre el número de píxeles entrenados o casos.

2.2.7 Detección del cambio en el uso de suelo (1990 – 2003)

Para estimar los cambios en las cubiertas durante el periodo señalado, se realizó una sobreposición de los mapas digitales de 1990 (t_1) y 2003 (t_2). Esta comparación de imágenes clasificadas, píxel a píxel, genera un nuevo mapa, denominado mapa de cambios, el cual contiene la diferencia espacial en las clases de uso de suelo ocurrida en el intervalo de $t_1 - t_2$. De este mapa se deriva una matriz de cambio que resume las transiciones entre unidades de vegetación y uso de suelo. El análisis de los diferentes tipos de cambios, reveló que se les puede catalogar en seis clases dominantes en términos de la superficie

transformada. Con ello se generó una leyenda con una primera clase que cataloga las pérdidas de superficies de bosques y selvas. La segunda reconoce procesos de recuperación de áreas de bosque mediante reforestación y regeneración natural (FAO 1996). Las cuatro categorías restantes se refieren a cambios ocurridos en las coberturas de origen antrópico: 1) agricultura (temporales, semi-permanente y permanente) a pastizal inducido, 2) cultivos de café a sol a cultivos de café con sombra, 3) agricultura (temporales y permanentes) a plantaciones de caña de azúcar, y 4) áreas agrícolas y de pastizal inducido a áreas urbanas.

2.2.8 Cálculo de las tasas de deforestación

Las tasas de deforestación de los bosques y selva se calcularon de acuerdo con la ecuación utilizada por FAO (1996):

$$N = N_0 * (1 + r)^t \quad (2)$$

Donde:

N_0 = superficie forestal en t_1 ,

N = superficie forestal en t_2 ,

r = tasa de deforestación anual,

t = diferencia del tiempo en años.

De la ecuación se despeja r , que se puede multiplicar por 100 para expresar la tasa de deforestación en porcentaje (ecuación 3).

$$r = 100 \left(1 - \left(\frac{N}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} \right) \quad (3)$$

2.3. Resultados

2.3.1 Exactitud de la clasificación

De la matriz de error calculada con la imagen clasificada de 1990, los resultados muestran un porcentaje de exactitud total de 78.2 y un coeficiente κ de 0.73 (Tabla 2.1). Examinando los valores de exactitud del usuario (error de comisión), se observa que el valor más bajo lo obtuvo la clase suelos desnudos (Clase 12) debido a la dificultad en su clasificación (52.9%), como consecuencia muchos de los píxeles de prueba fueron excluidos de esta clase y etiquetados como áreas urbanas, pastizales y cultivos (particularmente la caña de azúcar). Así también la clase espectral correspondiente a plantaciones de café a sol (Clase 2) presentó algunos problemas de diferenciación (67.4% de exactitud del usuario) debido a que píxeles de esta clase espectral fueron asignados a las clases de plantaciones de café bajo sombra (Clase 3) y bosque mesófilo de montaña (Clase 6). De esta manera, las áreas ocupadas por plantaciones de café podrían estar subestimadas en la clasificación de la imagen de 1990. En cuanto a las exactitudes del algoritmo de clasificación (error de omisión), las clases correspondientes a selva baja caducifolia (Clase 5) y bosque mesófilo de montaña (Clase 6) muestran los valores más bajos (66.6 y 67.2%, respectivamente), debido a que píxeles de prueba de otras clases fueron incluidos en estas clases durante el proceso de clasificación de la imagen.

Para la clasificación del 2003, el resultado de la matriz de error real indica un valor de exactitud total de 79.7% y un coeficiente κ de 0.78. Si se observan los valores por clase de exactitud del usuario (Tabla 2.2), las clases pertenecientes a suelos desnudos y áreas

Tabla 2.1. Matriz de error real (verificación en campo) de la imagen Landsat TM clasificada de 1990 de La cuenca alta del río La Antigua.

CLASIFICACIÓN SUPERVISADA DE LA IMAGEN LANDSAT TM															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Error de comisión	Exactitud del usuario (%)
D	1	30	2	1		2								5	83.3
A	2	4	31	3	1	4								12	67.4
T	3	2	2	35		2	8	1						15	70
O	4				25	1								1	96.1
S	5			1		16	2							3	84.2
V	6	1		1		6	43	5	2			1		16	72.9
E	7			2			2	20	1			1		6	76.9
R	8						1	1	27					2	93.1
D	9							1		11				1	91.6
A	10			2							46	1		3	93.8
D	11												8	0	100
E	12	4		1		1			1	4		18	5	16	52.9
R	13	1			1							1	19	5	79.2
O	S														
	Error de omisión	12	4	11	2	18	21	7	4	3	9	0	4	5	
	Exactitud del algoritmo (%)	71.4	88.5	76.1	92.6	66.6	67.2	74.1	87.1	78.6	85.2	100	81.8	79.2	

Clase 1 = agricultura de temporal; Clase 2 = plantaciones de café a sol (cultivo de café sin sombra arbórea); Clase 3 = plantaciones de café bajo sombra (cultivos de café bajo sombra de árboles de bosque mesófilo de montaña, plantaciones forestales o leguminosas, plátano, etc.); Clase 4 = cultivo de caña de azúcar; Clase 5 = selva baja caducifolia; Clase 6 = bosque mesófilo de montaña; Clase 7 = bosque de pino-encino; Clase 8 = bosque de coníferas; Clase 9 = pradera de alta montaña; Clase 10 = pastizal cultivado; Clase 11 = cuerpos de agua; Clase 12 = suelo sin vegetación aparente; Clase 13 = áreas urbanas.

Exactitud total: $327/418 = 78.2\%$; coeficiente $kappa = 0.7344$

Tabla 2.2. Matriz de error real (verificación en campo) de la imagen Landsat ETM clasificada de 2003 de la cuenca alta del río La Antigua.

		CLASIFICACIÓN SUPERVISADA DE LA IMAGEN LANDSAT ETM															Error de comisión	Exactitud del usuario (%)	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15			
D A T O S V E R D A D E R O S	1	17								1				2	1		4	80.9	
	2		12	2	1													3	80
	3			24	2	1	3	2				2						10	70.6
	4			3	28			1				1						5	84.8
	5				2	35											2	4	89.7
	6			2	1		20	3										6	76.9
	7			2			2	35	3	1		2						10	77.7
	8								2	21	2							4	84
	9								3	30								3	90.9
	10				1						11			1	2	1		5	68.7
	11			1				2				40		3				6	86.9
	12													8				0	100
	13				1						2	3			11		2	8	57.8
	14										1				2	10		3	76.9
	15					2									3	2	15	7	68.1
Error de omisión		0	0	10	8	3	5	10	6	4	3	8	0	11	5	5			
Exactitud del algoritmo (%)		100	100	70.6	77.8	92.1	80	77.8	77.8	88.2	78.6	83.3	100	50	66.7	75			

Clase 1 = Agricultura de temporal; Clase 2 = plantaciones de café a sol (cultivo de café sin sombra arbórea); Clase 3 = sistemas agroforestales (cultivos de café bajo sombra de árboles de bosque mesófilo de montaña o plantaciones forestales); Clase 4 = plantaciones de café bajo sombra (cultivos de café bajo sombra de leguminosas, frutales y vegetación secundaria); Clase 5 = cultivo de caña de azúcar; Clase 6 = selva baja caducifolia; Clase 7 = bosque mesófilo de montaña; Clase 8 = bosque de pino-encino; Clase 9 = bosque de coníferas; Clase 10 = pradera de alta montaña; Clase 11 = pastizal cultivado; Clase 12 = cuerpos de agua; Clase 13 = suelo sin vegetación aparente; Clase 14 = suelo sin vegetación aparente con pradera de alta montaña; Clase 15 = áreas urbanas.

Exactitud total: 315/395 = 79.7%; coeficiente *kappa* = 0.7807

urbanas (Clases 13 y 15) reportan los valores más bajos con 57.8 y 68.1%, respectivamente. El compuesto de color de la imagen de 2003 mostró un patrón espectral mucho más claro que la imagen de 1990 en las áreas de cultivo de café a sol, lo cual permitió una mejor interpretación y clasificación de esta clase obteniéndose un valor de exactitud del 80%. En contraste, la clase espectral relacionada con cultivos agroforestales (Clase 3) presentó algunos problemas de diferenciación, por lo que píxeles muestra fueron etiquetados como de selva baja caducifolia (Clase 6), bosque mesófilo de montaña (Clase 7) y cultivos de café bajo sombra (Clase 4), principalmente.

Haciendo un análisis de los valores obtenidos tanto de exactitudes del algoritmo como del usuario en las matrices de error real de 1990 y 2003, se observa que las clases espectrales mejor diferenciadas y por tanto con los valores más altos de exactitud en la clasificación (> 83%), correspondieron a las clases de bosques de coníferas, pastizal cultivado, caña de azúcar y cuerpos de agua (Tablas 2.1 y 2.2). Los altos valores de exactitud obtenidos se deben a la homogeneidad espectral que existe al interior de estas clases permitiendo una mayor diferenciación comparado con otras clases espectrales. Las exactitudes totales obtenidas de las matrices de error espectral para 1990 y 2003 son 86.2% y 87.6% (Tablas 2.3 y 2.4). Es de esperar que estos porcentajes sean más altos que los obtenidos en las matrices de error real, ya que la matriz de error espectral no compara el resultado de la clasificación con información derivada de fuentes independientes a las usadas por el clasificador, por tanto los valores de exactitud presentados son solamente una medida descriptiva de la eficiencia con que fueron seleccionados los píxeles de entrenamiento por parte del usuario, y el algoritmo de clasificación empleado (Lillesand y Kiefer 1994). De

Tabla 2.3. Matriz de error espectral (píxeles de entrenamiento) de la imagen Landsat TM clasificada de 1990 de la cuenca alta del río La Antigua.

CLASIFICACIÓN SUPERVISADA DE LA IMAGEN LANDSAT TM																			
		A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B4	B5	B6	C	P1	P2	S1	U	Error de comisión	Exactitud del usuario (%)	
P I X E L E S	A1	1266					6									11	17	98.6	
	A2		129													1	1	99.2	
	A3			471												4	4	99.1	
	A4				384			4						1		9	14	96.4	
	A5					570										7	7	98.7	
	B1						179		316		46							362	33.0
	B2	8						321	114	6	65							193	62.4
	B4								344	1							18	19	94.7
	B5									86								3	100.0
	B6						16	7			65							23	73.8
E N T R E N A D O S	C								1			28				17	17	62.2	
	P1	120							2			1	49			1	121	28.8	
	P2													675		7	7	98.9	
	S1												5		87	1	6	93.5	
	U															302	0	100.0	
	Error de omisión	128	0	0	0	0	22	11	460	7	111	0	5	0	0	76			
	Exactitud del algoritmo (%)	90.8	100.0	100.0	100.0	100.0	89.0	96.6	44.4	48.0	36.93	100.0	90.7	99.8	100.0	79.8			

Clase A1 = agricultura de temporal 1; Clase A2 = agricultura de temporal 2; Clase A3 = plantaciones de café a sol (cultivo de café sin sombra arbórea,.); Clase 4 = plantaciones de café bajo sombra (cultivos de café con sombra de árboles de bosque mesófilo de montaña, plantaciones forestales o leguminosas, plátano, etc.); Clase A5 = cultivo de caña de azúcar, Clase B1 = bosque mesófilo de montaña 1; Clase B2 = bosque mesófilo de montaña 2; Clase B4 = bosque de pino-encino; Clase B5 = bosque de coníferas; Clase B6 = selva baja caducifolia; Clase C = cuerpos de agua; Clase P1 = pradera de alta montaña; Clase P2 = pastizal inducido, Clase S1 = suelo sin vegetación aparente; Clase U = áreas urbanas.

Exactitud total: 4953/5747 = 86.2%.

Tabla 2.4. Matriz de error espectral (píxeles de entrenamiento) de la imagen Landsat ETM clasificada de 2003 de la cuenca alta del río La Antigua.

CLASIFICACIÓN SUPERVISADA DE LA IMAGEN LANDSAT ETM																															
		A1	A2	A3	A4	A5	X	A6	A7	A8	A9	B1	B2	B3	B4	B6	B7	B8	C	P1	P2	P3	P4	P5	S1	S2	U	Error de comisión	Exactitud del usuario (%)		
P I X E L E S	A1	206	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100.0	
	A2	0	156	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100.0	
	A3	0	0	124	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100.0	
	A4	0	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	78.8
	A5	0	0	0	0	249	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100.0	
	X	0	0	0	0	0	400	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100.0	
	A6	0	0	0	0	0	0	1263	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	99.9	
	A7	0	0	0	0	0	0	0	135	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100.0	
	A8	0	0	0	0	0	0	0	0	144	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	97.3	
	A9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100.0	
E N T R E N A D O S	B1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0	74	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75	48.2	
	B2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	105	0	0	0	169	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	177	37.2	
	B3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	215	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	91.4	
	B4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	132	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	94.2	
	B6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	125	0	0	0	0	152	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	137	52.6	
	B7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0	0	235	517	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	310	62.5	
	B8	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	2	18	10	0	0	120	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34	77.9	
	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	135	0	0	0	0	0	0	0	0	14	90.6	
	P1	143	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	143	6.54	
	P2	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	651	0	0	1	0	0	0	7	98.9	
E N T R E N A D O S	P3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	95	0	0	0	0	0	0	100.0		
	P4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	164	0	0	0	0	0	100.0		
	P5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	445	0	0	0	7	98.4		
	S1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	100.0		
	S2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	692	0	29	95.9	
	U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	594	0	100.0	
	Error de omisión	143	4	0	0	4	0	0	0	0	0	208	25	18	11	309	182	28	0	0	1	0	7	0	0	0	0	43			
	Exactitud del algoritmo (%)	59.0	97.5	100.0	100.0	98.4	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	25.2	80.8	92.3	92.3	33.0	74.0	81.1	100.0	100.0	99.8	100.0	95.3	100.0	100.0	100.0	93.2				

Clase A1 = Agricultura de temporal 1, Clase A2 = Agricultura de temporal 2, Clase A3 = Agricultura de temporal 3, Clase A4 = plantaciones de café a sol (cultivo de café sin sombra arbórea), Clase A5 = plantaciones de café bajo sombra (cultivos de café con sombra de árboles de bosque mesófilo de montaña, plantaciones forestales o leguminosas, plátano, etc.); Clase A6 = cultivo de caña de azúcar 1, Clase A7 = cultivo de caña de azúcar 2, Clase A8 = cultivo de caña de azúcar 3, Clase A9 = cultivo de caña de azúcar 4, Clase B1 = bosque mesófilo de montaña 1; Clase B2 = bosque mesófilo de montaña 2; Clase B3 = bosque mesófilo de montaña 3; Clase B4 = bosque mesófilo de montaña 4; Clase B6 = bosque de pino-encino; Clase B7 = bosque de coníferas; Clase B8 = selva baja caducifolia; Clase C = cuerpos de agua; Clase P1 = pradera de alta montaña; Clase P2 = pastizal inducido 1, Clase P3 = pastizal inducido 2, Clase P4 = pastizal inducido 3, Clase P5 = pastizal inducido 4, Clase S1 = suelo sin vegetación aparente 1; Clase S2 = suelo sin vegetación aparente 2, Clase U = áreas urbanas.

Exactitud total: $6959/7943 = 87.6\%$.

esta manera, las clases espectrales en ambas fechas resultaron adecuadamente identificadas (exactitudes totales mayores al 78%) si se considera la heterogeneidad espectral del paisaje debido a las diferencias topográficas, climáticas y propias del uso de suelo. La clasificación obtenida se considera satisfactoria para los objetivos de este estudio de acuerdo con los datos de exactitud obtenidos.

2.3.2 Mapas de vegetación y uso de suelo: 1990 y 2003

Las Figuras 2.1 y 2.2 muestran el mapa de vegetación y uso de suelo de 1990 y 2003, respectivamente. Las superficies que ocupan las distintas clases de uso de suelo en ambas se muestran en la Tabla 2.5.

Con respecto a las coberturas de bosques y selvas durante el periodo 1990-2003, los resultados muestran que el bosque mesófilo de montaña fue el tipo de vegetación natural dominante. Ocupó el 27% (porcentaje promedio en ambas fechas) del área total de la cuenca, seguido por el bosque de pino-encino con una superficie del 8% y el bosque de coníferas (5%), y por último la selva baja caducifolia y pradera de alta montaña que ocuparon individualmente una superficie menor al 1% en las dos fechas (Tabla 2.5). Con relación a las superficies de origen antrópico, las áreas de pastos inducidos y los cultivos de temporal (maíz, papa, frijol y haba, principalmente) ocuparon un poco más del 18 y 10% del total de la cuenca durante el periodo de análisis (Tabla 2.5). Los pastizales inducidos y el cultivo de café son coberturas que coinciden en un intervalo altitudinal aproximado de 1,250 – 1,450 msnm, sin embargo a partir de los 1,250 hacia los 800 msnm el cultivo de

café aparece como el uso agrícola dominante. Se observa que las plantaciones de café bajo sombra y los cultivos de caña de azúcar (17 y 5%, respectivamente; mapa del 2003) incrementan sus extensiones significativamente de 1990 a 2003, mientras que las plantaciones de café a sol disminuyen sus superficies atribuido a una menor duración de vida productiva por lo que deben reemplazarse con frecuencia.

Tabla 2.5: Distribución de la vegetación y usos del suelo en 1990 y 2003 en la cuenca alta del río La Antigua.

Categoría de vegetación y uso de suelo	1990		2003	
	Area (km ²)	%	Area (km ²)	%
Agricultura de temporal	179.2	13.5	143.7	10.8
Plantaciones de café a sol	100.5	7.6	16.0	1.2
Plantaciones de café bajo sombra	147.9	11.1	229.0	17.2
Caña de azúcar	13.0	0.9	67.6	5.1
Selva baja caducifolia	5.3	0.4	5.2	0.39
Bosque mesófilo de montaña	426.9	32.2	279.5	21.0
Bosque de pino-encino	87.0	6.5	112.4	8.4
Bosque de coníferas	41.5	3.1	89.8	6.7
Pradera de alta montaña	8.8	0.6	12.2	0.9
Pastizal inducido	239.3	18.0	289.4	21.8
Cuerpos de agua	4.0	0.3	2.8	0.2
Suelo sin vegetación aparente	5.1	0.3	3.2	0.2
Áreas urbanas	65.9	4.9	73.7	5.5

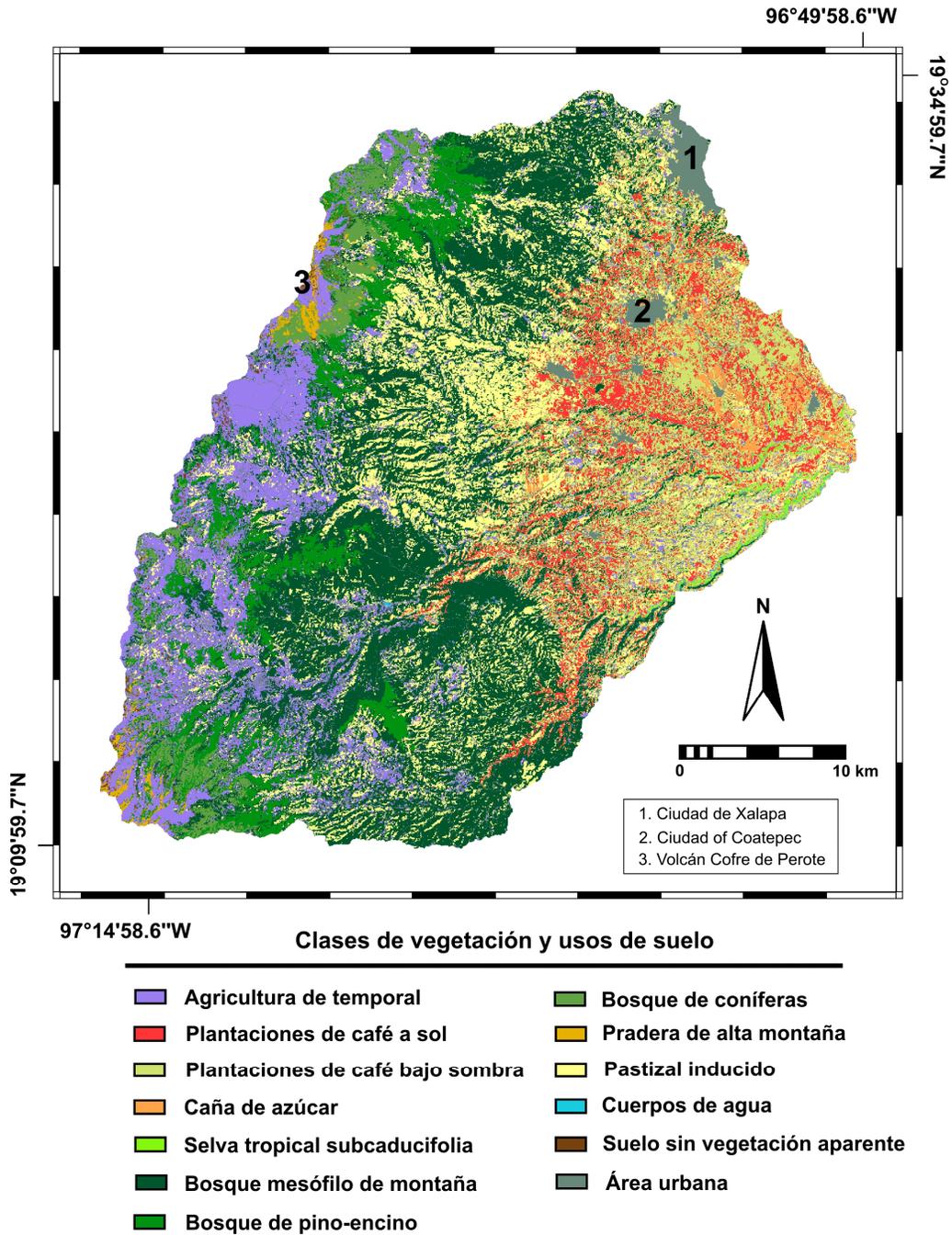
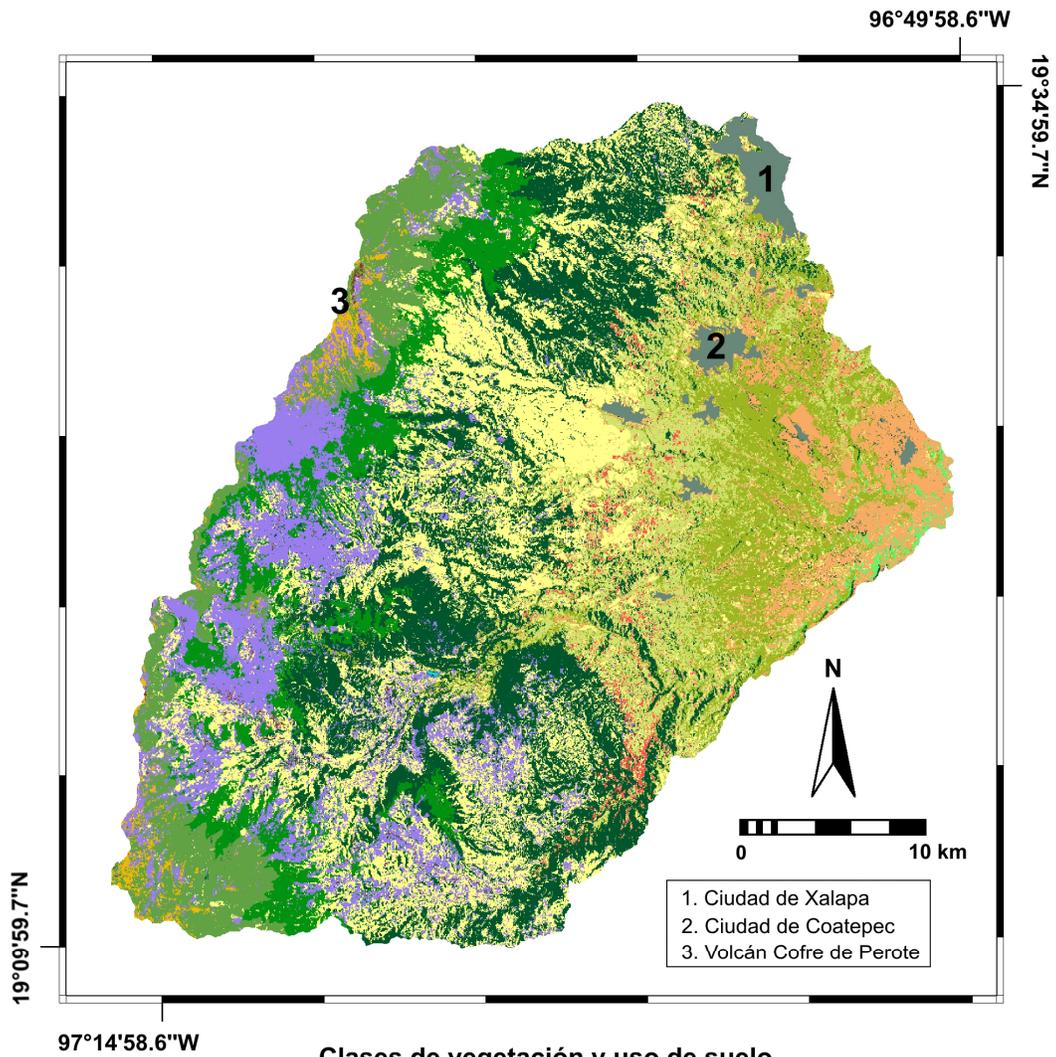


Figura 2.1. Mapa de vegetación y uso de suelo de 1990 de la cuenca alta del río La Antigua (Veracruz-Puebla, México).



Clases de vegetación y uso de suelo

Agricultura de temporal	Bosque de coníferas
Plantaciones de café a sol	Pradera de alta montaña
Plantaciones de café bajo sombra	Pastizal inducido
Sistemas agroforestales	Cuerpos de agua
Caña de azúcar	Suelo sin vegetación aparente
Selva baja caducifolia	Suelo sin vegetación aparente con pradera de alta montaña
Bosque mesófilo de montaña	Área urbana
Bosque de pino-encino	

Figura 2.2. Mapa de vegetación y uso de suelo de 2003 de la cuenca alta del río La Antigua (Veracruz-Puebla, México)

2.3.3 Análisis de cambio en el uso de suelo (1990-2003)

En el periodo comprendido de 1990 a 2003, cerca del 50.3% (66,674 ha) de la vegetación y uso de suelo en la cuenca permanecieron sin cambio; de esto, el 50.3% correspondió a vegetación natural y fragmentada y el 49.7% a cubiertas antrópicas. El porcentaje que se reporta con cambios en este estudio es el 47.7%, equivalente a 65,842 ha. La matriz de cambios (Tabla 2.6) muestra las áreas por clase de uso de suelo en 1990 (columnas) que cambiaron a otras clases en 2003 (filas). Entre los procesos de cambio en el uso de suelo más importantes, se tiene que el área total deforestada de bosques conservados y fragmentados, es equivalente a 23,207 ha, lo cual indica una disminución del 35.2% de la superficie que solía existir en 1990. El bosque mesófilo de montaña es el tipo de bosque que registra la mayor pérdida equivalente a 20,100 ha (86.6% de la pérdida total en superficie forestal), el cual fue convertido a terrenos de uso agrícola (7,559 ha) y pecuario (12,387 ha), principalmente. En menor proporción pero de importancia, los bosques de pino-encino y coníferas disminuyeron 2,664 ha de su superficie ocupada (11.4% de pérdida total de los bosques).

Las modificaciones por recuperación de bosques y selvas tropicales ocupan el 24.2% del total de la superficie transformada, lo cual equivale a 15,938 ha (Tabla 2.6). Los resultados indican que los mayores incrementos en las coberturas de bosques en términos de la proporción que ocupan en la cuenca, se llevaron a cabo en bosques templados (41.4%; 3,941 ha de recuperación neta). En este sentido, el tipo de bosque más favorecido fue el

bosque de coníferas (2,557 ha de recuperación neta). Sin embargo, la superficie revegetada es relativamente pequeña si se considera el área total de la cuenca.

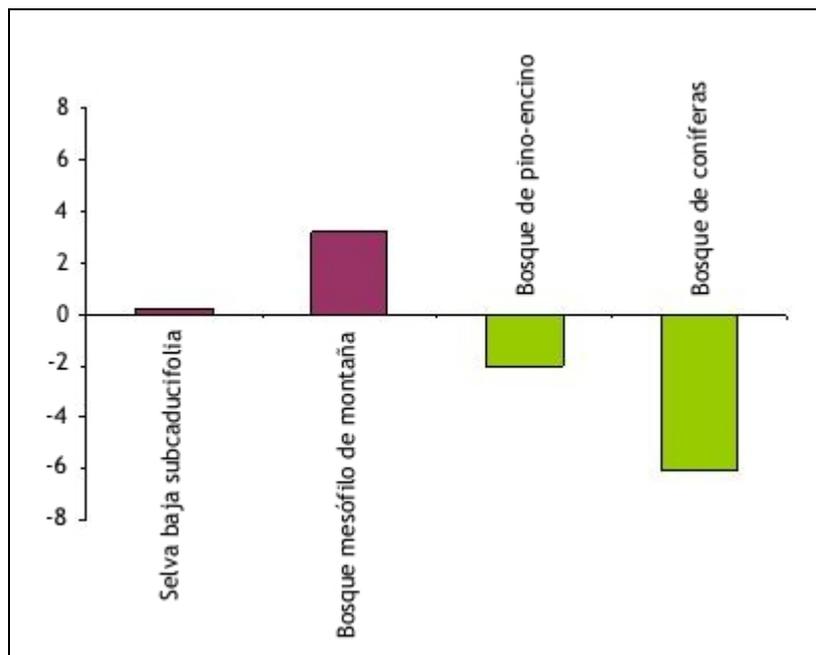


Figura 2.3. Tasas de deforestación de bosques y selvas (1990 – 2003) en la cuenca alta del río La Antigua (Veracruz-Puebla, México).

Las tasas de conversión calculadas con la ecuación 3 considerando un periodo de 13 años (1990-2003) se muestran en la Figura 2.3. Las barras arriba de cero representan las coberturas de vegetación con pérdidas en su superficie y las barras por debajo de cero indican las cubiertas que incrementaron sus extensiones. Los resultados muestran que el bosque mesófilo de montaña ha perdido superficie a un ritmo de 3.2% ($1,133 \text{ ha año}^{-1}$). Esta cifra es una tasa de deforestación anual que está por encima de la tasa estatal calculada entre 1993 y 2000 (2.7%) (Challenger, *com. pers.*), y de la nacional (0.5%) (Carabias 1990; Jardel 1990), mientras que la selva baja caducifolia disminuye su superficie a una tasa de

Tabla 2.6. Matriz de cambios y tipos de cambio más importantes en el uso de suelo (ha) en el periodo 1990-2003 en la cuenca alta del río La Antigua

1990	2003	Selva tropical sub-caducifolia	Bosque mesófilo de montaña	Bosque de pino-encino	Bosque de coníferas	Pradera de alta montaña	Pastizal cultivado	Agricultura de temporal	Plantaciones de café a sol	Plantaciones de café bajo sombra	Caña de azúcar	Áreas urbanas	Suelo sin veg. aparente
Selva tropical caducifolia	104	-	-	-	-	-	32	-	2	272	128	-	-
Bosque mesófilo de montaña	-	22 577	-	-	-	57	12 331	3971	319	3072	197	-	163
Bosque de pino-encino	-	-	6853	-	-	65	819	926	-	27	-	-	10
Bosque de coníferas	-	-	-	3341	-	221	142	449	-	-	-	-	5
Pradera de alta montaña	-	-	-	451	-	212	19	183	-	-	-	-	15
Pastizal cultivado	91	5623	1150	351	11	-	9696	1946	293	3278	1268	185	42
Agricultura de temporal	42	1253	2028	2463	584	-	3494	6556	51	862	348	94	151
Plantaciones de café a sol	89	887	-	-	-	-	917	19	456	6104	1451	136	1
Plantaciones de café bajo sombra	162	1084	-	-	-	-	1384	23	477	8884	2477	305	2
Caña de azúcar	25	72	-	-	-	-	82	7	5	304	775	37	1
Áreas urbanas	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6593	-
Suelo sin veg. aparente	-	7	50	110	-	52	70	212	-	3	1	-	10

- | | |
|--|---|
| Deforestación | Plantaciones de café a sol a plantaciones de café bajo sombra |
| Recuperación | Superficies agropecuarias a cultivos de caña de azúcar |
| Áreas agrícolas a pastizal cultivado | Superficies agropecuarias a áreas urbanas |

0.21% (1.1 ha año⁻¹). El caso contrario se presenta en los bosques de pino-encino y coníferas en donde las tasas de conversión muestran aumentos significativos del 2% anual (196 ha año⁻¹) para el primero, y de 6.1% anual (371 ha año⁻¹) para el segundo. De los procesos de cambio más significativos en las superficies antrópicas (Tabla 2.6), se observa un pequeño incremento de las áreas agrícolas comparado con las áreas ganaderas (909 ha; 1.3%); así también un cambio de plantaciones de café a sol por plantaciones de café con sombra (6,104 ha; 9.2%). Además, un incremento de superficies cañeras (5,545 ha; 8.4%), a expensas de plantaciones de café bajo sombra (2,477 ha; 3.7%) y plantaciones de café a sol (1,451 ha; 2.2%). Las superficies ocupadas por centros urbanos tuvieron un cambio mínimo durante el periodo de estudio (758 ha; 0.6%).

En la Figura 2.4 se muestra que la mayor parte de la deforestación tuvo lugar de la parte media a alta de la montaña (rango de altitud de 1 400 - 2 600 msnm), siendo el área sur de la cuenca (perteneciente al estado de Puebla) la de mayor afectación. La reforestación y regeneración natural estuvieron presentes de forma generalizada en la cuenca. Sin embargo, la gran mayoría de las labores de reforestación se situaron en áreas de bosques de pino-encinos y coníferas (2,700 – 4,100 msnm) de las laderas orientales y nortes de los volcanes Cofre de Perote y Pico de Orizaba. Con respecto a las conversiones en el uso de suelo antrópicas, se tiene que las áreas dominadas por pastizales cultivados se expanden a expensas de áreas agrícolas vecinas. Los cambios de cultivos de café a sol por plantaciones de café a sombra y sistemas agroforestales tienen lugar en los municipios con tradición cafetalera en Veracruz principalmente, como Coatepec, Xico, Cosautlán, Teocelo e Ixhuacán de Los Reyes (parte central-oriente de la cuenca).

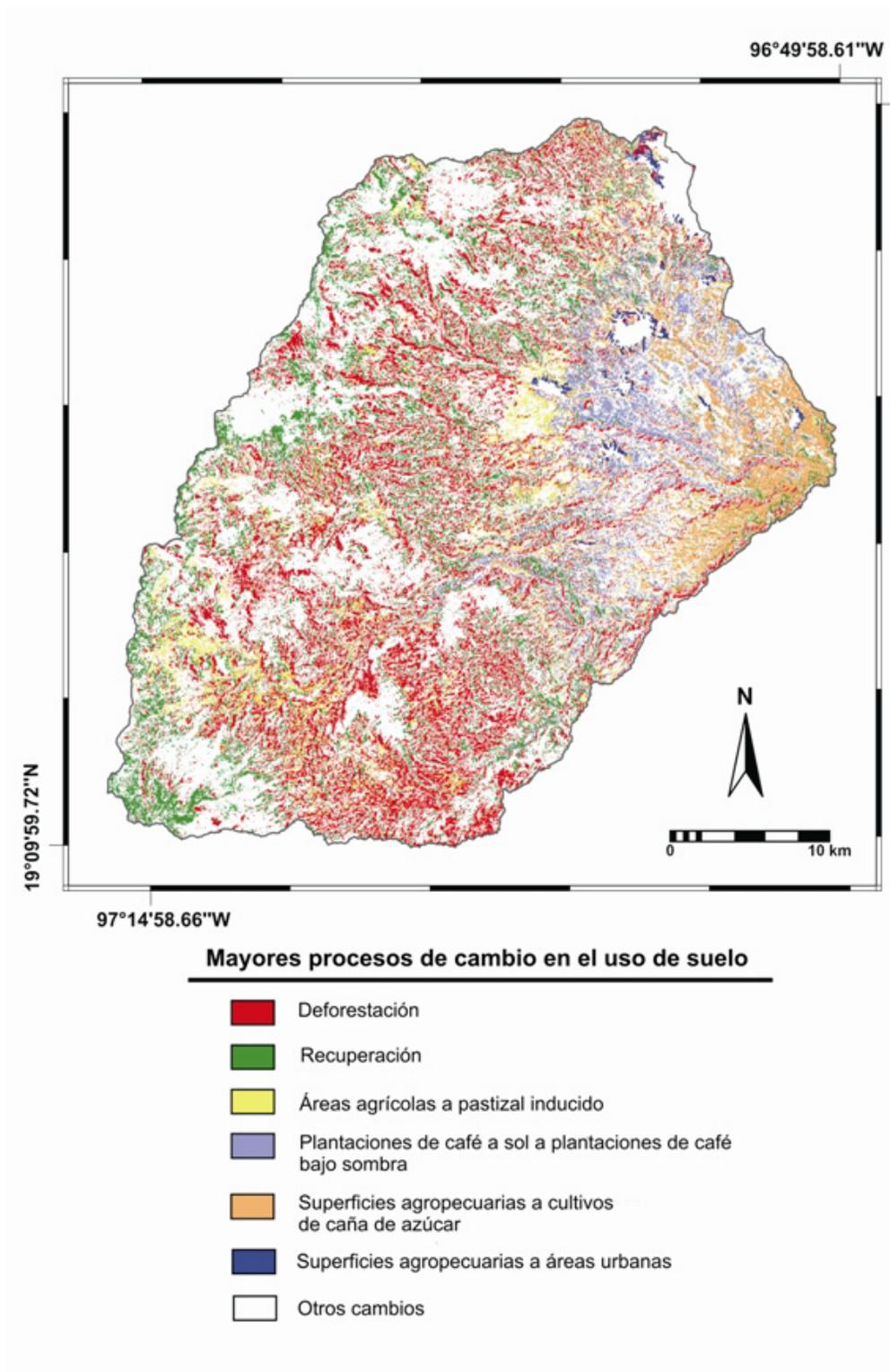


Figura 2.4. Mapa de cambios (1990-2003) en la cuenca alta del río La Antigua (Veracruz-Puebla, México).

Por otra parte, se observa que el área cubierta por plantaciones de caña de azúcar incrementó considerablemente su cobertura (13 km²; 0.9% a 67 km²; 5.1%) de los 1,200 msnm hacia la desembocadura de la cuenca. Por último, las áreas urbanas registraron un pequeño aumento (65 km²; 4.9% a 73 km²; 5.5%) sobre terrenos agropecuarios que se situaban en la periferia o muy cerca de los centros urbanos actuales.

2.4. Discusión

Las regiones tropicales se caracterizan por ser paisajes que presentan una alta complejidad en la distribución de sus cubiertas de vegetación y usos del suelo, así como también en sus cambios (Lambin *et al.*, 2003). Sin embargo, se han realizado avances en el campo de la percepción remota, que han permitido la identificación de las distintas coberturas en el terreno, así como la detección de cambios entre ellas con buenos resultados. Algunos ejemplos de trabajos desarrollados en regiones tropicales heterogéneas se encuentra el realizado por Baban y Yusof (2001), quienes identificaron los usos de suelo en la isla de Langkawi, Malasia, obteniendo una exactitud promedio del 87% en la clasificación supervisada de imágenes Landsat. Read y Lam (2002) probaron métodos de detección de cambio como fractales y autocorrelaciones espaciales, para reconocer diferentes grados de complejidad en los tipos de uso de suelo en la región baja caribeña (parte norte-oriental de Costa Rica). Posteriormente, Pedroni (2003) consiguió aumentar el valor de la exactitud total de la clasificación de usos de suelo de 74.6% a 91.9%, mediante métodos que modifican la probabilidad anterior de la clase en la porción central de Costa Rica. Por último, métodos binarios de detección de cambio binario, como diferencias de imagen,

diferencias modificadas de imagen y componentes principales usando la banda 5 del sensor TM, se aplicaron satisfactoriamente en la región nororiental de Rondonia, Brasil (Lu *et al.*, 2005).

La generación de cartografía de vegetación y uso de suelo en regiones tropicales montañosas es en sí una tarea difícil debido al alto grado de heterogeneidad en el paisaje causado por las diversas condiciones topográficas, de relieve y climáticas. La cuenca alta del río La Antigua, no fue la excepción por lo que fue necesaria la incorporación de un gran número de píxeles de entrenamiento en el proceso de preclasificación para optimizar la representación de la heterogeneidad ambiental presente en esta región. Aún con lo anterior, se presentaron algunas dificultades en la selección de píxeles de entrenamiento de clases con patrones espectrales muy similares en el compuesto de color de las imágenes Landsat, que causó confusión en el proceso de clasificación y, en consecuencia una sobre- o subestimación de las áreas de ciertas clases. Por ejemplo, los cultivos de café bajo sombra de árboles de especies de bosque mesófilo de montaña, o bien de plantaciones forestales; fueron las clases de uso de suelo que estuvieron más propensas a ser confundidas con el bosque mesófilo de montaña perturbado. Entonces, se realizaron verificaciones en campo para disminuir los posibles errores en la clasificación de estas coberturas.

Las exactitudes totales obtenidas de las clasificaciones de las imágenes de 1990 y 2003 (78.2 y 79.7%, respectivamente) indican un buen resultado del método aplicado en la representación de las coberturas de uso de suelo en el área de estudio. En general, si se utilizan las imágenes de satélite como única fuente de información para generar los mapas

de uso de suelo en un paisaje complejo y heterogéneo, podría parecer una herramienta limitada si la intención es obtener información de la cubierta vegetal a un nivel de detalle que solo un trabajo de campo intensivo o bien la fotointerpretación de material de alta resolución proporcionan. Sin embargo, la combinación de ambos métodos resulta muy conveniente en este tipo de terreno ya que así se reducen las limitaciones y se maximizan las ventajas de cada método.

El enfoque primordial de este estudio fue la interpretación y clasificación de imágenes de satélite Landsat con énfasis en el análisis numérico de las imágenes. La etapa previa al proceso de clasificación involucró la colección de una muestra lo suficientemente grande de píxeles de entrenamiento para describir los distintos patrones espectrales de las clases en la imagen, así como caracterizar individualmente cada clase, lo cual sin duda permitió la representación de las coberturas del terreno con un buen nivel de exactitud evaluada con información de referencia proveniente de mapas de uso de suelo, fotografía aérea e imágenes de satélite Quick Bird de alta resolución y puntos de verificación en campo (estos dos últimos para la clasificación de la imagen de 2003).

La heterogeneidad en la cuenca alta del río La Antigua estuvo asociada con un gradiente altitudinal, entonces como proceso de post-clasificación se hizo uso de la información de altitud derivada del modelo digital de elevación para discriminar tipos de vegetación, y de esta manera mejorar aún más los resultados de las clasificaciones en ambas imágenes. Cabe notar que se utilizaron imágenes Landsat correspondientes a los meses de julio de 1990 y octubre de 2003, sin embargo el efecto que pudiese existir en los resultados de cambio en el

uso de suelo son mínimos, ya que los cultivos de tipo temporal se mantienen con muy pocas modificaciones durante este periodo por estar ubicados dentro de la estación de lluvias (mayo-octubre) en la región.

Los cambios en el uso de suelo y sus tipos de trayectoria en el periodo 1990-2003, fueron detectados utilizando una técnica de postclasificación basada en la comparación de las coberturas clasificadas (Tabla 2.6), lo cual hizo posible la identificación y cuantificación de los mayores procesos de cambio en el uso de suelo, y el establecimiento de su relación con los procesos socioeconómicos, así como sus posibles impactos en la biodiversidad y condición hidrológica de la cuenca. Los resultados obtenidos en este estudio indican que cerca de la mitad de la superficie de la cuenca, experimentó algún tipo de modificación en su cobertura de uso de suelo. Las posibles razones detrás de esta alta tasa de conversión son: 1) la liberalización del mercado agrícola en México a mediados de los años ochentas, lo cual promovió políticas de privatización y en consecuencia disminuyó la intervención del estado en este mercado, 2) la industrialización agrícola, y 3) la desregulación de los precios internacionales del café ocurrido en el año 1989, lo que ocasionó una crisis a nivel nacional (Montagut-González 1999). A su vez, estos factores favorecieron: 1) la migración de la gente del campo rural a áreas forestales en la montaña, lo que incrementó la presión sobre estas áreas (Halhead 1992), 2) la diversificación de los cultivos para autoconsumo y propósitos comerciales (Jácome 2004), y 3) el abandono de plantaciones de café particularmente para su conversión a cultivos de caña de azúcar y áreas urbanas (Ponette 2004).

De los cambios reportados en el uso de suelo, la deforestación de los bosques (Figura 2.3), y en particular la de bosque mesófilo de montaña (tasa de pérdida anual del 3.2%; 1,133 ha año⁻¹) para su conversión a áreas de cultivo agrícola y pastizal para ganadería extensiva, es el más preocupante. La destrucción del bosque mesófilo de montaña en las regiones ecológicas templadas húmedas, y no siendo ésta la excepción, se debe principalmente a los siguientes factores: 1) la expansión de la frontera agrícola de subsistencia mediante el método de roza, tumba y quema, 2) la ampliación de la ganadería extensiva y 3) la expansión de la producción cafetalera comercial (Rzedowski 1978). En menor importancia se encuentran los incendios forestales, asentamientos humanos y extracción de madera.

A pesar de la reconocida y cada vez más creciente importancia que tiene el bosque mesófilo de montaña en la protección de los recursos hídricos en zonas montañosas y en conservación de la biodiversidad (Zadroga 1981, Hamilton *et al.*, 1995, Bruijnzeel y Proctor 1995, Bruijnzeel 2004, Bruijnzeel *et al.*, 2005), estos bosques están desapareciendo rápidamente. Los efectos negativos de la deforestación sobre la biodiversidad (Whitmore y Sayer 1992) y en las reservas globales de carbono (Houghton *et al.*, 1983) en los trópicos son bien conocidos. Desde el punto de vista hidrológico, la conversión de bosques a pastizales o cultivos favorece la erosión en los suelos y, en consecuencia produce una disminución de la calidad del agua en las corrientes. Así también puede conducir a cambios en los patrones de flujos estacionales de los ríos y aumentos en los picos de descarga durante eventos de precipitación (Aylward 2004). La conversión de plantaciones de café de sombra y sistemas agroforestales, los cuales son hábitats de refugios de fauna y flora importantes en la región, a cultivos de caña de azúcar conlleva indiscutiblemente a

una disminución de la biodiversidad del sitio. Además, las prácticas de quema que se realizan durante la cosecha de este cultivo inducen progresivamente la degradación orgánica de los suelos (Domínguez 2001).

En contraparte, la recuperación de superficies boscosas en la cuenca se ha debido en parte a factores como la propia regeneración natural por abandono de tierras, en particular áreas dedicadas al cultivo del café, debido a la crisis agraria que se padece en la región (Hernández, *com. pers., obs. pers.*), manejos forestales adecuados, así como a la puesta en marcha de programas de reforestación y manejo apropiado de bosques en la última década. Los procesos de recuperación de los bosques se distribuyeron por toda la cuenca con una marcada concentración en los bosques templados (tasa de recuperación promedio del 4%; 567 ha año⁻¹) en la parte alta de cuenca hacia la cima del Cofre de Perote. Esto favorecido por la restricción oficial que existe para el aprovechamiento de bosques por encima de los 3,000 msnm (Parque Nacional Cofre de Perote). Sin duda es un gran avance a favor de la conservación ya que estos bosques experimentaron una acelerada destrucción durante el período de veda en esta zona (1952-1974) que sólo condujo a la tala ilegal sin control ni método de manejo (Jardel 1986).

Las acciones de reforestación han sido promovidas por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y el Fideicomiso Público de Administración Paramunicipal de Coatepec (FIDECOAGUA). Este último como parte del programa de esquema de pagos por servicios ambientales (PSA)(Contreras, *com. pers.*; Manson 2004), en el que propietarios y comunidades de bosques ubicados en zonas montañosas reciben un pago anual del gobierno

por conservar sus bosques, y de esta manera se preserva la biodiversidad y los servicios ambientales ecosistémicos que proporcionan (suministro y calidad de agua) para las poblaciones (Pagiola *et al.*, 2002) como Xalapa y Coatepec, ubicadas en las partes bajas de la zona de montaña. Los mercados de PSA son programas de conservación que iniciaron su operación en América Latina recientemente. Actualmente en nuestro país, se encuentran operando en los estados de Veracruz, Chiapas y Oaxaca (Burstein *et al.*, 2002). La puesta en marcha de este tipo de programas en zonas donde el bosque mesófilo de montaña se encuentra muy amenazado, puede convertirse en una medida de conservación muy efectiva para la protección de cuencas, suelos y diversidad biológica en una determinada región (Pagiola *et al.*, 2002). Esta estrategia además deberá buscar el manejo más apropiado de los recursos naturales, por lo que deberán hacer esfuerzos para establecer programas de desarrollo y conservación a varios niveles que preserve la biodiversidad, y establezca también prácticas agrícolas diversas y más rentables (Brown y Kapelle 2001).

2.5. Conclusiones

Se generaron los mapas de vegetación y uso de suelo de 1990 y 2003 de la cuenca alta del río La Antigua, Ver., y se analizaron los cambios ocurridos en este periodo utilizando imágenes de satélite Landsat bajo un enfoque de SIG y PR. El paisaje del área de estudio se caracterizó por ser un mosaico complejo y heterogéneo de coberturas de uso de suelo, por tanto los resultados de exactitud obtenidos de las clasificaciones de los mapas de 1990 (78.2%) y 2003 (79.7%) se consideran aceptables para los objetivos de este estudio.

En el periodo analizado, la cuenca alta del río La Antigua ha experimentado cambios fuertes en su cobertura de uso de suelo. Los mecanismos que han propiciado estos cambios están generalmente asociados a políticas gubernamentales de desarrollo y manejo de la tierra de carácter nacional. El cambio más importante de uso de suelo es la deforestación del bosque mesófilo de montaña debido al avance de prácticas agropecuarias, lo cual coloca la existencia de este tipo de bosque en un estado de alarmante preocupación. Los impactos derivados de la conversión de bosques a otros usos de suelo sobre los rendimientos hídricos, pérdidas de suelo y nutrientes en los trópicos han sido documentados en la literatura. Sin embargo, se deben llevar a cabo investigaciones a futuro en estos temas ambientales para que con evidencia científica se incida en la toma de decisiones de las políticas de manejo de la tierra y prácticas de conservación en la región. La información presentada en este estudio permite un entendimiento visual de los procesos de cambio en el uso de suelo, lo cual puede contribuir a establecer mecanismos de causa-efecto que identifiquen prioridades para la planeación territorial en el largo plazo en la región basada en información de escala intermedia.

2.6. Referencias

- Acosta, I., 2002, Vegetación y flora del municipio de Xico, Ver. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana, Facultad de Biología, Xalapa, Ver. México.
- Aldrich, M., Bubb, P., Hostettler, S., y Van de Wiel, H. (Eds), 2000, Bosques Nublados Tropicales Montanos. Tiempo para la acción, pp. 32 (United Kingdom: WWF International/IUCN, The World Conservation Union).
- Aylward, B., 2004, Land use, hydrological function and economic valuation. *En* Forests, Water and People in the Humid Tropics: past, present, and future hydrological research for integrated land and water management. M. Bonell y L.A. Bruijnzeel (Eds), pp. 99–120 (Cambridge: Cambridge University Press, 2004).
- Baban, S.M.J. y Yusof, K.W., 2001, Mapping land use/cover distribution on a mountainous tropical island using remote sensing and GIS. *International Journal of Remote Sensing* 22, 1909–1918.
- Bichier, H.P., 2005, Agroforestry and the maintenance of biodiversity. *Bioscience*, Immediate Online Access.
- Brown, A.D. y Kappelle, M., 2001, Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional. *En* Bosques nublados del neotrópico, M. Kappelle y A.D. Brown (Eds), pp. 25–40 (Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, 2001).
- Bruijnzeel, L.A., 2004, Hydrological functions of tropical forest: not seeing the soil for the trees?. *Agriculture, Ecology and Environment* 104, 185–228.
- Bruijnzeel, L.A., Eugster, W. y Burkard, R., 2005, Fog as a hydrological input. *En* Encyclopedia of Hydrological Sciences, Chapter 38, M.G. Anderson and J.J. McDonnell (Eds), pp. 559–582 (Chichester: John Wiley, 2005).
- Bruijnzeel, L.A. y Proctor, J., 1995, Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know?. *En* Tropical Montane Cloud Forests, L.S. Hamilton, J.O. Juvik y F.N. Scatena (Eds), p. 38–78 (New York: Springer Verlag, 1995).
- Bubb, P., May, I., Miles, L., y Sayer, J. (Eds), 2004, Cloud Forest Agenda, pp.33 (Cambridge: UNEP-WCMC).
- Burstein, J., Chapela, G., Mendoza, Y., Aguilar, J. y De León, E., 2002, Informe sobre la propuesta de pago por servicios ambientales en México (México: Fundación FORD Fundación PRISMA).

- Challenger, A. (Ed.), 1998, Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro, p. 847 (México: CONABIO- UNAM- Agrupación Sierra Madre, S.C.).
- Cingolani, A., Renison, D., Zak, M., y Cabido, M., 2004, Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sensing of Environment* 92, 84–97.
- Cohen, J., 1960, A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement* 20, 37–46.
- CNA 1998, Estudio de indicadores biológicos en el río Los Pescados, CNA-IMTA, México.
- Carabias, J. 1990, En búsqueda de alternativas ecológicas para el uso de los recursos. *En* En busca del equilibrio perdido. El uso de los recursos naturales en México, R. Rojas (Ed), pp. 47-62 (México: Universidad de Guadalajara, 1990).
- Debeir, O., Van den Steen, I., Latinne, P., Van Ham, P., y Wolf, E., 2002, Textural and contextual land-cover classification using single and multiple classifier systems. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 68, 597–605.
- Dewidar, K.H.M., 2004, Detection of land use/land cover changes for the northern part of the Nile delta (Burullus region), Egypt. *International Journal of Remote Sensing* 25, 4079–4089.
- Domínguez Domínguez, E., 2001, La quema de la caña de azúcar y sus implicaciones ambientales. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Veracruz, Ver. México.
- FAO, 1996, Survey of tropical forest cover and study of change processes. Forestry Paper 130, Roma.
- Fearnside, M.P., 2001, Saving tropical forests as a global warming countermeasure: an issue that divides the environmental movement. *Ecological Economics* 39, 167–184.
- Flores-Villela, O., y Gerez, P. (Eds), 1988, Conservación en México: Síntesis sobre vertebrados terrestres, vegetación y uso del suelo, pp. 31–34 (México: Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos).
- Geissert, D., Dubrecq, D., Campos, A., y Meza, E., (Eds), 1994, Carta de paisajes geomorfoedafológicos de la región volcánica Cofre de Perote, Estado de Veracruz, México, Escala 1:75,000 (México: Instituto de Ecología, A.C.-ORSTOM-CONACYT).

- Geneletti, D., y Gorte, B.G.H., 2003, A method for object-oriented land cover classification combining Landsat TM data and aerial photographs. *International Journal of Remote Sensing* 24, 1273–1286.
- Halhead, V., 1992, Social dimensions of forest utilization in Mexico: Implications for intervention. *En Development or Destruction: The Conversion of Tropical Forest to Pasture in Latin America*, T.E. Downing, S.B. Hecht, H.A. Pearson and C. García-Downing (Eds), pp. 159–169 (USA: Westview Press, 1992).
- Hamilton, L.S., Juvik, J.O., y Scatena, F.N. (Eds), 1995, Tropical Montane Cloud Forests. *Ecological Studies* 110, pp. 407 (New York: Springer Verlag).
- Houghton, R.A., Hobbie, J.E., Melillo, J.M., Moore III, B., Peterson, B.J., Shaver, G.R., y Woodwell, G.M., 1983, Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: a net release of CO₂ to the atmosphere. *Ecological Monographs* 53, 235–262.
- INEGI, 1993, Conjuntos de Datos Vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación. Escala 1: 250 000. Serie II (México: INEGI).
- INEGI, 1995a, Aerial photographs. Scale 1: 20 000 (México: INEGI).
- INEGI, 1995b, Aerial photographs. Scale 1: 75 000 (México: INEGI).
- INEGI, 2000, Topographic-land use map. Scale 1: 50 000 (México: INEGI).
- International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation (ITC) (Ed.) 2000, Principles of remote sensing, pp. 141–154 (Enschede, NL: ITC).
- International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation (ITC) (Ed.) 2004, Integrated Land and Water Information System ILWIS, version 3.2, p. 511(Enschede, NL: ITC).
- Jácome, A., 2004, Dealing with risk: small-scale coffee production systems in Mexico. *Perspectivas latinoamericanas* 1, 1–39.
- Jardel, E. J., 1986, Efecto de la exploración forestal en la estructura y regeneración del bosque de coníferas de la vertiente oriental del Cofre de Perote. Tesis de Maestría. INIREB, Xalapa, Ver., México.
- Jardel, P. E., 1990, Conservación y uso sostenido de recursos naturales en ecosistemas de montaña. *En En busca del equilibrio perdido. El uso de los recursos naturales en México*, R. Rojas (Ed), pp. 209-235 (México: Universidad de Guadalajara, 1990).

- King, R.B., 2002, Land cover mapping principles: a return to interpretation fundamentals. *International Journal of Remote Sensing* 23, 3525–3546.
- Lambin, E.F., Geist, H.J. y Lepers, E., 2003, Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environmental Resources* 28, 205–241.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Arild, A. y Bruce, J.W., 2001, The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11, 261–269.
- Lillesand, T.M., y Kiefer, R.W. (Eds), 1994, Remote sensing and Image Interpretation (New York: John Wiley & Sons).
- Liu, J.Y., Zhuang, D.F., Luo, D. y Xiao, X., 2003, Land-cover classification of China: integrated analysis of AVHRR imagery and geophysical data. *International Journal of Remote Sensing* 24, 2485–2500.
- Luna, I., Velázquez, A. y Velázquez, E., 2001, El Caribe y los países del continente americano. *En Bosques nublados del neotrópico*, M. Kappelle y A.D. Brown (Eds), pp. 183–229 (Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, 2001).
- Luna, V., 1997, Estudio de vegetación y flora del municipio de Coatepec, Ver. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Biológicas, Xalapa, Ver. México.
- Lu, D., Mausel, P., Batistella, M. y Moran, E., 2005, Land-cover binary change detection methods for use in the moist tropical region of the Amazon: a comparative study. *International Journal of Remote Sensing* 26, 101–114.
- Manson, R. H., 2004, Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México. *Madera y Bosques* 10, 3–20.
- Maselli, F., Conese, C., De Filippis, T. y Romani, R., 1995, Integration of ancillary data into a maximum-likelihood classifier with nonparametric priors. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 50, 2–11.
- Masera, O.R., Ordóñez, M.J. y Dirzo, R., 1997, Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long term scenarios. *Climatic Change* 35, 265–295.
- Montagut-González, R., 1999, Factors that contributed to the expansion of cattle ranching in Veracruz, Mexico. *Mexican Studies* 15, 101–130.
- Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J.F., Takaki, F., Victoria, A., y Luna-González, L., 2000, La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* 43, 183–203.

- Pagiola, S., Bishop, J., y Landell-Mills, N. (Eds), 2002, Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation, p. 299 (London: Earthscan).
- Pedroni, L., 2003, Improved classification of Landsat Thematic Mapper data using modified prior probabilities in large and complex landscapes. *International Journal of Remote Sensing* 24, 91–113.
- Peterson, T.A., Ortega, M.A., Bartley, J., Sánchez, V., Soberón, J., Buddemeier, R.H., y Stockwell, D.R.B., 2001, Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416, 626–629.
- Ponette, A., 2004, Coffee, cattle, and colonialism: Historical effects of markets and agricultural policies on cloud forests in central Veracruz, Mexico. *Tropical Resources* 23, 37–43.
- Prol-Ledesma, R.M., Uribe-Alcántara, E.M. y Díaz-Molina, O., 2002, Use of cartographic data and Landsat TM images to determine land use change in the vicinity of Mexico City. *International Journal of Remote Sensing* 23, 1927–1933.
- Read, J.M. y Lam, S.N.S., 2002, Spatial methods for characterizing land cover and detecting land-cover changes for the tropics. *International Journal of Remote Sensing* 23, 2457–2474.
- Roberts, D.A., Keller, M. y Viane Soares, J., 2003, Studies of land-cover, land-use, and biophysical properties of vegetation in the Large Scale Biosphere Atmosphere experiment in Amazonia. *Remote Sensing of Environment* 87, 377–388.
- Rossignol, J.P., Campos, A., Geissert, D., y Quaintin, P. (Eds), 1988, Morfoedafología del área Xalapa-Coatepec y sus aplicaciones a los usos agrícola, pecuario y forestal. Informe explicativo preliminar de los mapas morfoedafológico, de recursos en tierras y de capacidades de uso al 1: 75,000, p. 130 (México: INIREB-ORSTOM-ENITHP).
- Rzedowsky, J. (Ed.), 1978, Vegetación de México, pp. 315–326 (México: Limusa).
- Toledo, V. M. 1988. La diversidad biológica de México. *Ciencia y Desarrollo* XIV(81), 17-30.
- Toledo, V.M. y Ordóñez, M. De J., 1993, The biodiversity scenario of Mexico: A review terrestrial habitats. *En Biological diversity of Mexico: origins and distribution*, D.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot and J. Fa (Eds), pp. 757–777 (New York: Oxford University Press, 1993).
- Velázquez, A., Mas, J. F., Mayorga-Saucedo, R., Díaz, J. R., Alcántara, C., y Castro, R., 2002, Estado actual y dinámica de los recursos forestales de México. *CONABIO. Biodiversitas*, 41, pp. 8–15.

- UNEP-WCMC. (Ed.), 2002, Mountain Watch, p. 80. (UK-UNEP).
- Williams-Linera, G., 1992, Ecología del paisaje y el bosque mesófilo de montaña en el centro de Veracruz. *Ciencia y Desarrollo* 105, 132–138.
- Williams-Linera, G., Manson, R. H., e Isunza, E., 2002, La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso de suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8, 73–79.
- Whitmore, T.C. y Sayer, J.A., 1992, Deforestation and species extinction in tropical moist forests. *En Tropical Deforestation and Species Extinction*, T.C. Whitmore y J.A. Sayer (Eds), pp. 1–14 (London: Chapman & Hall, 1992).
- Xue-Hua, L., Skidmore, A.K., y Van Oosten, H., 2002, Integration of classification methods for improvement of land-cover map accuracy. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 56, 257–268.
- Zadroga, F., 1981, The hydrological importance of a montane cloud forest area of Costa Rica. *En Tropical Agricultural Hydrology*, R. Lal and E.W. Russell (Eds), pp. 59–73 (New York: Wiley, 1981).
- Zárate, B.E., 2001, Ordenamiento ecológico forestal de la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz. Tesis de Maestría. Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Agrícolas, Xalapa, Ver. México.
- Zeleeke, G. y Hurni, H., 2001, Implications of land use and land cover dynamics for mountain resource degradation in the northwestern Ethiopian highlands. *Mountain Research and Development* 21, 184–191.

CAPÍTULO 3

EFFECTOS HIDROLÓGICOS DE LA PERTURBACIÓN Y CONVERSIÓN DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA A PASTIZAL

Palabras clave: bosque mesófilo de montaña, hidrología, escurrimientos, cambio del uso de suelo, cuencas, centro de Veracruz.

3.1. Introducción

Los impactos de los cambios en el uso de suelo, como por ejemplo la sustitución de áreas de bosque por pastizales o cultivos, sobre la dinámica del ciclo del agua han sido investigados y documentados en varias regiones del mundo (Cherkauer *et al.*, 2000; Goteti y Lettenmaier 2001; Yin y Li 2001; Van der Molen 2002; Yang *et al.*, 2002; Bruijnzeel 2006). Este tipo de cambios pueden derivar en impactos sobre la hidrología continental de distintas temporalidades, alterando el balance entre la precipitación, la evapotranspiración y el escurrimiento (Li *et al.*, 2007). En el corto plazo, pueden alterar el ciclo hidrológico en cuencas mediante el incremento o bien disminución del rendimiento hídrico, o incluso eliminar el caudal base en algunas circunstancias durante las épocas de estiaje (Croke *et al.*, 2004; Bruijnzeel 1990, 2004). En el largo plazo, las reducciones en la evapotranspiración y en el reciclaje de agua hacia la atmósfera, pueden accionar mecanismos que conlleven a una progresiva reducción de la precipitación (Savenije 1995; D'Almeida *et al.*, 2006).

Después del reemplazo del bosque por pastizal o cultivo, las características físicas de la vegetación reemplazante difieren al menos en un principio de la cubierta vegetal original (por ejemplo, masa de raíces/profundidad, biomasa, índice de área foliar, y morfología de las hojas, entre otros). De manera que los mecanismos y rutas de distribución de la precipitación (intercepción del dosel, infiltración) serán diferentes de los de la vegetación reemplazada (Bruijnzeel 2000, 2004; Giambelluca 2002; Zimmermann *et al.*, 2006). La disminución de la infiltración, como resultado de la reducción de las reservas de materia orgánica y modificaciones en la estructura de los suelos, se reporta frecuentemente como una

consecuencia del cambio en el uso del suelo (Ziegler y Giambelluca 1997; Sidle *et al.*, 2006; Tobón *et al.*, 2008). Una consecuencia de esta reducción es el incremento del flujo Hortoniano (HOF, causado cuando la tasa de precipitación excede la infiltración y el almacenamiento del suelo; Horton 1933), lo cual conduce a escurrimientos superficiales que pudieren favorecer el incremento de la erosión y pérdida de suelo. Las modificaciones en los patrones de infiltración y en las propiedades hidrofísicas del suelo conducirán muy probablemente a cambios en la respuesta hidrológica de las cuencas (Bruijnzeel 2004). La evaporación, al menos temporal, además puede reducirse de manera que el contenido de agua en el suelo y en el subsuelo muestre incrementos. Por lo que todas estas modificaciones en conjunto, conducirán a incrementos tanto en el escurrimiento rápido como en los flujos base (Bosch and Hewlett 1982; Bruijnzeel 1990; Malmer 1992; Grip *et al.*, 2005). Sin embargo, cuando las capacidades de infiltración del suelo alcanzan niveles que no permiten la recarga de agua en el suelo y subsuelo como consecuencia del cambio y manejo del uso de suelo, es entonces muy probable que los flujos base durante la época de secas se vean disminuidos, a pesar de que la reducción en la evaporación asociada al cambio en el uso de suelo podría producir flujos base mayores (Bruijnzeel 2004).

El incremento inicial que se observa en los rendimientos hídricos después de la tala de un bosque maduro, pueden presentar con el tiempo una disminución irregular debido a procesos de sucesión secundaria (Bruijnzeel 2004). En regiones templadas se ha encontrado que estos procesos de recuperación pueden tardar de 3 a 9 años en suelos poco profundos, dependiendo de si la regeneración fue a través de brotes o de semillas principalmente (Hornbeck *et al.*, 1993) o bien periodos más prolongados de regeneración de bosques en suelos profundos

(Swank *et al.*, 1988). En vista del crecimiento usualmente vigoroso de la vegetación secundaria en las regiones tropicales, se podría esperar un rápido retorno a las condiciones iniciales prevalecientes de los caudales mediante procesos de recuperación del bosque (Brown y Lugo 1990). Sin embargo, la respuesta hidrológica de un bosque secundario es prácticamente desconocida (Zimmerman *et al.*, 2006), con excepción del trabajo elaborado por Frisch (1993) y Ziegler *et al.* (2004); mientras que el proceso de conversión de un bosque maduro a otros tipos de uso del suelo, conduce a cambios en los ciclos hidrológicos que difícilmente son reversibles (Bruijnzeel 2004).

Los bosques tropicales de montaña en México son ecosistemas que albergan una gran biodiversidad, endemismo (Rzedowski 1978) y son sumamente importantes por los servicios ambientales que proporcionan, entre ellos los hidrológicos (Vogelmann 1973; Challenger 1998). La rápida conversión de estos bosques a otros usos de suelo debido a las actividades antrópicas es una situación preocupante. En la región central del estado de Veracruz, el bosque mesófilo de montaña (BMM), vegetación representativa del bosque tropical húmedo, ha disminuido el 30.5% de su superficie, equivalente a 20,100 ha en los últimos trece años para su conversión a pastizales y cultivos (Muñoz-Villers y López-Blanco 2007). Estos procesos de cambio se han ubicado principalmente en las partes medias-altas de la montaña (1,400 – 2,600 msnm [Muñoz-Villers y López-Blanco 2007]), lo cual es alarmante ya que coincide con la localización de las cabeceras de las cuencas, consideradas fuente de abastecimiento de agua de los principales centros de población de la región como son Xalapa y Coatepec. De manera que existe una gran demanda e interés social general por entender el funcionamiento hidrológico del bosque mesófilo de montaña, y sus repercusiones debido al cambio de uso en el suelo en la

región central de Veracruz. Estas transformaciones en las cubiertas forestales podrían estar conduciendo a alteraciones en los patrones estacionales de los regímenes hídricos con efectos en la disponibilidad del recurso y deterioro de su calidad de agua, los cuales requieren ser investigados.

Estudios que evalúen el efecto del uso de suelo sobre los procesos ecohidrológicos y de regulación hídrica bajo el enfoque de cuencas son prácticamente ausentes en ecosistemas tropicales de montaña. Esto debido en parte a información no confiable ya que las mediciones de las variables hidrometeorológicas en las zonas de montaña son difíciles de obtener debido a la poca accesibilidad a los sitios, así como por la complejidad topográfica y climática del paisaje (Bandyopadhyay *et al.*, 1997). Por lo que este estudio es la primera aproximación que emplea técnicas de medición intensiva orientadas a procesos en una región tropical húmeda de montaña en México, para lo cual las microcuencas seleccionadas fueron instrumentadas para el seguimiento de sus procesos hidrológicos en respuesta a la precipitación, así como para la cuantificación de sus balances hídricos. Los resultados obtenidos generarán conocimiento básico y esencial para la implementación de estrategias de conservación y revaloración de los servicios ambientales del BMM.

El presente estudio tuvo como objetivo cuantificar los efectos hidrológicos causados por el disturbio del bosque mesófilo de montaña y su conversión a pastizal, específicamente en el patrón y distribución estacional y anual de los caudales (escurrimientos rápidos y flujos base) a escala de microcuencas. El análisis de la relación precipitación-escurrimiento se realizó a escala de eventos basado en mediciones a alta resolución de la precipitación y los caudales de

los ríos. En este enfoque, los coeficientes de escorrentía de eventos individuales fueron analizados siguiendo cuatro pasos: a) separación de eventos de precipitación, b) separación de eventos para análisis de escurrimientos, c) separación del escurrimiento observado en escurrimientos directo y flujos base, y d) estimación del coeficiente de escorrentía como la proporción del escurrimiento directo y el volumen de precipitación.

3.2. Área de estudio

Las microcuencas de estudio se ubican en la cuenca alta del río La Antigua (1,325 km²), en la vertiente del golfo del volcán Cofre de Perote (centro de Veracruz). El tipo de clima es templado-cálido húmedo dividido en tres periodos: una temporada de lluvias (mayo-octubre); una época seca-fría con influencia de “Nortes” (noviembre-febrero), y una época de seca-cálida (marzo-abril). La precipitación promedio en la región es de 2,500 mm y la temperatura media anual de 18°C. La microcuenca de bosque mesófilo de montaña maduro (BMM) y de vegetación secundaria de bosque mesófilo de montaña (BMS) se localizan en la Reserva Ecológica “La Cortadura”, Coatepec, Ver. (97°02’-Longitud oeste y 19°29’ – Latitud Norte; ~ 2,100 msnm)(Figura 3.1). La microcuenca de pastizal (PAS) se ubica en Cocoxatla, Xico (97°02’-Longitud oeste y 19°23’-Latitud Norte; ~ 1,600 msnm)(Figura 3.2). Las características fisiográficas de cada microcuenca se presentan en la Tabla 3.1. El material parental en los sitios de bosques es es andesita cubierta por cenizas volcánicas. En el pastizal es andesita basáltica cubierta por una espesa capa de brecha volcánica con un alto grado de intemperización, la cual está recubierta a su vez por una delgada capa cenizas volcánicas (Geissert *et al.*, 1994). La corriente que se forma en las microcuencas de bosques es de primer

orden, mientras que en el pastizal es de segundo orden; perenne. Las microcuencas están cubiertas en superficie por más del 80% de los siguientes tipos de vegetación: (1) BMM maduro, caracterizado por elementos tanto de árboles perennifolios como caducifolios en un estado de conservación estimado de 80-100 años. Las especies dominantes en el estrato arbóreo fueron *Miconia glaberrima*, *Clethra macrophylla*, *Parathesis melanosticta*, *Oreopanax xalapensis* y *Quercus ocoteifolia* (2) Bosque mesófilo en regeneración natural por un periodo de 19 años. Por procesos de sucesión secundaria las especies más abundantes son *Miconia glaberrima*, *Alnus jorullensis*, *Prunus tetradenia*, *Quercus corrugata* y *Clethra macrophylla*; y (3) Pastizal inducido para el uso y manejo extensivo de ganado bovino suizo lechero establecido desde hace más de 40 años. El pasto dominante es *Paspalum notatum* con algunos árboles aislados de *Liquidambar styraciflua* y *Acacia* sp. Para mayor detalle de los sitios de estudio referirse a la Sección 1.2.

Tabla 3.1: Características fisiográficas de las microcuencas en estudio.

	Área	Altitud	Pendiente dominante	Longitud pendiente	Orientación	Tipo de suelo
	(ha)	(m)	(%)	(m)		
BMM	24.6	2170	20 - 45	126	NO-SE	Andosol úmbrico
BMS	11.9	2170	20 - 45	100	O-E	Andosol úmbrico
PAS	35.9	1500	10 - 20	140	NO-SE	Andosol úmbrico

3.3. Materiales y métodos

3.3.1 Precipitación

El periodo de registro de la precipitación se llevó a cabo del mes de julio de 2005 a marzo de 2007 (20 meses). La precipitación fue medida con pluviómetros automáticos de balancín colocados en áreas abiertas a una altura de 25 cm del suelo. La red de muestreo en “La Cortadura” estuvo conformada por cuatro pluviómetros precalibrados RG2-M de la marca Onset (diámetro del colector: 154 mm; resolución: 0.2 mm por golpe; volumen del balancín: 3.7 ml) habilitados con almacenadores HOBO. Dos de estos pluviómetros se colocaron al interior del BMM y los otros dos en el BMS (Figura 3.1). En áreas fuera de las microcuencas, se colocaron además un pluviómetro Casella CELL (diámetro del colector: 225.6 mm; resolución: 0.2 mm por golpe; volumen del balancín: 8 ml) y un pluviómetro ARG100 (diámetro del colector: 254 mm; resolución: 0.2 mm por golpe; volumen del balancín: 10 ml) los dos últimos con almacenadores de datos fabricados por la Vrije Universiteit Amsterdam (VUA). Los registros de los pluviómetros automáticos fueron verificados y respaldados con lecturas semanales de pluviómetros estándar (totalizadores) colocados a una distancia aproximada de 30 cm de los automáticos. El pluviómetro totalizador se conformó por un embudo receptor de 100 cm² y un recipiente cilíndrico de PVC de 12 cm de diámetro y 25 cm de alto. La lectura de los volúmenes de agua de lluvia colectada fue realizada manualmente con probetas cilíndricas graduadas de 100-1000 ml, dependiendo de la cantidad de precipitación acumulada.

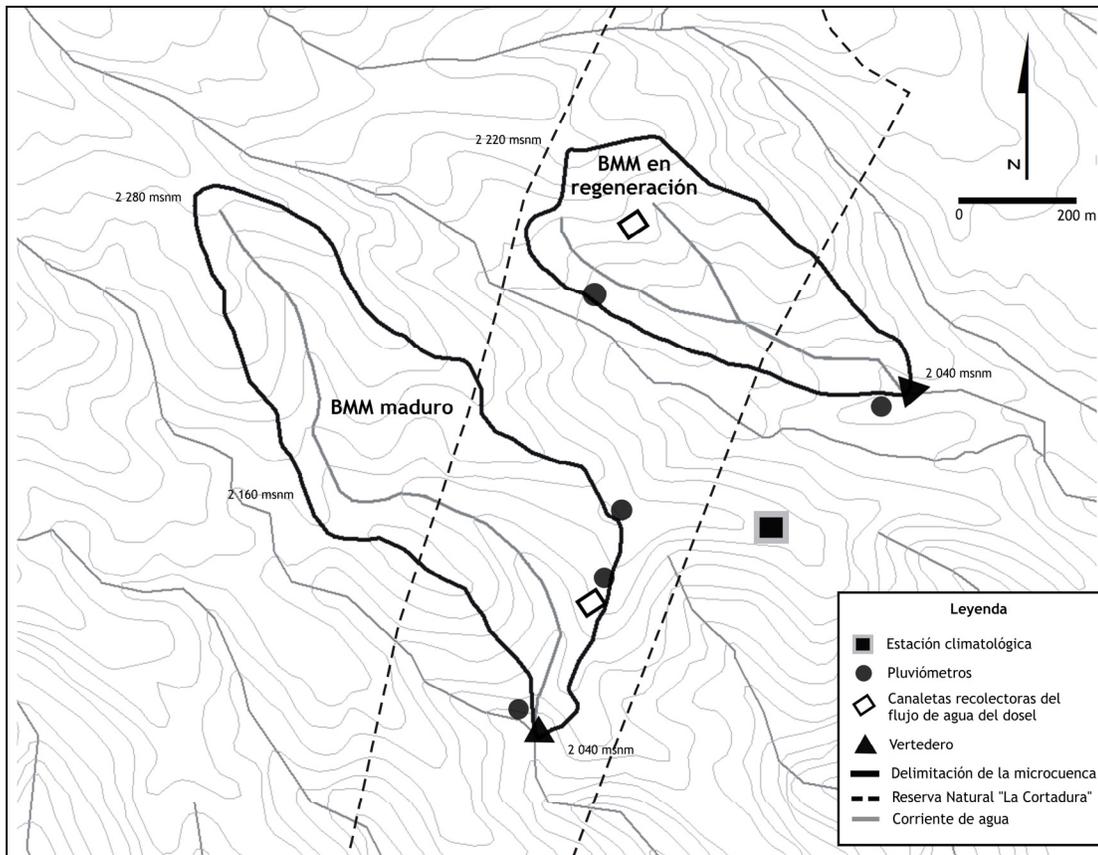


Figura 3.1. Mapa de localización de los instrumentos y experimentos en campo en las microcuencas de bosque maduro y de bosque en regeneración en “La Cortadura”.

Fuente: Mapas topográficos escala 1:50,000 (INEGI 2000). La delimitación de las microcuencas se realizó base en las curvas de elevación cada 20 m. (INEGI 2000), e interpretación de fotografía aérea a escala 1:20,000 (INEGI 1995).

En el PAS, la precipitación fue registrada con tres pluviómetros RG2-M de la marca Onset (diámetro del colector: 154 mm; resolución: 0.2 mm por golpe; volumen del balancín: 3.7 ml) habilitados con almacenadores HOBO (Figura 3.2). Estos no estuvieron corroborados por lecturas de pluviómetros estándar. Los datos fueron verificados y corregidos de posibles lecturas falsas debido a la presencia de animales que pudieron hacer contacto con el equipo, aún cuando estos estuvieron protegidos con cercas. Cuando se presentaron problemas como

interrupciones en los registros por averías o por baja de baterías en los dispositivos de registro y almacenamiento de datos, las series de datos fueron completadas por evento de precipitación utilizando ecuaciones de regresión lineal entre los pluviómetros.

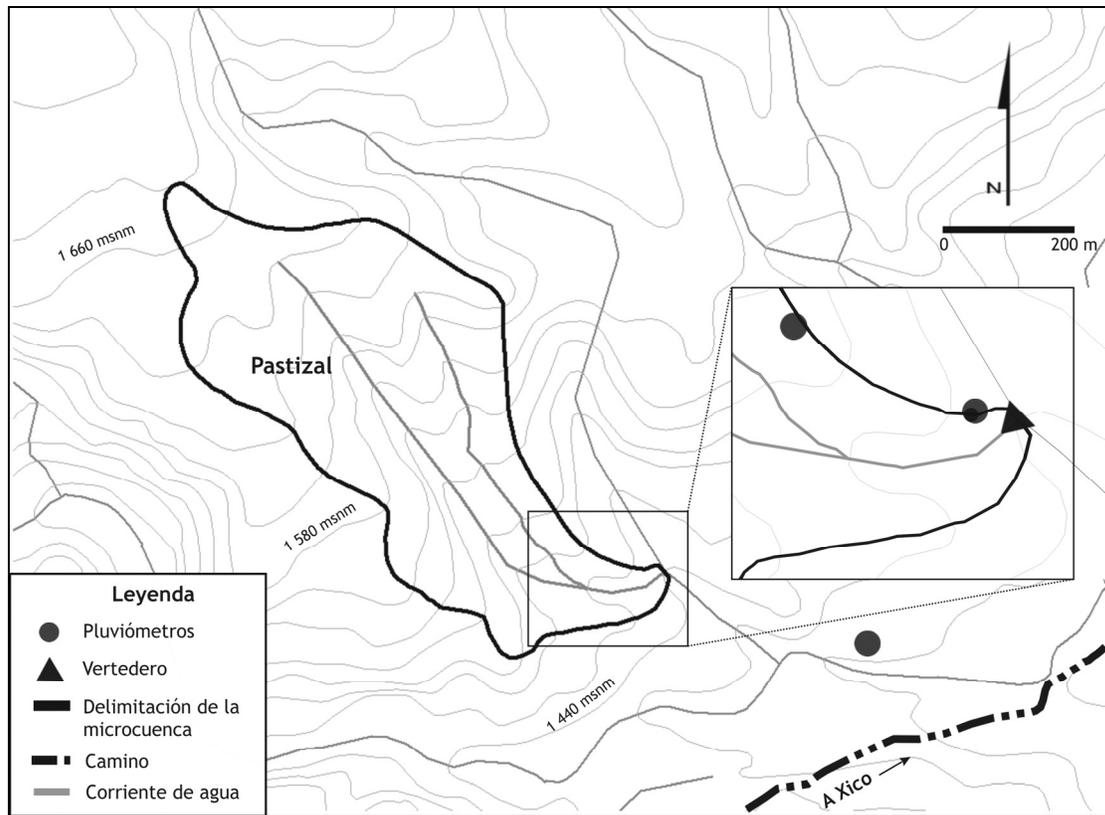


Figura 3.2. Mapa de localización de los instrumentos y experimentos en campo en la microcuenca de Pastizal para uso extensivo de ganado bovino lechero. Fuente: Mapas topográficos escala 1:50,000 (INEGI 2000). Delimitación de las microcuencas con base en las curvas de elevación cada 20 m. (INEGI 2000), e interpretación de fotografía aérea a escala 1:20,000 (INEGI 1995).

La precipitación fue calculada por eventos con base en el promedio de los volúmenes registrados por los pluviómetros al interior de cada microcuenca. Las entradas por precipitación consistieron únicamente de registros de lluvia (precipitación vertical), cuyas

series de tiempo fueron remuestreadas a intervalos de tiempo de 10 minutos y 24 horas. Los ingresos adicionales de agua por neblina (precipitación horizontal) no fueron considerados dentro de las entradas totales de agua, por ser cantidades muy bajas (50 mm; ~ 2% de la precipitación anual [Holwerda *et al.*, 2007]), y por tanto despreciables.

3.3.2 Evapotranspiración

Para el cálculo de los balances hídricos por tipo de cubierta vegetal, se utilizaron los datos mensuales de intercepción colectados por Holwerda y Bruijnzeel (2007) en el BMM y BMS; mientras que las estimaciones anuales de transpiración de estos bosques fueron tomadas de Gómez-Cárdenas *et al.* (2007). Debido a la ausencia de una estación climática y a la falta de mediciones de transpiración en el PAS, la estimación de *ET* mensual que se proporciona de esta cobertura se obtuvo del promedio de los valores de evaporación potencial ET_o calculados utilizando la ecuación de Penman-Monteith (FAO 1998), a partir de las mediciones de las estaciones climáticas instaladas en “La Cortadura” (2,100 msnm) y La Orduña (1,200 msnm), Coatepec, Ver., por la Universidad Libre de Ámsterdam (VUA)(Holwerda, *sin publicar*).

3.3.3 Determinaciones de las propiedades hidrofísicas del suelo

Densidad aparente

En tres perfiles posicionados en la parte alta, media y baja de ambas laderas en cada microcuena, se tomaron tres muestras de suelo en cada uno de los horizontes de diagnóstico (A, B y C; véase la descripción de suelos en la Sección 1.2.1 y 1.2.2) mediante anillos de acero inoxidable de 5 x 5 cm (volumen de 100 cm³) durante la época de lluvias. Se empleó el

método del cilindro para determinar la densidad aparente (ρ_b), en el cual la muestra fue pesada (peso húmedo) en laboratorio utilizando una balanza analítica (CP124S Sartorius), y después secada en una estufa a una temperatura de 105°C por 48 horas. A su término la muestra fue pesada nuevamente (peso seco) después de su colocación en un desecador para su enfriado.

La fórmula aplicada para calcular la densidad aparente fue:

$$\rho_b = \frac{M_s}{V_t} \quad (3)$$

Donde M_s es la masa de peso seco del suelo en gr, y V_s el volumen total de la muestra en cm^{-3} .

Porosidad total del suelo

La porosidad (φ) es la relación entre el volumen de los espacios vacíos y el volumen total de la masa del suelo. La porosidad total fue determinada de acuerdo a la fórmula:

$$\varphi = 1 - \frac{\sigma_b}{\sigma_m} \quad (4)$$

Donde, σ_b es la densidad aparente en gr cm^{-3} , y σ_m la densidad real de la muestra en gr cm^{-3} .

La densidad real fue determinada por el método del picnómetro previamente calibrado de acuerdo a la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT 2002). El picnómetro utilizado fue de 50 ml (Brand, Alemania).

Capacidad de infiltración del suelo

La infiltración del agua en el suelo se determinó por la técnica de doble anillo utilizando un infiltrómetro portátil (Turf-Tec infiltrometer; anillo externo e interno: 10.8 cm y 5.9 cm.) durante los meses de junio a octubre de 2006 (época de lluvias). En las microcuencas de bosques, las mediciones de infiltración se llevaron a cabo en ambas laderas y en dos posiciones por ladera (parte alta y media). En la microcuenca de pastizal se realizaron en una sola ladera abarcando tres posiciones (parte alta, media y baja). Se llevaron a cabo tres medidas de infiltración por cada posición. El método consistió en colocar el infiltrómetro en el suelo previamente nivelado, libre de vegetación y de hojarasca. Posteriormente, el aparato fue enterrado 10 cm utilizando su base biselada el cual facilitó el corte en el suelo y su colocación. Enseguida, se procedió a llenar con agua el anillo interno de 5.9 cm de diámetro y el externo de 10.8 cm, y a medir la velocidad de infiltración observando el descenso del agua en el anillo interno con una regla vertical, así como el tiempo transcurrido utilizando un cronómetro. Durante el experimento, se mantuvo siempre el anillo exterior lleno con agua (método de cabeza de agua constante) para minimizar el flujo lateral que ocurre hacia las áreas más secas circundantes por debajo del anillo interno (Frumau *et al.*, 2006).

Conductividad hidráulica saturada (K_s)

La conductividad hidráulica indica la velocidad de movimiento del agua a través del suelo. Este valor es dependiente de la humedad y de la distribución del tamaño de los poros en el suelo. Para la determinación de K_s se colectaron muestras no alteradas de suelo en cilindros de PVC de 7.5 cm de diámetro x 7.5 cm de altura. Se tomaron tres muestras por horizonte (0-10, 40-50 y 90-100 cm de profundidad) en tres perfiles ubicados en ambas laderas de las microcuencas. El valor de K_s fue determinado en laboratorio utilizando el método de cabeza de agua constante (Klute y Dirksen 1986). Para ello, las muestras fueron presaturadas por un periodo de 24 horas, y una vez preparadas se ubicaron en la mesa de saturación para dar inicio a la prueba manteniendo un nivel de agua (cabeza hidráulica) constante de 6.5 cm. La conductividad hidráulica saturada K_s fue calculada mediante la ecuación de flujo de Darcy:

$$v = \frac{Q}{At} = -K_s \frac{\Delta H}{l} \quad (5)$$

Donde, v es la velocidad a la cual el agua fluye por la muestra de suelo; Q es el volumen de agua que fluye en un determinado tiempo ($\text{cm}^3 \text{hr}^{-1}$); A es el área de la sección transversal del cilindro o anillo que contiene la muestra de suelo (cm^2); K_s es la conductividad hidráulica saturada (cm hr^{-1}); ΔH es la diferencia (constante) en la carga hidráulica o cabeza de agua mantenida entre la parte superior e inferior de la muestra (cm); y l es la longitud de la columna de suelo (cm).

3.3.4 Caudales

El periodo de monitoreo de los caudales en cada una de las microcuencas estudiadas, comprendió del mes de julio de 2005 al mes de marzo de 2007 (20 meses). El sistema de aforo continuo de los volúmenes de las corrientes de agua se conformó por un vertedero triangular (en forma de V) construido a la salida de cada microcuenca, un hidrógrafo de presión LT F15/M5 y un barómetro F5/M1.5 de la marca Van Essen, colocados a 1.5 m aguas arriba del vertedero y programados para registrar lecturas cada 2 minutos en los sitios de bosques y cada minuto en el pastizal con una precisión de 1.5 mm. El barómetro fue utilizado para hacer una compensación de las lecturas de presión registradas por el hidrógrafo.

Los criterios de construcción de los vertederos fueron determinados de acuerdo al tamaño del cauce de la corriente, y las diferencias entre el caudal mínimo y máximo que pudieren registrar durante el tiempo. De esta manera, se construyó un aforador triangular con una abertura de 90° para el BMM y el PAS, y un aforador triangular con 53.8° de abertura para el BMS (Figura 3.3 y 3.4). Se llevaron a cabo aforos volumétricos durante la época de secas (inicios del mes de mayo de 2006) para calibrar las mediciones automáticas. Los datos fueron constantemente revisados y corregidos de posibles lecturas erróneas por parte de los instrumentos. Los sedimentos acumulados detrás de los vertederos fueron removidos regularmente.



Figura 3.3.Vertedero triangular (90°) construido en la microcuenca de BMM maduro (foto lado izquierdo) y vertedero a 53.8° construido en la microcuenca de BMM secundario (foto lado derecho).



Figura 3.4.Vertedero triangular (90°) construido en la microcuenca de pastizal.

Cuando por condiciones climáticas no fue posible hacer la descarga de datos, la información faltante en la serie de datos fue completada solo para aquellos días donde no estuvo presente un evento de precipitación. Los registros de los niveles de agua fueron convertidos a valores de caudales ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) utilizando la ecuación del vertedero triangular:

$$Q = \frac{8}{15} C_e (2g)^{0.5} \tan(0.5\theta) h_e^{2.5} \quad (6)$$

Donde, Q = Caudal o descarga en $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$; C_e = Coeficiente de descarga o salida de agua de drenaje, el cual además representa la velocidad del agua en el estanque antes del vertedero; g = fuerza de gravedad sobre el nivel del agua antes del aforador (9.81 m s^{-2}); θ = ángulo o abertura del aforador, y h_e = Altura efectiva del nivel de agua (m).

Para el análisis de datos, las series de tiempo fueron remuestreadas a intervalos de tiempo de 10 minutos y 24 horas.

Índice de recesión del flujo base

Este índice fue definido como una constante de la disminución del flujo base de acuerdo con Rose y Peters (2001):

$$k_{bf} = (1/t) \ln \left(\frac{Q_{m_{\min}}}{Q_{m_{\max}}} \right) \quad (7)$$

Donde k_{bf} es el índice de recesión del flujo base. En este estudio, $Q_{m_{\min}}$ es el caudal más bajo promedio (tomado en el mes de abril), $Q_{m_{\max}}$ es el caudal más alto promedio en el año (tomado del mes de agosto o septiembre), y t (número de días) intervalo de días entre el flujo más alto y flujo más bajo.

3.3.5 Precipitación-escorrimento: Análisis por eventos

Separación de eventos de precipitación

Un evento de precipitación fue definido como el periodo de lluvia precedido por un periodo sin lluvia de al menos 3 horas (Schellekens *et al.*, 2000, Bruijnzeel 2006, Cuartas *et al.*, 2007). La cantidad de precipitación mínima considerada como un evento fue de 0.2 mm. El evento de precipitación fue caracterizado por los siguientes parámetros: 1) Volumen de precipitación por evento (P , mm); Duración del evento (tp , hr); Intensidad promedio del evento de precipitación (I_{prom} , mm hr⁻¹); Intensidad mediana (I_{med} , mm hr⁻¹), Intensidad máxima (I_{max} , mm hr⁻¹); e intensidad mínima (I_{min} , mm hr⁻¹). Los valores de intensidad se derivaron de la información de precipitación muestreada a una resolución de 10 minutos. Se calculó también la cantidad de lluvia que antecedió por 24 y 72 horas (AP_{24} y AP_{72} ; mm) a cada evento de precipitación como una medida del antecedente de humedad en las microcuencas.

Separación de eventos para análisis de escorrentía

Se analizaron todos los eventos ocurridos durante el periodo de estudio. Para los eventos cuya $P < 10$ mm se llevó a cabo un análisis evento por evento para identificar aquellos que generaron escurrimiento y por tanto un incremento de los caudales base de los ríos mayor a 1 l seg⁻¹. De esta manera, se pudo determinar con bastante aproximación la cantidad de precipitación mínima, umbral (P_{min} ; mm) a la cual se registró un pico de descarga en los ríos (respuesta de la microcuenca) por tipo de cubierta vegetal.

Separación del flujo base del escurrimiento rápido

Las variaciones temporales de los caudales en los ríos observados (1 seg^{-1} ; resolución de 10 minutos) fueron convertidos a milímetros incorporando la superficie total de cada microcuena. El hidrograma de una corriente es la representación gráfica de las variaciones del caudal con respecto al tiempo correspondientes a un evento de precipitación. El escurrimiento total que pasa por el cauce en un determinado lugar (estación de aforo) está compuesto por:

$$Q = Q_r + Q_b \quad (8)$$

Donde, Q = escurrimiento o caudal total; Q_r = escurrimiento rápido producido por la precipitación, y Q_b = flujo base, producido por el aporte de agua subsuperficial.

Se han sugerido varias técnicas para separar el flujo base del escurrimiento directo en un hidrograma. El método empleado en este estudio fue el del punto de discontinuidad – curva de recesión del flujo base (Hewlett y Hibbert 1967)(Figura 3.5). El método consiste en trazar una línea recta AB (curva de recesión del flujo base), donde A representa el punto de inicio de la curva de ascenso del caudal en el hidrograma (Q_o) y B el inicio de la curva agotamiento determinado por un punto de inflexión en la curva de recesión del flujo base (Q_i), también conocido como punto de discontinuidad, el cual indica el momento en que la escorrentía directa provocada por el evento de precipitación ha transcurrido.

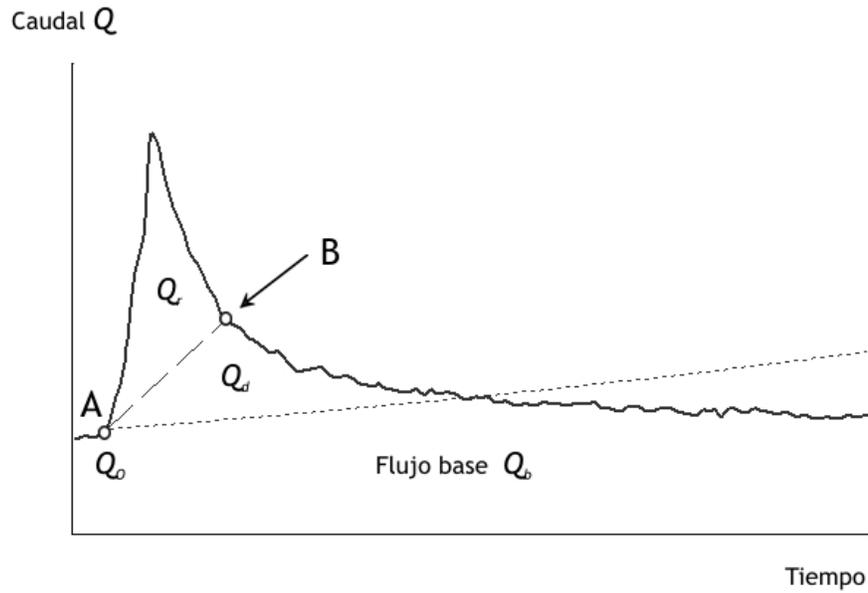


Figura 3.5. Separación del hidrograma en sus componentes hidrométricos. Ejemplo proveniente de la respuesta del caudal de la microcuenca de BMM a un determinado evento de precipitación.

Para la determinación del escurrimiento antecedente desde el inicio de la curva de ascenso del hidrograma (Q_0), se utilizó una curva exponencial decreciente (Ec. 9), como método de aproximación a la curva de agotamiento después del punto de discontinuidad (Q_t), a la cual se le aplicó el logaritmo (Ec. 10) y se le ajustó un modelo de regresión lineal (Ec. 11) con la cual se obtuvo el parámetro k , constante de recesión del flujo base (Ec. 12).

$$Q_t = Q_0 e^{\frac{t-t_0}{k}} \quad (9)$$

$$\log Q_t = \log Q_0 - \frac{t-t_0}{k} \log e \quad (10)$$

$$Y = a - b(t - t_0) \quad (11)$$

$$k = \frac{\log e}{b} \quad (12)$$

Donde, Q_t = ordenada del hidrograma de descenso para el tiempo t ; Q_o = ordenada del hidrograma de descenso para el tiempo t_0 anterior a t ; y k = coeficiente de descenso del escurrimiento base que depende de la cuenca. De esta manera, el hidrograma se descompone en tres elementos: el escurrimiento rápido producido por la precipitación (Q_r), el escurrimiento que llega retrasado a la estación de aforo generado también por la precipitación (Q_d) y el flujo antecedente o base producido por el aporte de agua subsuperficial (Q_b)(Figura 3.5). La suma de estos tres genera como resultado el caudal total observado (Q). Dado que el volumen Q_d es parte del drenaje de agua provocado por el evento de precipitación, este valor fue sumado al de Q_r , conformando el escurrimiento directo total.

Derivado del análisis de la precipitación y escurrimiento por evento, se obtuvo también el tiempo de retraso (tr ; min) el cual es el intervalo comprendido entre los máximos de la precipitación y el del hidrograma correspondiente.

3.3.6 Determinación del coeficiente de escorrentía (CE)

El escurrimiento generado por evento representa una fracción de la precipitación. A esa fracción se le denomina coeficiente de escorrentía, indicador de la medida de la infiltración y

de los procesos de almacenamiento (Scherrer 1997), el cual relaciona al escurrimiento rápido (Q_r) con la precipitación (P) de un determinado evento, conocido también como factor de respuesta (Hewlett y Hibbert 1967); y expresado adimensionalmente.

$$CE = \frac{Q_r}{P} \quad (13)$$

Donde, Q_r = Escurrimiento rápido en mm, y P = Precipitación en mm.

3.3.7 Rendimiento y balance hídrico

El rendimiento hídrico de una cuenca es el caudal total medido Q en relación con la cantidad de precipitación acumulada en un mismo periodo, en adición con las posibles pérdidas por percolación o ganancias por entradas de agua como manantiales ($Q - L(\text{o} + G)$). La contribución y distribución de Q en Q_r y Q_b , junto con los demás componentes que conforman el balance hídrico a escala de microcuenca fue evaluado mensual, estacional y en un periodo anual (mar. 2006 – feb. 2007) por tipo de cubierta vegetal con base en la siguiente ecuación:

$$Q = P - (ET) \pm \Delta S - L(\text{o} + G) \quad (14)$$

Donde, Q = caudal o descarga de los ríos, P = precipitación, ET = evapotranspiración, ΔS = cambio en el almacenamiento de agua en el suelo, L = pérdidas por infiltración profunda, G = ganancias por afloramientos de agua (mm). El valor de $\Delta S \pm (L \text{ o } G)$ fue obtenido como la diferencia resultante de $P = Q + ET$.

3.3.8 Análisis estadístico

El conjunto de datos originales del *CE* y transformados (logaritmo), así como los datos de las propiedades físicas del suelo como la densidad aparente, porosidad y conductividad hidráulica saturada, fueron comparados para encontrar diferencias significativas por tipo de cubierta vegetal (tratamientos). La normalidad de los datos fue investigada utilizando el método estadístico Kolmogorov-Smirnoff (Chakravart *et al.*, 1967). La homogeneidad de varianzas de las muestras fue examinada a través del estadístico de Levene. El análisis de varianzas utilizó el método ANOVA de una sola vía con comparaciones *post hoc* de medias (procedimiento Tukey) para encontrar diferencias entre tratamientos. Cuando no se justificaron la suposición de normalidad e igualdad de varianzas de las muestras, se recurrió al método no paramétrico Kruskal-Wallis (Kruskal y Wallis 1952) para encontrar diferencias entre tratamientos mediante la prueba de medianas, y a la prueba de Mann-Whitney para las comparaciones múltiples.

Con el objeto de determinar el efecto de las variables independientes o covariables sobre la variable dependiente o de respuesta de interés (Q_r), se llevó a cabo un análisis de covarianza ajustando a un modelo de regresión lineal en el software estadístico S-PLUS 2000. La construcción del modelo mínimo adecuado se determinó con base en la significancia de las covariables a través del estadístico t de Student, mientras que el equilibrio entre la mejora y complejidad del modelo fue evaluado por el coeficiente de determinación R^2 de la regresión múltiple y el estadístico F de Fisher-Snedecor. El nivel de probabilidad para reconocer diferencias significativas fue de 0.05 o menor en todos los análisis.

3.4. Resultados

3.4.1 Precipitación

En los 20 meses de periodo de observación (agosto 2005-marzo 2007), la cantidad de precipitación (P) registrada en el BMM y BMS fue de 4,510 y 4,746 mm (Tabla 3.2). La P en un año (marzo 2006 – febrero 2007) fue de 2,853 y 2,954 mm, en el BMM y BMS, respectivamente, en la que se distinguió un promedio de 265 eventos. La P total registrada durante el periodo observado en el PAS fue de 4,980 mm. La P anual fue de 2,987 mm en las que se reconocieron 280 eventos.

El patrón y distribución de la precipitación durante el año permitió distinguir una marcada variación estacional. Durante la época de lluvias, el aporte de la precipitación acumulada de esta estación a la P anual fue del 77%, seguida por la época de nortes con un 16%, y por último la época de secas con un 7%. Durante la época de lluvias, la P fue de 359 ± 147 mm mes^{-1} (valor calculado del promedio de BMM y BMS), con un valor de intensidad promedio (I_{prom}) de 2.90 ± 3.6 mm hr^{-1} , y una duración (tp) promedio de 4 ± 5 hr en los sitios de bosques (Tabla 3.2). En el PAS, la P mensual promedio fue de 420 ± 181 mm con una I_{prom} de 3.84 ± 4.9 mm hr^{-1} y una tp de 3.48 ± 3.7 hr. En la época de nortes, la P mensual promedio en los bosques fue de 105 ± 45 mm con I_{prom} de 1.45 ± 4.3 mm hr^{-1} y tp de 6.5 ± 8.3 hr. (Tabla 3.2). La P promedio mensual en el PAS fue de 77 ± 39 mm, con valores de I_{prom} y tp de 0.99 ± 0.9 mm hr^{-1} y 4.75 ± 6.7 hr., respectivamente. La época de secas registró para todos los sitios, los valores más bajos de P mensual promedio (valor promedio en bosques: 97 ± 90 mes^{-1} ; y en el pastizal: 61 ± 50 mm mes^{-1})(Tabla 3.2). La I_{prom} y tp promedio en los bosques

fueron de $2.03 \pm 3.4 \text{ mm hr}^{-1}$ y $3.6 \pm 3.9 \text{ hr.}$, respectivamente, mientras que en el PAS fue de $1.48 \pm 2.9 \text{ mm hr}^{-1}$ y $4.07 \pm 4.2 \text{ hr.}$, respectivamente.

Se observó una marcada variabilidad en la precipitación entre las temporadas de lluvias de 2005 y 2006 (Figura 3.6). Haciendo la comparación del acumulado de la precipitación en los meses agosto-octubre de 2005 y 2006, se tiene que en 2006 llovió en promedio 350 mm más que en 2005 por sitio. En el periodo de lluvias de 2006, la precipitación mostró una

Tabla 3.2. Estadísticas de la precipitación por temporada y tipo de vegetación durante el periodo 1/ago/2005 – 31/mar/2007. Número de eventos observados (No.); Precipitación total (P); Precipitación mensual promedio estimada por temporada ($P_{mes} \pm$ desviación estándar; mm); Precipitación promedio por eventos (P_{prom} ; mm); Intensidad promedio por eventos (I_{prom} ; mm hr^{-1}); y duración de la precipitación (tp ; hr).

Sitios	Estación	No.	P	P_{mes}	P_{prom}	I_{prom}	tp
BMM	Lluvias	310	3395	352 ± 139	11.02 ± 15.7	2.73 ± 3.3	4.03 ± 5.0
	Nortes	118	789	100 ± 42	6.61 ± 11.6	1.36 ± 3.2	6.14 ± 8.1
	Secas	58	383	51 ± 20	6.59 ± 12.4	1.98 ± 3.2	3.68 ± 3.7
	Total	486	4510				
BMS	Lluvias	299	3501	367 ± 154	11.65 ± 16.4	3.08 ± 3.9	4.10 ± 5.1
	Nortes	108	865	109 ± 47	7.86 ± 13.7	1.55 ± 5.3	6.76 ± 8.4
	Secas	63	397	54 ± 21	6.56 ± 13.2	2.09 ± 3.5	3.45 ± 4.1
	Total	470	4746				
PAS	Lluvias	322	4101	420 ± 181	12.74 ± 18.8	3.84 ± 4.9	3.48 ± 3.7
	Nortes	136	620	78 ± 39	4.52 ± 9.2	0.99 ± 0.9	4.75 ± 6.7
	Secas	54	258	37 ± 12	4.78 ± 9.8	1.48 ± 2.9	4.07 ± 4.2
	Total	512	4980				

distribución bimodal en el sitio de bosques. El primer pico de precipitación se registró en el mes de junio y el segundo en el mes de agosto como se observa en la Fig. 3.4. En el caso del

BMM, la precipitación total obtenida en el mes de junio y agosto fue de 461 mm y 566 mm, respectivamente. El sitio de BMS acumuló una precipitación en el mes de junio de 488 y en el mes de agosto de 622 mm.

El registro de la precipitación mostró que el rompimiento estacional de la época de lluvias para dar paso a la de nortes se produjo marcadamente en ambos años entre los meses de octubre y noviembre (Figura 3.6). Este periodo de transición se caracterizó por una notable disminución de la precipitación total de más de 210 mm mes⁻¹ (mes de octubre) a menos de 110 mm mes⁻¹ (mes de noviembre), así como también por un descenso de la *Pprom* por eventos de 11.8 ± 16.9 mm a 6.3 ± 11.9 mm (valores promedio de los tres sitios) acompañado por una baja de las intensidades medias de lluvia de 3.2 ± 4.0 mm hr⁻¹ a 1.3 ± 3.1 mm hr⁻¹ (valores promedio de los tres sitios) (Tabla 3.2). El cambio de estación de nortes a secas fue menos marcado durante el periodo observado, y se caracterizó por una disminución de la precipitación total por mes a menos de 60 mm en promedio, así como por un ligero aumento de las *Iprom* de la precipitación por eventos (Tabla 3.2).

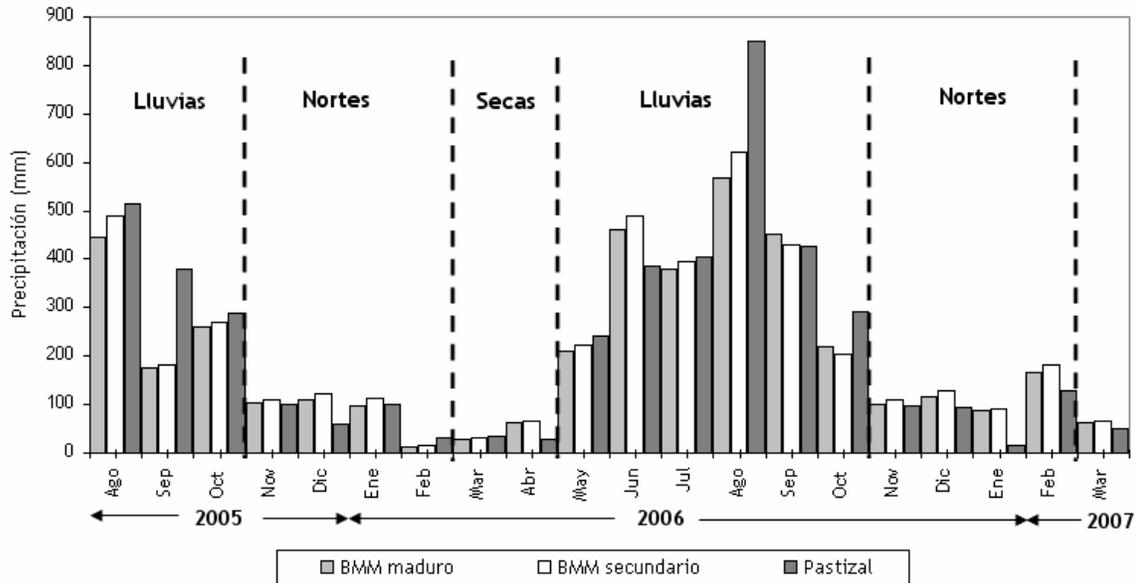


Figura 3.6. Precipitación total mensual (mm) medida por los pluviómetros y estación climatológica durante el periodo 1/ago/2005 – 31/mar/2007 en las microcuencas de bosques y pastizal.

Debido a que las estaciones climatológicas más cercanas instaladas por parte de la Comisión Federal de Electricidad (CFE) se encuentran, para el caso de “La Cortadura” a una distancia de 8.2 km al oeste a una altitud de 3,160 msnm (Tembladeras, Ver.) y para Cocoxatla, Xico, a una distancia de 8.3 km hacia el suroeste a una altitud de 1,783 msnm (Ixhuacán de Los Reyes, Ver.), no se determinó si los valores totales, mínimos y máximos de precipitación registrados, estuvieron dentro del rango de los registros climáticos históricos.

La precipitación clasificada por intervalos a escala de eventos presenta un fuerte sesgo a la izquierda con una mediana de 4.9 y 4.5 mm, en los sitios de bosques y pastizal, respectivamente (Figura 3.7). El mayor número de eventos registrados estuvieron contenidos dentro del rango de 0.2 – 5 mm, contribuyendo con cerca del 51% del total de eventos y con

un volumen de 198 mm (6.8%) y 260 mm (8.7%) a la precipitación total en los sitios de bosques y pastizal, respectivamente.

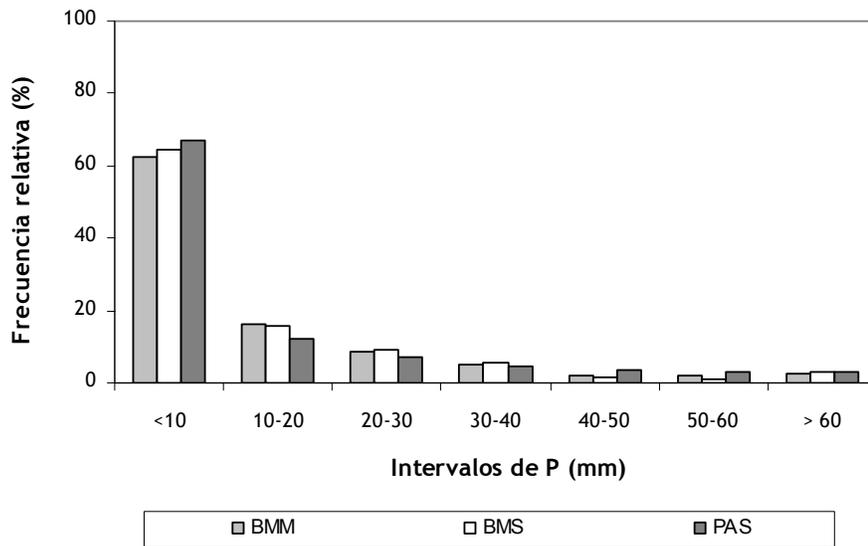


Figura 3.7. Histograma de frecuencias del número de eventos observados de precipitación por intervalos de magnitud de P (mm) durante el periodo 1/ago/2005 – 31/mar/2007 en las microcuencas de bosques y pastizal.

El sesgo de los datos indicó también que grandes eventos de precipitación son escasos pero ocasionalmente éstos ocurren cuando las “ondas del este” se presentan generando depresiones y ciclones tropicales (huracanes). Durante el periodo de lluvias de los años 2005 y 2006 se observaron varios fenómenos meteorológicos que a continuación se mencionan, los cuales dejaron una precipitación promedio de 80 mm en los sitios de estudio.

Tabla 3.3. Precipitación total (P , mm) causada por el paso de ondas tropicales y huracanes durante la época de lluvias (jul – oct. 2005 y may-oct. 2006).

Fecha	Fenómeno Meteorológico	P (mm)		
		BMM	BMS	PAS
24 – 25/jul./05	Emily ^b cat. II	61.2	63.2	79.9
22/ago./05	José ^a	88.8	96.8	54.2
03-04/oct./05	Stan ^b cat. I	82.6	87.2	85.3
19 – 26/jul./06	No. 17 y 18 ^c	87.7	115.2	193.0

^a Tormenta tropical; ^b Huracán; ^c Onda tropical.

Clasificaciones de acuerdo al Servicio Meteorológico Nacional.

3.4.2 Propiedades hidrofísicas de los suelos e infiltración

Los suelos bajo cubiertas forestales comparados con el pastizal presentaron en promedio una baja densidad aparente (0.41 g cm^{-3}), y una alta porosidad (0.74 para el BMM y 0.79 para el BMS) lo cual favorece la circulación del aire y del agua dentro del suelo, así como una alta conductividad hidráulica (K_s), observándose un incremento de la conductividad hidráulica conforme aumenta la profundidad del suelo (Tabla 3.4) en los suelos forestales, mientras que en el pastizal se presentó la situación contraria. En cuanto a las velocidades de infiltración del agua en la capa superficial del suelo, el valor promedio obtenido por el BMM fue de 23 mm hr^{-1} , siendo el valor más alto, seguido de cerca por el BMS con 19 mm hr^{-1} , y el PAS con valores por debajo de la mitad (10 mm hr^{-1}) con respecto al bosque maduro. Esto último en correspondencia con lo encontrado por Geris (2007).

El análisis ANOVA determinó que existen diferencias en la densidad aparente del suelo ($F = 41.578$, $g.l. = 2$, $p \leq 0.0001$) y en la porosidad total ($F = 4.417$, $g.l. = 2$, $p = 0.019$) entre sitios (Tabla 3.4). El análisis de comparaciones múltiples *post hoc* (Tukey) determinó que no existen

diferencias en la densidad aparente del suelo entre el BMM y el BMS ($p = 0.986$), pero sí entre éstos y el PAS ($p \leq 0.0001$). En cuanto a la porosidad total, el análisis sólo encontró diferencias significativas entre el BMS y el PAS ($p = 0.001$).

Tabla 3.4. Estadísticos de la densidad aparente (ρ_b), humedad volumétrica (θ) en gr cm^{-3} , porosidad total (Φ), y conductividad hidráulica saturada (K_s) en cm hr^{-1} por microcuenca.

	BMM			BMS			PAS		
	N	Media	Min - Max	N	Media	Min - Max	N	Media	Min - Max
ρ_b	20	0.41 ^A	0.28 – 0.62	20	0.41 ^A	0.37 – 0.46	21	0.64 ^B	0.52 – 0.87
Φ	20	0.75	0.34 – 0.85	20	0.79	0.73 – 0.84	15	0.67	0.54 – 0.76
θ	20	0.47 ^{A,B}	0.19 – 0.65	20	0.64 ^{A,C}	0.53 – 0.73	21	0.48 ^B	0.30 – 0.69
K_s (12.5 cm)	18	37.8 ^A	23.6 – 59.4	10	30.6 ^A	3.7 – 60.8	10	36.9 ^A	21.1 – 55.4
K_s (60 cm)	18	42.9 ^A	9.1 – 98.2	10	42.4 ^A	20.9 – 67.2	10	34.5 ^A	22.5 – 45.6
K_s (85 cm)	18	26.3 ^{A,B}	1.5 – 78.1	10	43.4 ^{A,C}	15.5 – 64.0	10	19.7 ^B	12.5 – 29.2

Las comparaciones múltiples por Tukey (horizonte A) y Games-Howell (horizonte B) no encontraron diferencias significativas en los valores de K_s de estos horizontes entre los sitios ($p \geq 0.05$)(Tabla 3.4). Sin embargo el análisis *post hoc* (Games-Howell), mostró diferencias en los valores de K_s del horizonte C entre el BMS y PAS ($p \leq 0.0001$).

3.4.3 Caudales

Durante los 20 meses de periodo de observación (agosto 2005-marzo 2007), el caudal total (Q) del periodo fue para el BMM de 1,102 mm; para el BMS de 1,354 mm y para el PAS de 3,802

mm (Tabla 3.5). El Q anual (marzo 2006 – febrero 2007) fue de 773 mm (1.38 ± 0.7 mm día⁻¹) en el BMM, de 856 mm (1.63 ± 1.3 mm día⁻¹) en el BMS, y de 2191 mm (4.69 ± 2.8 mm día⁻¹) en el PAS. Se distingue una vez más una clara variación estacional en respuesta a la precipitación (Figura 3.8). El valor observado más alto de Q_{prom} fue registrado en el mes de agosto seguido por septiembre (final de la época de lluvias), mientras que el pico más bajo de Q_{prom} se reportó en el mes de abril (final de la época de secas). La contribución de los caudales generados durante la época de lluvias al Q anual fue del 70, 75 y 72% para el BMM, BMS y PAS, respectivamente. Los caudales durante la época fría seca aportaron el 24% de la Q anual en el BMM y PAS, mientras que en el BMS fue del 21%. La temporada cálida seca aportó el 5% del Q anual en el BMM, seguida por el PAS y el BMS con un 4%.

De manera general, la temporada de lluvias reportó los caudales mensuales promedio ($Q_{mensual}$), caudal diario promedio (Q_{prom}), mínimo y máximo promedio (Q_{min} y Q_{max}) más altos (Tabla 3.5). En esta época, el Q_{prom} fue de 1.3 y 3.5 veces mayor en el BMS y PAS, respectivamente, con respecto al BMM.

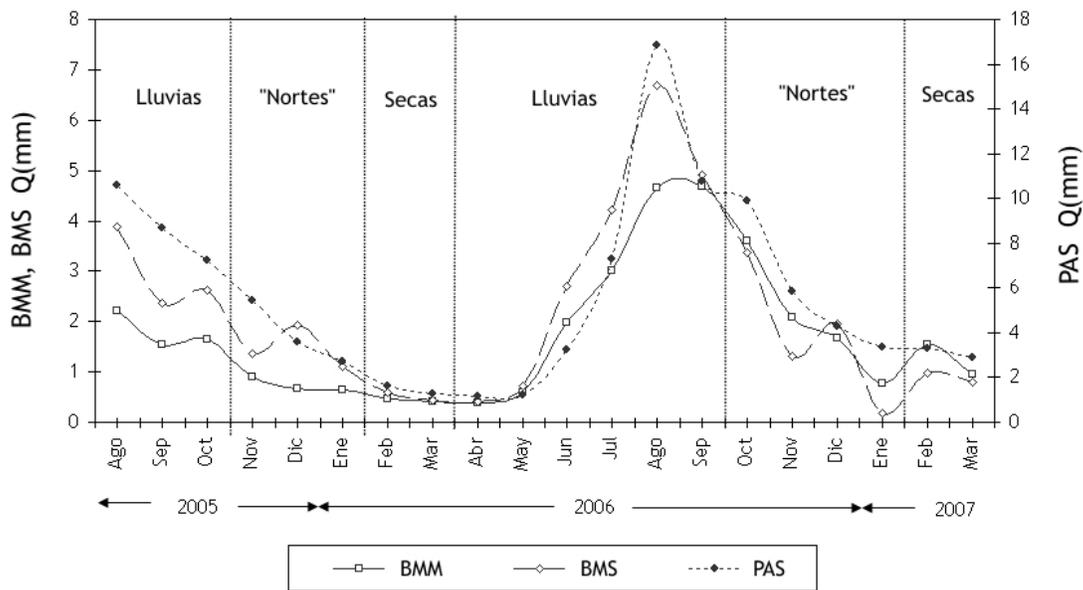


Figura 3.8. Caudal mensual promedio medido por el sistema de aforo (vertedero- hidrógrafo y barómetro) durante el periodo 1/ago/2005 – 31/mar/2007 en las microcuencas de bosques y pastizal.

En el patrón general anual, el PAS mostró el Q_{prom} más alto durante el periodo analizado, mientras que el BMM reportó el Q_{prom} más bajo. Al comparar entre sitios, se observó que el valor anual de Q_{prom} del BMM y BMS fue muy semejante (1.38 y 1.63 mm día⁻¹, respectivamente), mientras que el PAS registró valores de Q_{prom} 3.4 veces más altos que los sitios de bosques (4.69 mm día⁻¹),

Por otra parte, el cálculo del índice de recesión del flujo base (k_{bf}) reveló que el BMS y el PAS disminuyeron sus caudales más rápidamente y en proporciones similares (0.023 y 0.022 días⁻¹, respectivamente) de la época de lluvias (mes de agosto o septiembre) a la de secas (mes abril), siendo esta reducción mayor que la encontrada en el BMM (0.016 días⁻¹).

Tabla 3.5: Estadísticos del caudal total (Q), caudal promedio mensual ($Q_{mes} \pm$ desviación estándar), caudal diario promedio (Q_{prom}), caudal diario mínimo (Q_{min}) y máximo (Q_{max}) en mm medido por el sistema de aforo (vertedero-hidrógrafo y barómetro) durante el periodo 1/ago/2005 – 31/mar/2007 en las microcuencas de bosques y pastizal.

Sitios	Estación	Q	Q_{mes}	Q_{prom}	Q_{min}	Q_{max}
BMM	Lluvias	773.7	77.37 ± 43.0	2.52 ± 1.4	1.48 ± 0.9	5.62 ± 2.3
	Nortes	268.8	32.84 ± 17.4	1.15 ± 0.7	0.73 ± 0.2	1.81 ± 1.1
	Secas	59.6	18.06 ± 10.0	0.49 ± 0.2	0.51 ± 0.2	0.93 ± 0.3
	Total	1102.0				
BMS	Lluvias	1014.4	101.44 ± 53.0	3.28 ± 2.9	1.33 ± 0.8	10.97 ± 6.1
	Nortes	289.0	36.13 ± 18.2	1.16 ± 0.8	0.61 ± 0.3	2.81 ± 1.2
	Secas	50.3	16.76 ± 7.1	0.47 ± 0.2	0.36 ± 0.2	1.54 ± 0.5
	Total	1354.0				
PAS	Lluvias	2719.7	271.97 ± 156.3	8.53 ± 6.4	5.16 ± 2.5	23.0 ± 5.9
	Nortes	918.4	114.80 ± 42.0	3.78 ± 1.4	3.00 ± 1.2	5.28 ± 1.7
	Secas	163.4	54.47 ± 30.4	1.77 ± 0.8	1.5 ± 0.8	2.34 ± 0.9
	Total	3802				

3.4.4 Precipitación-escorrimento: Análisis por eventos

El análisis de la precipitación-escorrimento se llevó a cabo en la época de lluvias de dos temporadas (2005 y 2006), obteniéndose un total de 372 eventos en el BMM, 368 eventos en el BMS y 393 eventos en el PAS. Del análisis de estos eventos, 146 eventos en el BMM (39%), 132 en el BMS (36%) y 121 en el PAS (31%), no produjeron un escurrimento rápido (Q_r) de acuerdo con los criterios establecidos en la Sección 3.3.4. El no ascenso de las corrientes de agua de los ríos en respuesta a estos eventos de precipitación se debió en la mayoría de los casos a que fueron eventos de precipitación muy pequeños. Los valores promedio y el rango entre los mínimos y máximos de estos eventos de precipitación por

microcuenca fueron para el BMM de 1.31 mm (0.2 - 8.1 mm), para el BMS de 1.22 mm (0.2 – 6.0 mm) y para el PAS de 1.15 mm (0.2 – 5.9 mm).

Los antecedentes de precipitación calculados (AP_{24} y AP_{72}) para cada uno de los eventos analizados durante la época de lluvias mostraron condiciones muy semejantes de humedad entre los sitios. Para el BMM fue de 10.5 mm y 34.4 mm, para el BMS de 11.2 mm y 36.8 mm, y para el PAS de 12.9 mm y 41.5 mm. Así también el número promedio de horas sin lluvia previa a los eventos de precipitación fue para el BMM de 18.9 hr (rango: 3.1 – 134.3 hr), para el BMS de 19.2 hr (3.1-134.1 hr), y para el PAS de 18.8 hr (3.1-141.5 hr). En todos los casos, los valores máximos de horas sin lluvias correspondieron a eventos de precipitación que se ubicaron al final de la temporada de lluvias (septiembre y octubre).

Un primer análisis descriptivo del Q_r observado por eventos en cada una de las cuencas, reveló que los valores más altos en promedio correspondieron al PAS (1.02 mm). En contraparte, el BMM reportó los valores promedio más bajos (0.25 mm) seguido por el BMS (0.62 mm). Sin embargo, para realizar adecuadamente las comparaciones entre los distintos tipos de coberturas, se utilizó el valor del coeficiente de escorrentía (CE) calculado por evento, el cual normaliza los valores de Q_r con respecto a la P observada. Las medidas estadísticas descriptivas de CE por tratamiento se muestran en la Tabla 3.6.

Tabla 3.6. Medidas descriptivas del coeficiente de escorrentía (*CE*) por microcuenca derivado de las observaciones durante la época de lluvias (jul – oct. 2005 y may-oct. 2006).

Sitios	N	Prom	DE	Min	Max	Percentiles		
						25	50 (mediana)	75
BMM	292	0.010	0.014	0.00	0.108	0.000	0.003	0.015
BMS	293	0.018	0.028	0.00	0.143	0.000	0.004	0.030
PAS	312	0.028	0.045	0.00	0.326	0.000	0.010	0.038

La probabilidad de que el conjunto de datos de *CE* originales y transformados por tipo de vegetación siguieran una distribución normal fue de $p \leq 0.0001$. La prueba de homogeneidad de la varianza de las muestras determinó que la varianza alrededor de la media no es homogénea (Levene = 63.5; *g.l.* = 2; $p \leq 0.0001$). No justificadas la suposición de normalidad e igualdad de varianzas de las muestras, la prueba estadística Kruskal – Wallis, indicó diferencias significativas del *CE* entre los grupos ($\chi^2 = 20.49$; *g.l.* = 2; $p \leq 0.0001$). La comparación por pares de grupos mostró diferencias significativas en todas las comparaciones realizadas. Los resultados fueron que los valores de *CE* en el BMM difirieron significativamente de los del BMS ($p = 0.024$). El BMS mostró diferencias con el PAS ($p = 0.026$), y éste último a su vez con el BMM ($p \leq 0.0001$). El orden que se presenta a continuación resume los resultados de las comparaciones múltiples del coeficiente de escorrentía:

$$\{BMM\} < \{BMS\} < \{PAS\}$$

Los diagramas de caja presentados en la Fig. 3.9 ilustran cómo el valor promedio de *CE* aumenta en un gradiente de conservación-disturbio-manejo (BMM-BMS-PAS), igualmente que los valores de desviación estándar, siendo el PAS el que presenta los más altos y por tanto la mayor variabilidad. En la Tabla 3.6 se observa que los valores promedio de los *CE* difieren entre sitios. El BMS y el PAS reportaron *CE* que aproximadamente duplicaron y triplicaron, respectivamente, los valores del BMM. Algunos de los valores máximos de *CE* que se presentan estuvieron asociados al paso de fenómenos meteorológicos extraordinarios reportados en la Tabla 3.3.

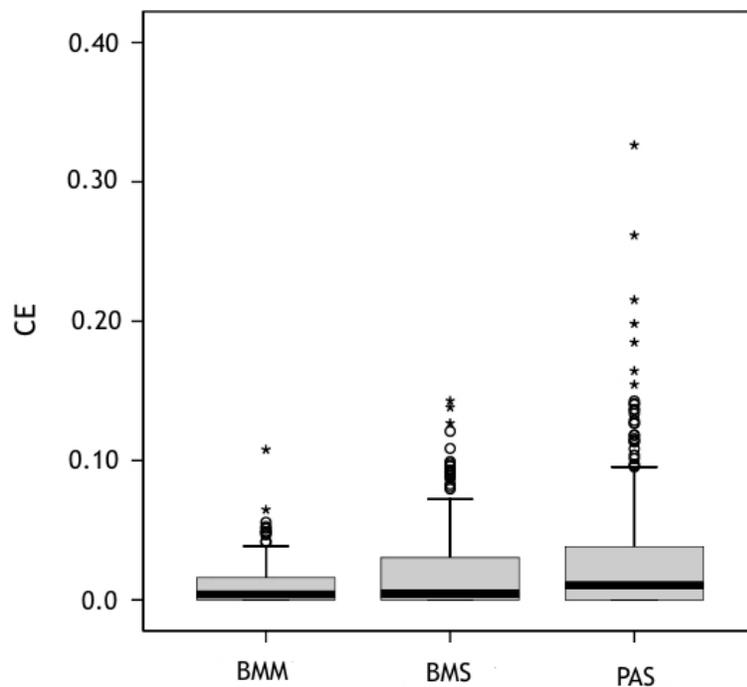


Figura 3.9. Valores del coeficiente de escurrentía *CE* por microcuencia. La barra dentro de la caja muestra la mediana, la longitud de la caja refleja el rango intercuartil. Los valores máximos y mínimos unidos con una línea a los límites de la caja. Los casos entre 1.5 y 3 veces el rango intercuartil denominados valores fuera de rango (*outliers*) están representados por círculos. Los casos con valores más de tres veces la longitud de la caja por encima del límite superior o inferior aparecen señalados con asteriscos (valores extremos).

La Figura 3.10 ilustra la relación entre la P y Q_r para todos los eventos analizados por microcuencia. Dentro del rango de precipitación menor a 10 mm, el análisis por eventos indicó que la P_{min} (mm) que generó un Q_r se ubicó en el PAS (2.3 - 4.2 mm). En las microcuencas cubiertas por bosques, los caudales de los ríos comenzaron a responder a eventos de precipitación de mayor tamaño (4.2 mm en el BMS y 4.8 mm en el BMM). En el caso de los bosques, los valores de P_{min} reportados que dieron inicio a escurrimientos rápidos fueron claros y estables alrededor de los valores promedio. Estos valores de umbral indican que eventos de precipitación mayores al valor reportado son necesarios para que el escurrimiento rápido ocurra en cada uno de los sitios durante la época de lluvias, cuando las condiciones de humedad en el suelo son altas.

Se observa que los valores promedio más altos de Q_r se ubicaron en el PAS, y los más bajos en el BMM (Tabla 3.6; Figura 3.10). Como se observa en la Tabla 3.7, este conjunto de datos fue clasificado por intervalos de precipitación para comparar los valores de Q_r entre los tipos de vegetación. El análisis estadístico mostró que las diferencias en los volúmenes de Q_r entre los tipos de vegetación comenzaron a detectarse a partir de eventos de precipitación mayores a 2 mm. En eventos de precipitación de 2 a 10 mm, ambos tipos de bosques marcaron diferencias significativas en sus escurrimientos con el pastizal ($p \leq 0.05$). Sin embargo, en precipitaciones mayores a los 10 mm, el BMM mostró valores bajos de Q_r , comparados con el BMS y PAS, además de ser significativamente distintos a estos ($p \leq 0.0001$). En cambio el BMS y PAS mostraron valores cercanos sin encontrarse diferencias de los volúmenes de Q_r entre ellos ($p \geq 0.05$).

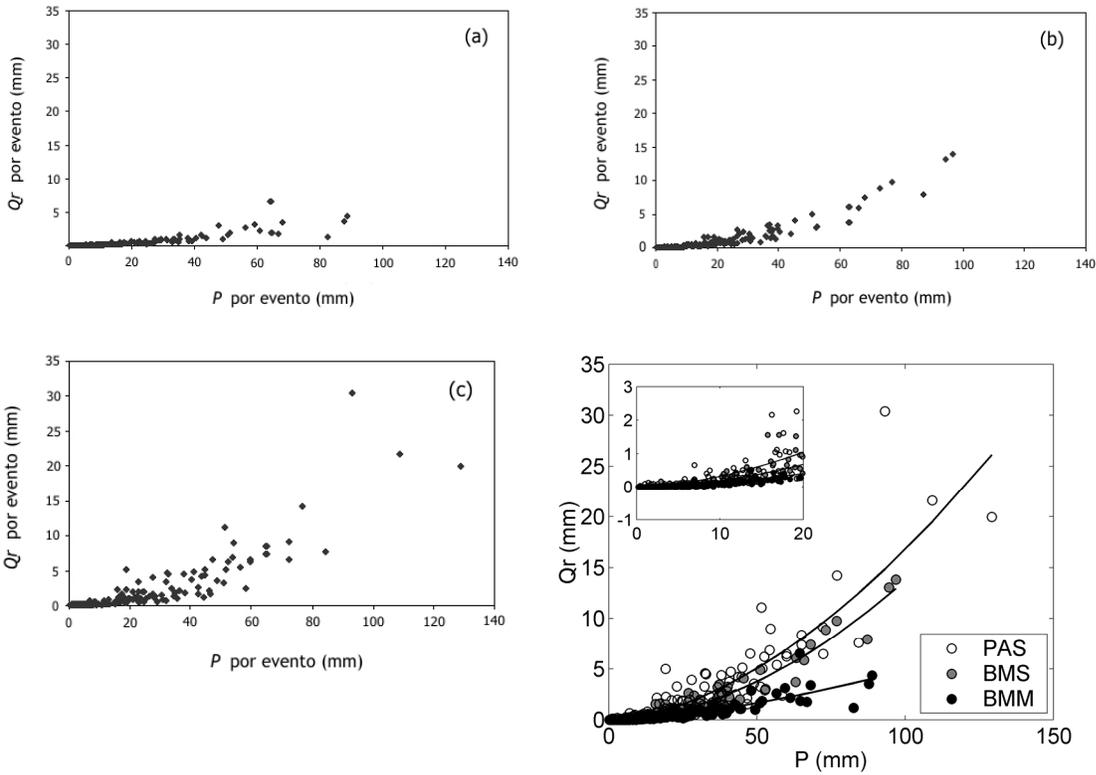


Figura 3.10. Precipitación versus el escurrimiento rápido por eventos en la época de lluvias por tipo de vegetación: (a) BMM; (b) BMS; (c) PAS; y (d) Representación de los datos combinando los tres sitios y ajustando los valores a una función de tipo potencial ($y = ax^b$): BMM: ($y = 0.004x^{1.55}$; $r^2 = 0.77$); BMS ($y = 0.003x^{1.87}$; $r^2 = 0.95$); y PAS ($y = 0.006x^{1.72}$; $r^2 = 0.82$).

En las temporadas de lluvias analizadas, la Q_r total acumulada en el BMM fue de 76 mm equivalente al 2% de la P total acumulada de los eventos analizados (Tabla 3.7). En el BMS, la Q_r acumulada fue de 185 mm lo que correspondió al 5% de la P total. En el PAS, la Q_r acumulada fue de 319 mm equivalente al 8% de la P total. Durante esta temporada, la contribución de Q_r con respecto al Q total en el BMM fue del 9%, en el BMS fue de 18% (1,014 mm); y en el PAS del 12%. De la Q total anual (709 mm), el Q_r del BMM contribuyó con el 8% (63.9 mm) y el Q_b con el 92%. En el BMS, el Q_r y Q_b aportaron respectivamente el 16% (135 mm) y 84% (722 mm) al Q total anual (857 mm), y en el PAS, la Q total anual

observada fue de 2,191 mm, de los cuales el 9% (187 mm) correspondió a Q_r y el 91% (2,004 mm) a Q_b .

Tabla 3.7. No. de eventos (No.); Promedio (\pm desviación estándar) y volumen de Q_r por intervalos de precipitación (P) en mm derivado de las observaciones durante la época de lluvias (jul – oct. 2005 y may-oct. 2006).

P	BMM			BMS			PAS		
	No.	Prom	Q_r acum.	No.	Prom	Q_r acum.	No.	Prom	Q_r acum.
0 - 2	116	0.00 (0.00) ^A	0.0	108	0.00 (0.00) ^A	0.0	110	0.004 (0.02) ^A	0.5
2-10	72	0.03 (0.03) ^A	2.0	81	0.04 (0.04) ^A	2.9	100	0.074 (0.10) ^B	7.3
10-30	74	0.27 (0.21) ^A	20.6	71	0.68 (0.52) ^B	49.6	59	0.95 (0.92) ^B	57.3
> 30	29	1.76 (1.34) ^A	52.8	32	4.01 (3.34) ^B	132.6	43	5.76 (5.72) ^B	253.4
Total	291	0.25 (0.67)	76.0	293	0.62 (1.67)	185.0	312	1.01 (2.90)	319.0

Análisis de covarianza

El análisis de covarianza combinó elementos de una regresión lineal y de un análisis de varianza para expresar analíticamente las relaciones entre la variable continua de respuesta (Q_r) y sus variables explicativas a nivel de eventos. El análisis de covarianza involucró primeramente la construcción de un modelo máximo utilizando como covariables los siguientes parámetros: el tipo de tratamiento (BMM , BMS , PAS), P (mm) y algunos parámetros de la precipitación como tp , I_{prom} e I_{max} . También se evaluó la significancia de las variables AP_{24} y AP_{72} . Se probaron distintos modelos evaluando las estimaciones de las diferentes pendientes e intercepto por parámetro con el estadístico t y R^2 para eliminar aquellos que no

adicionaban un poder explicativo suficiente, y de esta manera simplificar el modelo hasta el mínimo adecuado (Tabla 3.8). El modelo que a continuación se presenta explicó la varianza observada de Q_r en un 76% ($R^2 = 0.756$):

$$Q_r = \text{uso suelo} * P + I_{max}$$

En donde Q_r es la variable de respuesta (mm); *uso suelo* es la variable categórica abierta en tres niveles (*BMM*, *BMS* y *PAS*); P es la precipitación (mm), y I_{max} es la intensidad máxima del evento de precipitación (mm hr⁻¹). Regresiones simples entre Q_r y cada una de las variables explicativas significativas indicaron que la P tuvo el mayor poder predictivo ($R^2 = 0.692$). La variable *uso de suelo* por si sola tuvo un bajo poder explicativo ($R^2 = 0.023$), sin embargo al probar el efecto de interacción entre el *uso de suelo* y la P , se observó un incremento sustancial en el poder explicativo en la varianza de Q_r ($R^2 = 0.746$). Por último, la variable I_{max} mostró ser significativa explicando un poco más la varianza del modelo ($R^2 = 0.756$). Para conocer el peso de la variable *uso del suelo* en el modelo se compararon el Modelo 1 con el Modelo 2 a través del estadístico F y R^2 (Tabla 3.8). El resultado obtenido fue que la variable *uso del suelo* fue altamente significativa ($F = 120.18$, $p \leq 0.0001$) para el modelo explicando el 13.02% ($R^2_{\text{Modelo 1}} - R^2_{\text{Modelo 2}} * 100$) de la varianza de Q_r . Los resultados de los ajustes de ambos modelos se muestran en la Tabla 3.9. Las demás variables explicativas probadas mostraron una correlación baja con la variable de respuesta Q_r , y por tanto no significativas para el modelo.

Tabla 3.8. Tabla de análisis de varianza (ANOVA)

	<i>g.l.</i>	<i>RSS</i>	<i>R</i> ²	<i>F</i>	<i>Pr(F)</i>
Modelo 1 <i>uso.suelo*Ptotal + Imax</i>	899	933.532	0.7565		
Modelo 2 <i>Ptotal + Imax</i>	903	1432.731	0.6263	120.1835	0.000

Tabla 3.9. Parámetros de ajuste de las variables y valores de significancia de los modelos

	Valor	Error estándar	Valor de <i>t</i>	<i>Pr (> t)</i>
Modelo 1				
Intercepto	0.3342	0.0435	7.6870	0.0000
<i>BMS</i>	0.2042	0.0520	3.9258	0.0001
<i>PAS</i>	0.1035	0.0289	3.5862	0.0004
<i>Ptotal</i>	0.0985	0.0027	36.2677	0.0000
<i>Imax</i>	-0.0200	0.0032	- 6.2273	0.0000
<i>BMS * Ptotal</i>	0.0201	0.0029	6.9645	0.0000
<i>PAS * Ptotal</i>	0.0258	0.0014	18.2473	0.0000
Modelo 2				
Intercepto	-0.4410	0.0522	- 8.4489	0.0000
<i>Ptotal</i>	0.0997	0.0030	32.9949	0.0000
<i>Imax</i>	-0.0084	0.0029	- 2.8604	0.0043

Retraso en la respuesta (*tr*)

El tiempo entre los máximos de la precipitación y el del hidrograma correspondiente calculado por eventos fue en promedio de 48 minutos para el BMM observándose un rango mínimo y máximo de 15 a 160 minutos. El valor promedio de *tr* del BMS y el PAS fueron muy similares

(39 y 38 minutos, respectivamente) con un intervalo mínimo y máximo observado de 10 a 120 minutos en el BMS, y de 10 a 100 minutos en el PAS.

3.4.5 Rendimiento y balance hídrico

La contribución anual de Q dividido en Q_r y Q_b , así como los demás componentes que conforman el balance hídrico por microcuenca se presentaron en la Tabla 3.10. El caudal total anual observado (Q) en el BMM fue de 773 mm (2.11 mm día^{-1}) equivalente al 27% de la P anual (2,853 mm). De la Q total, el Q_r contribuyó con el 8% (64 mm) y el Q_b con el 92% (709 mm). La interceptación de agua por el follaje de los árboles (evaporación) fue de 495 mm igual al 17% de la P anual. La transpiración estimada fue de 907 mm (2.48 mm día^{-1}) equivalente al 32% de la P anual. El almacenamiento de agua en el suelo en conjunto con la infiltración profunda del agua ($\Delta S + L$) en la cuenca fue de 679 mm, es decir, el 24% de la P (Tabla 3.10).

En el BMS, el rendimiento hídrico durante el periodo observado fue de 852 mm (2.33 mm día^{-1}) equivalente al 29% de la P anual. El Q_r y Q_b aportaron respectivamente el 16% (135 mm) y 84% (722 mm) al Q total observado en los ríos (Tabla 3.10) El volumen de agua interceptada por el dosel de los árboles fue de 296 mm equivalente a 10% de la precipitación. La pérdida de agua por transpiración fue de 822 mm año^{-1} (2.25 mm día^{-1}) igual al 28% de la P . Por diferencia, el volumen por $\Delta S + L$ fue de 980 mm, esto es el 33% de la P . Por último, el rendimiento hídrico anual observado en el PAS fue de 2,191 mm (6 mm día^{-1}) equivalente al 73% de la P . Del Q total, el 9% correspondió a Q_r y el 91% a Q_b (Tabla 3.10).

Tabla 3.10: Resumen de los componentes del balance hídrico en el BMM, BMS y PAS (Marzo/06-Feb/07). Precipitación (P ; mm); Evapotranspiración (ET ; mm) como la suma de la interceptación y la transpiración (E_t); Caudal (Q ; mm) como la suma del escurrimiento rápido (Q_r) y flujo base (Q_b); y almacenamiento de agua en el suelo y pérdidas por infiltración profunda ($\Delta S+L$; mm).

	SECAS			LLUVIAS					NORTES				Anual
	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	
BMM													
P	27	59	209	459	376	566	448	219	98	133	93	167	2853
ET													
I	14	14	39	74	59	73	74	48	26	30	27	17	495
E_t													907
Q	13	12	18	59	93	144	140	111	62	51	24	44	773
Q_r	0	0.5	3	11	8	21	11	5	1	1	0.2	3	64
Q_b	13	11	15	48	86	123	130	106	61	50	24	40	709
$\Delta S + L$													679
BMS													
P	29	81	209	486	393	618	428	201	109	148	69	182	2954
ET													
I	7	8	23	47	37	47	47	27	14	16	13	9	296
E_t													822
Q	13	12	22	81	131	207	148	105	40	61	10	27	857
Q_r	0.1	0.5	7	24	25	47	21	7	0.9	1	0	2	135
Q_b	13	11	15	57	107	160	127	98	39	59	10	25	722
$\Delta S + L$													980
PAS													
P	34	44	268	341	405	845	424	289	98	95	15	128	2987
ET													
E_t													975
Q	39	34	38	97	227	622	322	307	176	133	104	92	2191
Q_r	0.3	2	7	12	20	85	26	26	3	2	0.3	4	187
Q_b	39	32	31	85	207	538	296	281	173	131	104	88	2004
$\Delta S + L$													-179

La estimación de la pérdida agua por transpiración fue de 975 mm (2.66 mm dia^{-1} ; promedio de 2.19 mm dia^{-1} (ET_o en La Cortadura) y 3.15 mm dia^{-1} (ET_o en La Orduña) equivalente al 33% de la P .

3.5. Discusión

3.5.1 Características de la precipitación

La precipitación registrada fue de 2,853 y 2,954 mm año⁻¹ en el BMM y BMS, respectivamente; y 2,987 mm año⁻¹ en el PAS, distinguiéndose un número promedio de 260-280 eventos de precipitación en el año. A pesar de que los sitios se localizan a distinta elevación (bosques: 2,170 msnm, y pastizal: 1,500 msnm), no se encontraron diferencias importantes en sus precipitaciones anuales. La precipitación mostró un claro patrón estacional, en la cual el 77% de la precipitación anual ocurrió durante la época de lluvias (may – oct), mientras que la época fría seca (nov. – feb.), y la cálida seca (marzo – abril) aportaron el 16% y el 7%, respectivamente. En la época de lluvias, los eventos de precipitación se derivan primordialmente de precipitaciones de tipo orográfica-convectiva (alta intensidad y corta duración), mientras que en los eventos de la época de secas predominan las precipitaciones estratiformes persistentes (baja intensidad y duración más prolongada). Las intensidades de lluvia promedio (2.73, 3.08, 3.74 mm hr⁻¹; BMM, BMS y PAS) registradas en estos sitios durante la época de lluvias se comparan bien con las intensidades promedio reportadas en Luquillo, Puerto Rico (3 mm hr⁻¹; Schellekens *et al.*, 2000), y son un poco más altas que las observadas en Monteverde, Costa Rica (1.81 mm hr⁻¹; Clark *et al.*, 1998).

La distribución de las frecuencias de los eventos de precipitación presentó un fuerte sesgo a la izquierda (Figura 3.7). La mediana de los valores de precipitación e intensidad promedio se ubicaron en 4.5 mm y 1.60 mm hr⁻¹ en los sitios de bosques, y en 5 mm y 1.99 mm hr⁻¹ en el pastizal, los cuales estuvieron marcadamente por debajo de los valores promedio (Tabla 3.2).

De manera que el 51% de los eventos de precipitación en ambos sitios estuvieron caracterizados por lluvias ligeras (≤ 5 mm) contribuyendo con tan solo el 7% y 9% de la precipitación anual en los sitios de bosques y pastizal, respectivamente.

3.5.2 Distribución de caudales y rendimientos hídricos

La marcada estacionalidad que presentó el patrón de lluvias de la región es un factor importante que determinó la distribución estacional de los caudales de los ríos. De esta manera, el 72% de los volúmenes de agua en los ríos en el año fueron producidos durante la época de lluvias. Durante el periodo observado, se presentó una mayor variabilidad de los flujos de agua en la estación de lluvias, así como una mayor reducción de los caudales de la temporada de lluvias (caudales más altos) a la temporada de secas (caudales más bajos) en los tipos de vegetación bajo disturbio y manejo (BMS y PAS), indicando señales de cambio en sus regímenes hidrológicos.

El caudal total anual que se observó en el PAS (2191 mm año^{-1}) fue aproximadamente tres veces mayor que el del BMM y BMS. Los bosques por su parte reportaron volúmenes de caudal cercanos entre sí (773 y 856 mm año^{-1} ; BMM y BMS, respectivamente). El aporte de los caudales en relación a la precipitación total anual fue del 27% en el BMM, del 29% en el BMS, y del 73% en el PAS, en donde los flujos base fueron los principales contribuidores de los caudales de los ríos (84 – 91% del caudal total).

La proporción de Q/P en el BMM (27%) se muestra bajo si se compara con otros valores reportados en cuencas de bosques tropicales de montaña (34% en Luquillo, Puerto Rico [Schellekens *et al.*, 2000], 38% en el Amazonas, Venezuela [Rollenbeck y Anhuf 2007], y 39% en Monteverde, Costa Rica [Bruijnzeel 2006]), debido probablemente a factores de tipo climático (cantidad, intensidad y duración de los eventos de precipitación), geológico (sustratos menos y más permeables) , fisiográfico (tamaño y forma de la cuenca, pendiente, longitud de las laderas, orientación, entre otros). Las diferencias encontradas en las contribuciones de Q/P en el BMM y BMS, se deben por un lado, a una menor capacidad de intercepción e infiltración en la capa superficial del BMS lo cual favorece la generación de un mayor volumen de escurrimiento rápido, siendo éste ligeramente mayor en un 3% (Tabla 3.7). En el caso del pastizal, una pequeña parte del valor alto de Q con respecto a P se debe también a un volumen ligeramente mayor de escurrimiento rápido comparado con el de los bosques ($Q_r = 6.2\%$) mencionado anteriormente. Sin embargo lo que en si determinó los volúmenes observados de los caudales (Q), particularmente los flujos base de cada sitio fueron las condiciones geomorfológicas particulares de la microcuencas, el cual es factor muy importante en regiones volcánicas de montaña (Bruijnzeel 2004), y que en este caso estuvo ligada con la localización espacial de las microcuencas en la montaña ya que al encontrarse en una diferente posición altitudinal, el pastizal en la parte media de la montaña (1,500 msnm) y los bosques en la parte media-alta de la montaña (2,100 msnm), los procesos geomorfoedafológicos ocurridos en estas dos posiciones fueron distintos entre si (Meza, *com. pers.*). De acuerdo con Rossignol *et al.*, (1987), la microcuenca de pastizal descansa sobre un material conformado en su mayoría por brecha volcánica cenizas de gran espesor, fuertemente consolidado la cual forma una capa impermeable que no permite el escape del agua a más profundidad (valor del

parámetro L), de manera que el agua podría estar fluyendo por encima de ésta, y por ello se observó un muy valor alto de Q en relación a P . A este tipo de microcuenca se le conoce como “cerrada” a salidas de agua (*water-tight*). El parámetro L , obtenido de la diferencia de $P = Q + ET$, tiene un valor negativo de 178 mm en el PAS como se observa en la Tabla 3.10), lo cual puede ser debido a dos aspectos: 1) Subestimaciones de los volúmenes de precipitación cuando se presentaron lluvias fuertes de alta intensidad, pudiendo ser corregidas mediante calibraciones como las que se realizaron en los pluviómetros de los sitios de bosques, las cuales adicionaron un promedio del 10% a la precipitación, y 2) sobreestimaciones del valor calculado de transpiración en el pastizal, ya que a pesar de encontrarse a una altitud más baja con respecto a los bosques, en donde la radiación solar es más alta induciendo a una mayor transpiración de la cobertura vegetal, el pastizal muestra indicios de estrés durante la época de secas, por lo que es muy probable que su transpiración comparada con la de los bosques en esta época sea mucho menor, haciendo disminuir el valor de transpiración anual reportado. De hacerse estas correcciones, el balance hídrico del pastizal quedaría cerrado con un volumen positivo para el componente L de 100-150 mm año⁻¹ aproximadamente.

En cuanto a las microcuencas de bosques, éstas se encuentran en una unidad geomorfoedafológica en la que el material dominante son cenizas volcánicas sobre roca andesita, el cual es un material bastante más poroso y frágil que la brecha volcánica, de manera que los flujos de agua en estos sitios pudieren estar encontrando salidas a través de fisuras del material parental hacia profundidades mayores (L entre 670 – 900 mm año⁻¹; Tabla 3.10), y por ello el valor de Q más bajo observado y L más alto con respecto al pastizal.

De manera que el rendimiento hídrico anual ($Q \pm L$) más alto lo obtuvo el pastizal (2,190 mm), seguido por el bosque secundario (1,840 mm), y bosque maduro (1,450 mm). Las diferencias entre usos de suelo se atribuyen principalmente al proceso de interceptación pluvial que ejercen los distintos tipos de bosques, y a una mayor capacidad de infiltración del suelo por parte del bosque maduro, el cual representa una condición de conservación escasamente observada en el centro de Veracruz y en otros sitios de bosque mesófilo en el país (Castillo-Campos, *com. pers*), mientras que el bosque secundario caracteriza más la condición de conservación del bosque mesófilo dominante en la región.

3.5.3 Análisis de eventos

Las mediciones continuas de la precipitación y caudal a alta resolución (1 minuto) permitieron el análisis a detalle de la generación y aportes de los escurrimientos rápidos al flujo base en respuesta a eventos de precipitación (hidrograma). La separación del escurrimiento rápido del base empleó el método de separación por línea recta – curva de recesión del flujo base (Hewlett y Hibbert 1967), realizando la separación manual de cada hidrograma por separado. Existen diferentes técnicas de separación que han sido propuestas en la literatura (Grayson *et al.*, 1996; Tallaksen 1995), entre estas se encuentran los métodos basados en trazas (Hoeg *et al.*, 2000; Ladouche *et al.*, 2001), con los cuales se obtienen los resultados más precisos, sin embargo son muy laboriosos y caros, y en consecuencia se restringen al análisis de un número pequeño de eventos y cuencas, que en la mayoría de los casos no son datos suficientes para llevar a cabo un análisis estadístico (Blume *et al.*, 2007). Otro método al que se recurre frecuentemente es a la separación automática cuando las series de datos son muy grandes

utilizando herramientas de programación, para lo cual se requiere un valor de pendiente (constante) basada en la inspección visual de los hidrogramas para generar la curva de recesión de los caudales observados (Merz *et al.*, 2006).

En las temporadas de lluvias analizadas (2005-2006), el volumen total por escurrimiento rápido (Q_r) equivalió al 2% (76 mm) de la precipitación anual total (P) en el BMM (Tabla 3.7). En el BMS, la Q_r correspondió al 5% (185 mm) del valor de P . Y en el PAS, la Q_r obtuvo un valor del 8% (319 mm) de la P . Estos resultados mostraron que existe una mayor respuesta hidrológica y generación de escurrimientos por eventos de precipitación en las microcuencas de PAS y BMS comparado con el BMM (Tabla 3.7; Figura 3.10), aunque ésta no es muy pronunciada.

El análisis por eventos mostró además que el tamaño de precipitación (P_{min}) más bajo (valor promedio: 2.3 mm) capaz de generar un escurrimiento rápido se ubicó en el PAS (Tabla 3.7). Al respecto, se han encontrado valores de P_{min} similares (2 – 3 mm) en estudios realizados en parcelas experimentales en pastizales degradados en la región subhúmeda de montaña de Tigray, Etiopía (Descheemaeker *et al.*, 2006), y en la zona montañosa del Himalaya, Nepal (Merz *et al.*, 2006), mientras que en sitios con cultivos de temporal los valores encontrados fueron ligeramente más altos (5 mm; Merz *et al.*, 2006). En el caso de los bosques, los valores de P_{min} encontrados fueron más altos, aproximadamente del doble que en el PAS (≥ 4.2 y 4.8 mm; BMS y BMM, respectivamente), lo cual se debe en gran medida al efecto inmediato que ejercen las cubiertas arbóreas interceptando agua de la lluvia. El BMM y BMS pueden almacenar en su dosel un promedio de 1-2 mm de agua de lluvia, lo cual es muy significativo

para los eventos pequeños de precipitación que se presentan, por lo que se requieren tamaños mayores de eventos de lluvia que los requeridos por la cubierta de pastizal, para rebasar la capacidad de almacenamiento de agua de estos bosques, e inducir una respuesta en los ríos. El porcentaje de los eventos de precipitación que no provocaron una respuesta en los caudales de los bosques fue del 38%, y en el pastizal del 31% por tratarse de lluvias muy ligeras (< 1.5 mm), siendo de cualquier forma importantes, ya que de acuerdo con Cavelier (1990) este tamaño de eventos al igual que la deposición de neblina en la vegetación pueden tener un papel importante en los balances hídricos, manteniendo la vegetación húmeda y reduciendo así su transpiración.

El análisis de covarianza expresado a través de un modelo de regresión lineal investigó la correlación por eventos entre la variable de respuesta (Q_r) y las variables explicativas más significativas. El modelo estadístico que mejor predijo Q_r fue conformado por el efecto de interacción de dos variables: la *precipitación* (variable continua) y el *uso de suelo* (variable categórica de tres niveles), en adición con el parámetro *intensidad máxima* (variable continua). Este modelo consiguió explicar el 76% de la varianza de Q_r , lo cual se considera un buen porcentaje. El efecto de interacción del *uso de suelo* y la *precipitación* fue el factor de mayor poder explicativo para el modelo. Estudios han mostrado que debido a efectos de escala (cuencas > 100 km²) el uso y tipo de suelo dejan de ser variables explicativas importantes del escurrimiento (Merz *et al.*, 2006), sin embargo a escalas de análisis más finas como a nivel de parcela o microcuenca, el tipo de suelo y cubierta vegetal aumentan su poder explicativo sobre los procesos de generación de escurrimiento (Molina *et al.*, 2007; Descheemaker *et al.*, 2006; Merz *et al.*, 2006).

3.5.4 Efecto de la cubierta vegetal en la generación de escurrimiento

Los valores del coeficiente de escurrimiento CE (Q_r/P) mostraron una distribución de no normalidad, y una diferenciación estadística en la generación de escurrimiento entre los tipos de vegetación (Tabla 3.6). La distribución no gaussiana de los datos encontrada coincide con resultados obtenidos en estudios realizados a nivel de parcela y cuenca (Descheemaker *et al.*, 2006; Merz *et al.*, 2006). En general, los CE determinados en los tipos de vegetación estudiados fueron bajos (2.2%, 4.5% y 6.2% en el BMM, BMS y PAS, respectivamente), lo cual es debido principalmente a la alta porosidad que caracteriza generalmente a los suelos andosoles derivados de cenizas volcánicas (Tobon *et al.*, 2008), a la distribución estacional de la precipitación, y al patrón de lluvias prevaleciente en el que el tamaño de las precipitaciones (8 – 10 mm) e intensidades (2 – 5 mm hr⁻¹) de los eventos más frecuentes se consideran bajos, de manera que la ocurrencia de eventos que lleguen a exceder las tasas de infiltración de los suelos en los distintos tipos de cubierta es también baja. Al compararse el valor de CE (2.2%) obtenido en el BMM con la de otros sitios de bosques tropicales de montaña, se concluye que el valor encontrado es bajo (3-9% [Rollenbeck y Anhuf 2007; Bruijnzeel 2006; Schellekens 2000; Leopold *et al.*, 1995; Lesack 1993]), y comparable con el valor obtenido por Blume *et al.*, (2007) en la Reserva Forestal Malalcahuello situada en una región volcánica al sur de Chile (< 2%).

Las diferencias en los CE encontradas entre los tipos de vegetación se atribuyen principalmente al efecto que ejercen las distintas cubiertas vegetales (intercepción) dependiente de sus características estructurales (área foliar y biomasa), y a las propiedades

físicas de los suelos dependientes de su grado de conservación. De acuerdo con Geris (2007), el suelo del pastizal presentó una mayor compactación en la capa superficial del suelo comparado con los bosques como consecuencia de su uso y manejo, así como una menor conductividad hidráulica y capacidad de infiltración siendo una cubierta vegetal más susceptible a la generación de escurrimientos rápidos, lo cual coincide con el valor obtenido de *CE* más alto. Sin embargo este valor no es mucho mayor que el de los bosques, lo cual puede deberse a que el pastizal estudiado: 1) presenta una densidad baja de vacas por hectárea (promedio de 3-4 vacas por ha.) (Villa, *com. pers.*), mientras que la densidad promedio de vacas por hectárea en el estado de Veracruz es de 16, por lo que no es intensamente pastado, 2) posee un buen estado de conservación de sus suelos por tanto los signos de degradación en éstos son bajos, y 3) el barbecho que se le realiza al pastizal como prácticas de manejo es de una a dos veces por año, por lo que el pasto alterna una gran parte del año con malezas, además de poseer una cubierta de árboles (*Liquidambar styraciflua* y *Acacia* sp.) para sombra del ganado que representa aproximadamente el 5% de la superficie de la microcuenca. Otros factores que pueden estar incidiendo en las distintas respuestas hidrológicas de las microcuencas son: el antecedente de humedad en el suelo, la forma, tamaño y pendiente dominante de las microcuencas, y la variabilidad espacial de la lluvia durante los eventos de precipitación.

Derivado de las características estructurales de las cubiertas vegetales estudiadas y las propiedades hidrofísicas de sus suelos, los mecanismos de generación del escurrimiento así como los patrones de drenaje de agua pueden diferir entre sitios. El suelo desarrollado sobre material volcánico en el BMM es el más permeable, valor de *CE* más bajo, por lo que es muy

probable que los flujos responsables de la generación de escurrimientos rápidos durante la época de lluvias sean los de tipo subsuperficial (SSF) y superficial por saturación (SOF), este último cuando el nivel freático en las partes bajas de las laderas (zonas riparias) o en sitios con depresiones en la microcuenca que están cerca de alcanzar la superficie (Bruijnzeel 2006). En el BMS, el suelo es menos filtrante, por lo que la generación de escurrimientos podría estar determinada por el efecto combinado de dos tipos de flujos: SOF y ocasionalmente superficiales o hortonianos (HOF). HOF ocurre cuando la intensidad de infiltración excede la capacidad de infiltración de la superficie (Horton 1933). En el caso del PAS es probable que los flujos superficiales, SOF y con una mayor ocurrencia el HOF, estén dominando la respuesta hidrológica de la microcuenca, lo cual trae como consecuencia el incremento del escurrimiento superficial, tasas de erosión y disminución de las reservas de nutrientes en el suelo, teniendo éstos dos últimos efectos negativos en la calidad fisicoquímica de las corrientes de agua.

3.5.5 Implicaciones hidrológicas al cambio en el uso de suelo

Con base en los resultados obtenidos de este estudio, se tiene que el cambio de bosque mesófilo maduro a pastizal para ganadería extensiva reduce principalmente la interceptación y transpiración (evapotranspiración) de la cubierta vegetal, por lo que los caudales y rendimientos hídricos anuales tienden a incrementarse por modificaciones a los procesos mencionados, lo cual podría ser en el orden del 12 – 20% aproximadamente, dependiendo de las características estructurales y estado de conservación de la cubierta forestal reemplazada. Adicionalmente, se observa una disminución de las propiedades hidrofísicas del suelo en el

pastizal, particularmente la capacidad de infiltración del agua al suelo en su capa superficial, lo que se traduce en un mayor escurrimiento en eventos de precipitación durante la época de lluvias, y en una menor recarga de agua en el suelo. Esto condujo a un descenso más rápido de los flujos base (pendiente más pronunciada) de la época de lluvias a la de secas (0.023 días^{-1}) comparado con el bosque maduro (0.016 días^{-1}). Sin embargo, este patrón de recesión del caudal en el pastizal fue comparable con el observado en el bosque secundario. Desafortunadamente, las comparaciones directas entre las microcuencas de bosques y pastizal en relación a sus aportes hídricos, particularmente los estacionales, son un poco difíciles de establecer en este caso por las diferencias en altitud entre los sitios, y la conformación geológica de ellas asociada a la localización geográfica de los sitios en la montaña explicados en la Sección 3.5.2.

En este estudio, los aumentos observados en los volúmenes de escurrimiento rápido por el cambio de bosque a pastizal, fueron muy bajos (4 - 6% de la precipitación), por lo que el efecto de la compactación del suelo en este caso, no condujo a incrementos en la generación de escurrimientos por lluvia que tuviesen mayor efecto en los volúmenes totales de los caudales; sin embargo la ocurrencia de escurrimientos de tipo superficial (hortoniano) podría estar favoreciendo por un lado, procesos de erosión del suelo, arrastre de material y sedimentos, así como el lavado de nutrientes deteriorando la calidad de agua de los afluentes, lo cual se abordará en el Capítulo 4.

Por otra parte, el disturbio de un bosque y su pérdida de elementos arbóreos repercute de manera directa en sus procesos ecohidrológicos, sin embargo estos impactos suelen ser

menores, dependiendo del nivel de disturbio, si se comparan con las del reemplazo de un bosque a pastizal. Se observa que los procesos ecohidrológicos de mayor sensibilidad al disturbio son la intercepción del agua por el dosel (evaporación), atribuida a la pérdida de biomasa no sólo de árboles sino también de epifitas lo cual reduce las capacidades de intercepción del bosque (Köhler *et al.*, 2007), y la capacidad de infiltración del agua en suelo. Ambas afectaciones promueven cambios en los regimenes hidrológicos que pueden conllevar por un lado, a un mayor escurrimiento rápido favoreciendo el aumento de los volúmenes y rendimientos hídricos totales anuales, en este caso del 8-10% comparado con la condición más conservada; y por otro a una menor retención del agua en el suelo observándose en este caso, una mayor reducción estacional de los flujos base del bosque en regeneración comparado con el bosque maduro.

La regeneración de un sistema perturbado puede comenzar a mostrar signos de recuperación de sus regimenes hidrológicos dependiendo de su historia de uso y de los procesos de sucesión secundaria que le precedan (Brown y Lugo 1990). En este estudio se observó que los escurrimientos superficiales generados por la precipitación y la recesión estacional de los flujos base del bosque mesófilo secundario, muestran aún indicios de perturbación. Sin embargo los rendimientos hídricos producidos al año comienzan a ser similares a los de la condición de bosque maduro estudiada. Los resultados obtenidos en los rendimientos hídricos estacionales y anuales en el bosque secundario a nivel de microcuenca no pudieron ser comparados del todo con otras investigaciones. Esto debido a que son prácticamente inexistentes los estudios hidrológicos en cuencas cubiertas por vegetación secundaria. El trabajo que más se acerca al aquí presentado, es el de Fritsch (1993) en la Guyana Francesa,

realizado en cabeceras de cuencas experimentales (1-1.6 ha), pero ausentes de corrientes de agua perennes. En ese estudio se llevó a cabo una comparación de los efectos hidrológicos derivados de dos tipos principales de disturbio (crecimiento de la vegetación después de la tala intensiva de árboles, y después de la tala y clareo del bosque con el uso de maquinaria). Para el primer caso, la tala intensiva causó un incremento máximo anual en el Q_r del 26% más que la de su condición inicial; mientras que el efecto adicional de clareo con máquina, incrementó el valor de Q_r hasta un 149%. Por lo tanto, el efecto del clareo del bosque con maquinaria fue bastante más pronunciado y mucho mayor que el de la tala intensiva de árboles. Transcurridos cuatro años del clareo, el valor de Q_r disminuyó y fue mayor solamente en un 16% comparado con el bosque original. Para ese mismo periodo, la microcuenca que solo fue talada, reportó un valor del 6% menos que el valor de predisturbio esperado. El que un ecosistema recupere su comportamiento hidrológico en un plazo corto, no es indicativo de que otras características naturales y funcionales hayan sido restauradas en este mismo lapso de tiempo, ya que algunas de ellas como por ejemplo, la composición florística, y en menor grado las condiciones del suelo, tomarán probablemente décadas o mucho más tiempo en hacerlo (Bruening 1996).

3.6. Conclusiones

Se llevaron a cabo mediciones de alta resolución de la precipitación y caudales en ríos por un periodo continuo de dos años (2005 – 2007) en microcuencas de bosque mesófilo maduro, bosque mesófilo en regeneración y pastizal para ganadería extensiva de ganado bovino, situadas en la parte alta de la cuenca del río La Antigua, vertiente del golfo del volcán Cofre de Perote (centro de Veracruz). El objetivo fue estudiar los efectos hidrológicos que ocurren a

nivel de cuenca por el disturbio del bosque mesófilo de montaña y su conversión a pastizal. El análisis de los escurrimientos generados por la precipitación mostró que sí existe una mayor generación de escurrimientos superficiales en el bosque perturbado y pastizal comparados con el bosque maduro. Sin embargo los porcentajes que se obtuvieron fueron bajos (< 6% de la precipitación), y sin mayores diferencias cuantitativas entre sitios atribuido principalmente a las propiedades hidrofísicas de los suelos volcánicos, factores climáticos y fisiográficos. De la época de lluvias a la de secas, el bosque secundario y pastizal mostraron una reducción similar en sus caudales, siendo ésta mayor que la del bosque maduro. Debido a una baja generación de escurrimiento superficial del pastizal durante la época de lluvias, a un descenso de sus caudales durante la transición de la época de lluvias a la de secas muy similar a las del bosque secundario, y a un menor consumo de agua comparado con los bosques, los resultados mostraron que los rendimientos hídricos del pastizal durante la época de secas fueron similares, o bien ligeramente mayores que la de los bosques. La condición geológica de los sitios fue un factor que determinó los volúmenes de agua de los flujos base y caudales observados en los ríos. En este caso, la microcuenca pastizal mostró los flujos base más altos atribuido a su material parental de mayor consolidación y menos permeabilidad que el de los bosques. El disturbio del bosque mesófilo y su conversión a pastizal sí produjeron mayores rendimientos hídricos anuales, atribuido principalmente a un menor consumo de agua (evapotranspiración). Sin embargo, se observó que los rendimientos hídricos anuales reportados por la cubierta en regeneración por un lapso de 19 años, comienzan a ser similares al del bosque conservado.

3.7. Referencias

- Bandyopadhyay J., Rodda, J.C., Kattelman, R., Kundzewicz, Z.W., y Kraemer, D., 1997, Highland waters—a resource of global significance. *En Mountains of the World. A Global Priority*, B. Messerli y J.D. Ives (Eds), pp 131-155 (Parthenon: New York, 1997).
- Blume, T., Zehe, E., y Bronstert, A., 2007, Rainfall-runoff response, event based runoff coefficients and hydrograph separation. *Journal–des Sciences Hydrologiques* 52(5), 843-862.
- Bosch, J.M., y Hewlett, J.D., 1982, A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55, 3–23.
- Brown, S., y Lugo, A.E., 1990, Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6, 1–32.
- Bruening, E.F., 1996, Conservation and Management of Tropical Rainforests. An Integrated Approach to Sustainability, 399 pp (Wallingford, UK: CAB International).
- Bruijnzeel, L. A., 1990, Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review. *UNESCO International Hydrology Programme*. International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences: Paris, France.
- Bruijnzeel, L.A., 2000, Forest hydrology. *En The Forests Handbook*, J.C. Evans (Ed.) (Oxford, UK: Blackwell Scientific, 2000).
- Bruijnzeel, L.A., 2004, Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees?. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 185–228.
- Bruijnzeel, L. A., 2006, Hydrological impacts of converting tropical montane cloud forest to pasture, with initial reference to northern Costa Rica. Final Technical Report DFID-FRP Project no. R7991. Vrije Universiteit Amsterdam and Forestry Research Programme of the U.K. Department for International Development, Aylesford, 52 pp. (www.geo.vu.nl/~fiesta).
- Cavelier, J., 1990, Tissue water relations in elfin cloud forest tree species of Serranía de Macuira, Guajira, Colombia. *Trees* 4, 155-163.
- Chakravart, Laha, y Roy (Eds), 1967. *Handbook of Methods of Applied Statistics, Volume I*, John Wiley and Sons, pp. 392-394.

- Challenger, A. (Ed.), 1998, Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro, p. 847 (México: CONABIO- UNAM- Agrupación Sierra Madre, S.C.).
- Cherkauer, K.A., Lettenmaier, D.P., y Olsen, J.R., 2000, A century of change: The hydrologic impacts of vegetation change on the Upper Mississippi river. UW-UBC Conference, Seattle, WA.
- Croke, B.F.W., Merritt, W.S., y Jakeman, A.J., 2004, A dynamic model for predicting hydrologic response to land cover changes in gauged and ungauged catchments. *Journal of Hydrology* 291, 115–131.
- Cuartas, L.A., Tomasella, J., Donato Nobre, A., Hodnett, M.G., Waterloo, M.J. y Camilo Múnera, J., 2007, Interception water-partitioning dynamics for a pristine rainforest in Central Amazonia: Marked differences between normal and dry years. *Agric. Forest Meteorol.* doi: 10.1016/j.agrformet.2007.04.008
- D' Almeida C., Vörösmarty, C.J., Marengo, J.A., Hurtt, G.C., Dingman, L., y Keim, B., 2006, A water balance model to study the hydrological response to different scenarios of deforestation in Amazonia. *Journal of Hydrology* 331, 125-136.
- Descheemaeker, K., Nyssen, J., Poesen, J., Raes, D., Haile, M., Muys, B., y Deckers, S., 2006, Runoff of slopes with restoring vegetation: A case study from the Tigray highlands, Ethiopia. *Journal of Hydrology* 331, 219-241.
- FAO, 1998, Crop evapotranspiration, Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 24, 131 pp. (FAO: Rome, 1998).
- Fritsch, J.M., 1993, The hydrological effects of clearing tropical rainforest and of implementation of alternative land uses. *International Association of Hydrological Sciences Publication* 216, 53-66.
- Frumau, K.F.A., L.A. Bruijnzeel, y C. Tobón, 2006, *Hydrological measurement protocol for montane cloud forests*. Annex 2, Final Technical Report on DFID-FRP Project no. R7991. Vrije Universiteit Amsterdam and Forestry Research Programme of the U.K. Department for International Development, Aylesford, 101 pp. (www.geo.vu.nl/~fiesta).
- Geissert, D., Dubrecoq, D., Campos, A., y Meza, E. (Eds), 1994, Carta de paisajes geomorfoedafológicos de la región volcánica Cofre de Perote, Estado de Veracruz, México, Escala 1:75,000 (México: Instituto de Ecología, A.C.-ORSTOM-CONACYT).

- Geris, J.R.M.C., 2007, Changes in soil physical characteristics, infiltration and hillslope hydrological response associated with forest conversion to pasture in Central Veracruz, Mexico. MSc. Thesis. Vrije Universiteit, Amsterdam, The Netherlands.
- Giambelluca, T.W., 2002, Hydrology of altered tropical forests. *Hydrological Processes* 16, 1665–1669.
- Gómez-Cárdenas, M., Holwerda, F., Asbjornsen, H., y Bruijnzeel, L. A., 2007, Estimaciones de transpiración en bosques montañosos de niebla, secundario y maduro, en el centro de Veracruz, México. *En Reporte Técnico Final del proyecto INE/A1-064/2007*. Instituto de Ecología, A.C. – Vrije Universiteit Amsterdam – Instituto Nacional de Ecología. Xalapa, Ver., México.
- Goteti, G., y Lettenmaier, D.P., 2001, Effects of streamflow regulation and land cover change on the hydrology of the Mekong river basin. Master Thesis. Department of Civil and Environmental Engineering. University of Washington.
- Granier, A., 1987, Evaluation of transpiration in a Douglas-fir stand by means of sap flow measurements. *Tree Physiology* 3, 309-320.
- Grayson, R.B., Argent, R.M., Nathan, R.J. McMahon, T.A. y Mein, R.G., 1996, Hydrological recipes-estimation techniques in Australian hydrology. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Department of Civil Engineering, Monash University Clayton, Victoria, Australia.
- Grip, H., Fritsch, J.M., Bruijnzeel, L.A., 2005, Soil and water impacts during forest conversion and stabilisation to new land use. *En Forests, Water and People in the Humid Tropics*. Bonell, M., Bruijnzeel, L.A. (Eds.), pp. 561–589 (Paris, France: UNESCO)
- Hewlett, J.D. y Hibbert, A.R., 1967, Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. *En Forest Hydrology*, W.E. Sopper y H.W. Lull (Eds), pp. 275-290 (New York: Permagon Press, 1967).
- Hoeg, S., Uhlenbrook, S., y Leibundgut, C., 2000, Hydrograph separation in a mountainous catchment—combining hydrochemical and isotopic tracers. *Hydrological Processes* 14(7), 1199–1216.
- Holwerda, F., y Bruijnzeel, L.A., 2007, Intercepción pluvial y de neblina en un bosque secundario de niebla montano en el centro de Veracruz, México. *En Reporte Técnico Final del proyecto INE/A1-064/2007*. Instituto de Ecología, A.C. – Vrije Universiteit Amsterdam – Instituto Nacional de Ecología. Xalapa, Ver., México.

- Hornbeck, J.W., Adams, M.B., Corbett, E.S., Verry, E.S., Lynch, J.A., 1993, Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA. *Journal of Hydrology* 150, 323–344.
- Horton, R.E., 1933, The role of infiltration in the hydrological cycle. *American Geophysical Union Transactions* 14, 446-460.
- INEGI, 1995, Fotografía aérea. Escala 1: 20,000 (México: INEGI).
- INEGI, 2000, Mapas topográficos. Escala 1: 50,000 (México: INEGI).
- Klute, A., y Dirksen, C., 1986, Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. En *Methods of Soil Analysis*, segunda edición, A. Klute (ed.), pp. 687 -734 (American Society of Agronomy: Madison, USA, 1986).
- Köhler, L., Tobón, C., Frumau, A., y Bruijnzeel, L.A. (Sampurno), 2007, Biomass and water storage dynamics of epiphytes in old-growth and secondary montane cloud forest stands in Costa Rica. *Plant Ecology* 193, 171-184.
- Kruskal, W.H. y Wallis, W.A., 1952, Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 260, 583-621.
- Ladouche, B., Probst, A., Viville, D., Idir, S., Baque, D., Loubet, M., Probst, J. L., y Bariac, T., 2001, Hydrograph separation using isotopic, chemical and hydrological approaches (Strengbach catchment, France). *Journal of Hydrology* 242, 255–274.
- Leopold, P., Franken, W., y Villa-Nova, N., 1995, Real evaporation and transpiration through a tropical rain forest as estimated by the water balance method. *Forest Ecology Management* 73, 185–195.
- Lesack, L., 1993, Water balance and hydrological characteristics of a rain forest catchment in central Amazon basin. *Water Resources Research* 29, 759–773.
- Li, K.Y., Coe, M.T., Ramankutty, N., y De Jong, R., 2007, Modeling the hydrological impact of land-use change in West Africa. *Journal of Hydrology* 337, 258-268.
- Lloyd, C.R., Gash, J.H.C., Shuttleworth, W.J. y Marques-Filho, A., 1988, The measurement and modelling of rainfall interception by Amazonian rain forests. *Agric. For. Meteorol.* 43, 277-294.
- Malmer, A., 1992, Water-yield changes after clear-felling tropical rainforest and establishment of forest plantation in Sabah, Malaysia. *Journal of Hydrology* 134, 77–94.

- Merz, R., Blöschl, G., y Parajka, J., 2006a, Spatio-temporal variability of event runoff coefficients. *Journal of Hydrology* 331, 591-604.
- Merz, J., Dangol, P.M., Dhakal, M.P., Dongol, B.S., Nakarmi, G., y Weingartner, R., 2006b, Rainfall-runoff events in a middle mountain catchment of Nepal. *Journal of Hydrology* 331, 446-458.
- Molina, A., Govers, G., Vanacker, V., Poesen, J., Zeelmaekers, E., y Cisneros, F., 2007, Runoff generation in a degraded Andean ecosystem: Interaction of vegetation cover and land use. *Catena* 71, 357-370.
- Muñoz-Villers, L.E., y López-Blanco, J., 2007, Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing* 29(1), 71-93.
- Noguchi, S., Rahim Nik, A., Samori, T., Tani, M., y Tsuboyama, Y., 1996, Rainfall characteristics of tropical rain forest and temperate forest: Comparison between Bukit Tarek in Peninsular Malaysia and Hitachi Ohta in Japan. *Journal of Tropical Forest Science* 9, 206-220.
- Rollenbeck, R., y Anhuf, D., 2007, Characteristics of the water and energy balance in an Amazonian lowland rainforest in Venezuela and the impact of the ENSO-cycle. *Journal of Hydrology* 337, 377-390.
- Rose, S., y Peters, N. E., 2001, Effects of urbanisation on streamflow in the Atlanta area (Georgia, USA): a comparative hydrological approach. *Hydrological Processes* 15, 1441-1457.
- Rosignol, J. P., Geissert, D., Campos, A., y Kilian, J., 1987, Carta de Unidades Morfoedafológicas del área Xalapa-Coatepec. Esc. 1:75,000. ORSTOM-INIREB-CIRAD.
- Rzedowsky, J. (Ed.), 1978, Vegetación de México, pp. 315-326 (México: Limusa).
- Savenije, H.H.G., 1995, New definitions for moisture recycling and the relation with land-use changes in the Sahel. *Journal of Hydrology* 167, 57-78.
- Schellekens, J., 2000, Hydrological processes in a humid tropical rain forest: a combined experimental and modelling approach. Phd thesis, Vrije Universiteit, Amsterdam, The Netherlands.
- Schellekens, J., Bruijnzeel, L.A., Scatena, F.N., Bink, N.J., y Holwerda, F., 2000, Evaporation from a tropical rain forest, Luquillo Experimental Forest, eastern Puerto Rico. *Water Resources Research* 36, 2183-2196.

- Scherrer, S., 1997, Abflussbildung bei Starkniederschlaegen. Identifikation von Abflussprozessen mittels kuenstlicher Niederschlaege. VAW Mitteilungen, vol. 147. Versuchsanstalt fuer Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH, Zuerich.
- SEMARNAT, 2002, Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000. Diario Oficial de la Federación, 2002, Segunda sección.
- Sidle, R.S., Ziegler, A.D., Negishi, J.N., Abdul Rahim, N., y Siew, R., 2006, Erosion processes in steep terrain – truths, myths, and uncertainties related to forest management in Southeast Asia. *Forest Ecol. Manage.* 224, 199–225.
- Swank, W.T., Swift Jr., L.W., Douglas, J.E., 1988, Streamflow changes associated with forest cutting, species conversions, and natural disturbances. En: *Forest Hydrology at Coweeta*, vol. 66., W.T. Swank y D.A. Crossley (Eds.), pp. 297 – 312 (Springer Ecological Studies: X, 1988).
- Tobón, C., Bruijnzeel, L.A., Frumau, K.F.A., y Calvo, J.C., 2008, Changes in soil hydraulic properties and soil water status after conversion of tropical montane cloud forest to pasture in Northern Costa Rica. En *Forests in the mist: Science for Conservation and Management of Tropical Montane Cloud Forests*, L.A. Bruijnzeel, F.N. Scatena, H. Hamilton y J.O. Juvik (Eds.)(Honolulu: University of Hawaii Press, 2008).
- Tallaksen, L.M., 1995, A review of baseflow recession analysis. *Journal of Hydrology* 165, 349-370.
- Van der Molen, M.K., 2002, Meteorological impacts of land use change in the maritime tropics. Ph.D. Thesis. Vrije Universiteit, Amsterdam, The Netherlands.
- Vogelman, H.W., 1973, Precipitation in the cloud foresto of esteran Mexico. *BioScience* 23, 96-100.
- Yang, S.L., Zhao, Q.Y., y Belkin, I.M., 2002, Temporal variation in the sediment load of the Yangtze River and the influence of human activities. *Journal of Hydrology* 263, 56–71.
- Yin, H.F., y Li, C., 2001, Human impact on flood and flood disasters on the Yangtze River. *Geomorphology* 41, 105–109.
- Ziegler, A.D., y Giambelluca, T.W., 1997, Importance of rural roads as source areas for runoff in mountainous areas of northern Thailand. *Journal of Hydrology* 196, 204–229.
- Ziegler, A.D., Giambelluca, T.W., Tran, L.T., Vana, T.T., Nullet, M.A., Fox, J., Vien, T.D., Pinthong, J., Maxwell, J.F., y Evett, S., 2004, Hydrological consequences of

landscape fragmentation in mountainous northern Vietnam: evidence of accelerated overland flow generation. *Journal of Hydrology* 287, 124–146.

Zimmermann, B., Elsenbeer, H., y De Moraes, J.M., 2006, The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: implications for runoff generation. *Forest Ecol. Manage.* 222, 29–38.

CAPÍTULO 4

EFFECTO DEL USO DE SUELO EN LA DINÁMICA Y EXPORTACIÓN DE SOLUTOS EN RÍOS DE CUENCAS TROPICALES

Palabras clave: iones, ríos, exportación, estacionalidad, bosque mesófilo, tropical, región neovolcánica, México

4.1. Introducción

Conocer el comportamiento de las microcuencas y los factores que controlan los materiales disueltos y particulados es importante para valorar los efectos del disturbio (natural o antropogénico) y entender sus efectos en el funcionamiento ecológico de los ríos (Thomas *et al.*, 2004). En ecosistemas poco perturbados, factores como el clima y la geología ejercen un fuerte control en el patrón fisicoquímico del agua de los ríos (Nunes *et al.*, 2003; Douglas y Guyot 2004). Los ecosistemas que se modifican por el impacto de las actividades antrópicas, o bien por procesos naturales, suelen inducir alteraciones en el color, pH, temperatura, concentraciones de sólidos suspendidos y nutrientes en los ríos (Nunes *et al.*, 2003), entre otros; así como modificaciones en los patrones de escurrimiento del agua.

A escalas de paisaje, la heterogeneidad en los tipos de vegetación y uso de suelo, así como geológicos del paisaje, entre otros, complica la mayoría de las veces la identificación de los factores que inciden en la variación de los solutos (McDowell y Asbury 1994) y sus impactos en el tiempo. Por ello, la interrelación entre los componentes terrestres y acuáticos ha sido estudiada principalmente en microcuencas ($<10 \text{ km}^2$) de ríos de primer y segundo orden (Saunders *et al.*, 2006), los que por cierto constituyen cerca del 85% de la red fluvial mundial (Horton 1945). Debido a la pequeña fracción que representa la superficie que drenan cada una de estas microcuencas con respecto a la longitud total de sus ríos en los que confluyen, estas corrientes de agua mantienen una fuerte dependencia con la zonas riparias adyacentes, y en general con el sistema terrestre vecino laderas arriba (Saunders *et al.*, 2006). Esto permite conocer mejor sus comportamientos hidrológicos y los factores que controlan la exportación

de materiales disueltos y particulados a los ríos, así como identificar y cuantificar los efectos que trae consigo el disturbio (natural o antropogénico) en los procesos biogeoquímicos de los ecosistemas (McDowell y Asbury 1994).

Dentro de los elementos principales que procuran la retención y almacenamiento de nutrientes en los suelos de los bosques tropicales se encuentran el sistema de raíces finas y gruesas de los árboles y los microorganismos que habitan en el suelo (Jordan 1985). Estas estructuras son particularmente sensibles y pueden verse muy perjudicadas por la deforestación o el cambio de una cubierta arbórea por áreas de cultivo o pastizal, disminuyendo sustancialmente sus capacidades de protección contra la erosión, pérdida de suelo y nutrientes (Wiersum 1984; Hartono *et al.*, 2003). El conocimiento sobre cambios en los procesos biogeoquímicos causados en ríos por modificaciones en el uso de suelo ha sido ampliamente documentado en zonas templadas (McDowell y Asbury 1994; Thomas *et al.*, 2004; Zulkifli *et al.*, 2006). En los trópicos, el conocimiento de estos temas se concentra en trabajos realizados en Asia, Centro y Sudamérica, por lo que estudios que evalúen los efectos de la conversión de bosques tropicales a otros usos de suelo en la composición y exportación química de los ríos es aún escaso en México.

La deforestación de selvas y bosques es el mecanismo de cambio de uso de suelo predominante en las regiones tropicales (Matthews *et al.*, 2000). De acuerdo con FAO (2001), el continente asiático muestra la mayor presión sobre sus recursos naturales con una tasa de pérdida anual de bosques y selvas del 1.5% (4.8 millones de ha año⁻¹), seguida por África (0.8%; 5.4 millones de ha año⁻¹) y Latinoamérica (0.5%; 4.7 millones de ha año⁻¹). Por zona

ecológica, los resultados del estudio realizado por FAO (1993) durante el periodo 1980 – 1990 señalan que en términos absolutos la mayor deforestación se registró en los bosques y selvas húmedas caducifolias localizadas en altitudes menores a los 1,000 msnm (~ 1%; 6 millones de ha año⁻¹) mientras que en términos relativos la tasa anual de deforestación mostró su pico más alto en las regiones montañosas (~ 1.1%; 2.5 millones ha año⁻¹). En México, las áreas cubiertas por bosques tropicales han reportado drásticas reducciones en los últimos treinta años. Las tasas de deforestación promedio alcanzadas durante los ‘80s fueron del 2% anual, y en ciertas áreas como en la región de Los Tuxtlas, Ver., se registraron tasas mucho más elevadas de aproximadamente 4% anual (Masera *et al.*, 1997). En el centro del estado de Veracruz, el bosque tropical montañoso representado por el bosque mesófilo de montaña (BMM), ha sido fuertemente deforestado (70% de su superficie original) para su conversión a áreas agrícolas y ganaderas en los últimos treinta años (Rzedowski 1978; Williams-Linera 1992; Challenger 1998). Un estudio desarrollado como parte de este trabajo de investigación en la cuenca alta del río La Antigua (centro de Veracruz) encontró que la cobertura de bosque mesófilo maduro (dosel cerrado) y secundario disminuyó 30.5% (20,100 ha) durante el periodo 1990-2003, para su conversión a pastizal y cultivos principalmente (Muñoz-Villers y López-Blanco 2007).

Las altas tasas de cambio que se registran en las regiones tropicales en las últimas décadas, han conducido sin duda a alteraciones en la composición y volumen de aportación de solutos a los ríos, la magnitud de estos procesos hacen importante generar datos precisos sobre la forma como están afectando actualmente a la dinámica ecohidrológica de la región (Thomas *et al.*, 2004). Richey *et al.*, (1997) sugieren que los cambios en el uso de suelo tienen efectos

inmediatos en las características biogeoquímicas de las corrientes de agua. A la fecha, los estudios que han documentado las características fisicoquímicas de los ríos a nivel de cuenca en bosques tropicales de montaña desarrollados sobre suelos volcánicos se ubican principalmente en América Latina (McKillop y Harrison 1980; Bruinjeel 1983, 1984; Parker 1985; Jordan *et al.*, 1982; Lugo 1986; McDowell y Asbury 1994; McDowell *et al.*, 1995; Newbold *et al.*, 1995; Oyarzún *et al.*, 2004; Saunders *et al.*, 2006). De estos estudios, el trabajo desarrollado por McDowell *et al.* (1995) es el único que reporta los cambios en las propiedades químicas y de nutrimentos en el agua en cuencas asociado a modificaciones en el uso de suelo en estas regiones ecológicas. McDowell y colaboradores encontraron una disminución de las concentraciones de nitratos y fósforo en los ríos de cuencas ubicadas en las islas del Caribe como consecuencia de la conversión del bosque a áreas agrícolas en cuencas. En selvas localizadas en las partes bajas de las montañas, Ramos-Escobedo y Vázquez (2001) mostraron que el cambio de selvas altas perennifolias por superficies de pastizal conlleva a reducciones en las concentraciones de fósforo en los ríos de cuencas volcánicas en la región de Los Tuxtlas, Veracruz.

La cuenca del río La Antigua, centro del estado de Veracruz, es una región hidrológica prioritaria por sus valores de biodiversidad de acuerdo con la CONABIO (CONABIO 2000 a,b). Se ubica en la Sierra Madre Oriental en la ladera de barlovento del sistema montañoso Cofre de Perote-Pico de Orizaba (Veracruz-Puebla). Su parte alta está conformada por un amplio sistema de microcuencas de primer y segundo orden, principalmente (ver Secciones 1.1 y 1.2), que en conjunto juegan un papel muy importante en el abastecimiento de agua para ciudades como Xalapa, capital del estado, Coatepec y Xico, entre otros poblados. Además,

esta red hidrológica proporciona agua para usos agrícola, recreativo y pesca local (CNA 1998). De acuerdo con Geissert *et al.* (1994), el tipo de suelo dominante de esta región es el andosol húmico de origen volcánico. Los tipos de vegetación más importantes de la cuenca alta con base en la superficie que ocupan se ordenan de la siguiente manera: pastizal inducido (22%), bosque mesófilo de montaña (maduro y secundario; 21%), plantaciones de café bajo sombra (17%) y agricultura de temporal (11%) (Muñoz-Villers y López-Blanco 2007).

Dentro de los estudios que hayan analizado los efectos de la vegetación y uso de suelo (bosque mesófilo, pastizal inducido y cafetales) sobre la calidad del agua en cuencas pequeñas (0.3 – 3.6 km²) en la cuenca alta del río La Antigua se encuentra el de Vázquez y Ramos-Escobedo (2008). Este trabajo también analizan las afectaciones generadas por el cambio en el uso de suelo en la estructura y composición de las comunidades de algas (diatomeas) que crecen en estos ríos. En unidades de cuenca más grandes (100 – 150 km²), se llevan a cabo monitoreos periódicos de parámetros fisicoquímicos del agua con comunidades locales en cuencas cubiertas por diversos usos de suelo. Esto con el propósito de conocer la calidad fisicoquímica del agua proveniente de las partes altas de los municipios de Xalapa y Coatepec, Ver., de las cuales se extrae el 38% del agua que poblaciones como Xalapa necesitan para su abasto diario (Manson 2007). Los estudios en esta región que evalúen el efecto del cambio en el uso de suelo sobre la dinámica de solutos y nutrimentos en ríos ligados al comportamiento hidrológico de microcuencas, son ausentes; los cuales se consideran necesarios para mejorar el entendimiento de la dinámica y exportación de material disuelto y particulado de cabeceras de cuenca localizadas, la mayor parte de ellas, en la parte alta del río La Antigua (1,500 – 2,100 msnm), y de esta manera predecir las alteraciones resultantes en los ríos derivados del cambio

de cubiertas de bosques mesófilos por pastizal en la zona de montaña, el cual es probable que induzca a incrementos en los aportes de solutos al agua debido a cambios en los patrones de escurrimiento de agua y regímenes de descarga causados por una menor capacidad de interceptación e infiltración de agua en este tipo de vegetación, y con efectos en las partes bajas. El presente trabajo de investigación tuvo como objetivos: 1) Examinar las características fisicoquímicas del agua en ríos de microcuencas de primer y segundo orden (< 40 ha) cubiertas por bosque mesófilo de montaña (maduro y secundario) y pastizal; 2) Analizar la dinámica estacional de solutos y nutrientes, y sus afectaciones como consecuencia del disturbio y conversión del bosque mesófilo de montaña a pastizal; y 3) Evaluar la exportación hidrológica de solutos y nutrientes en los ríos en respuesta al tipo de cubierta vegetal.

4.2. Área de estudio

Los sitios de estudio se ubicaron en tres microcuencas con diferente uso de suelo localizadas en la vertiente oriental del volcán Cofre de Perote en la región central de Veracruz. Se seleccionaron dos microcuencas de bosques, una cubierta por bosque mesófilo maduro (BMM) con muy bajos niveles de perturbación, y otra por bosque mesófilo secundario (BMS). Ambas se localizaron a una elevación promedio de 2,170 msnm (97°02'O y 19°29'N) en la Reserva Natural "La Cortadura", municipio de Coatepec, Ver. La otra microcuenca estudiada se encuentra cubierta por pastizal inducido (PAS) con uso para ganadería bovina extensiva, ubicada a una altitud promedio de 1,500 msnm (97°02'O - 19°23'N) en el municipio de Xico, Ver. Para mayor detalle sobre la descripción de los sitios véase la Sección 1.2.

El tipo de clima que caracteriza a la región es templado-cálido húmedo dividido en tres periodos: una temporada de lluvias (mayo-octubre); una época fría con influencia de “Nortes” (noviembre-febrero), y una época seca-cálida (marzo-abril). La precipitación y temperatura promedio anual medidas como parte de este trabajo durante el periodo agosto 2005 a agosto 2007 fue de 2,830 mm y 14.2°C en los sitios de bosques, y de 2,710 mm y 16.3°C en el sitio de pastizal (véase las Secciones 1.2.1 y 1.2.2). En los sitios de bosques, la variación promedio diaria mensual de la temperatura fue de 4.8°C, registrándose las temperaturas máximas promedio durante los meses de junio, septiembre y octubre (16.1°C) y las temperaturas mínimas promedio en los meses de diciembre y enero (11.8°C)(Holwerda, *com. pers.*) En el pastizal la temperatura promedio diaria mensual tuvo una variación total de 5.2°C, las temperaturas promedio máximas fueron registradas en los meses de junio y septiembre (18.5°C) y las temperaturas promedio mínimas (13.7°C) en los meses de diciembre y enero (Holwerda, *com. pers.*).

De acuerdo con la descripción proporcionada en la Sección 1.3, las especies que caracterizan el estrato arbóreo del BMM fueron *Miconia glaberrima*, *Clethra macrophylla*, *Parathesis melanosticta*, *Oreopanax xalapensis* y *Quercus ocoteifolia*. En el sitio de BMS, los elementos más abundantes fueron *Miconia glaberrima*, *Alnus jorullensis*, *Prunus tetradenia*, *Quercus corrugata* y *Clethra macrophylla*. La especie dominante en el PAS fue *Paspalum notatum*, el cual por prácticas de manejo es barbechado al menos una vez por año. Esta microcuenca posee algunos manchones de árboles de *Liquidambar styraciflua*, así como árboles aislados de *Acacia* sp., cubriendo un 5% de la superficie total. El material de origen de los sitios de bosques se compone de roca andesita recubierta por cenizas volcánicas (Rossignol *et al.*,

1987; Geissert *et al.*, 1994) del Oligoceno-Neógeno (periodo Terciario). El tipo de suelo es andosol úmbrico (FAO-UNESCO 1998) de textura limo-arcillosa con un alto contenido de materia orgánica. Se caracterizan por ser suelos profundos (> 200 cm) con dos horizontes (A-C) y varios subhorizontes. Estos suelos se clasifican de fuertemente ácidos a extremadamente ácidos (pH 3-4), con una reserva de nutrientes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+) muy baja. Estos suelos mantienen en su superficie una capa de hojarasca que varía de 8 a 10 cm. de espesor en un estado de descomposición ligero, proveniente de las especies dominantes (Campos, *com. pers.*). Dentro de sus propiedades físicas, presentan una baja densidad aparente ($0.2-0.6 \text{ g cm}^{-3}$), y una alta porosidad ($0.3 - 0.8 \text{ g cm}^{-3}$) lo cual favorece la circulación del aire y del agua dentro del suelo, alta retención de agua y de conductividad hidráulica.

El material parental del sitio de pastizal es andesita basáltica recubierta por espesas capas de brecha volcánica y ésta a su vez cubierta por una delgada capa de cenizas volcánicas (Geissert *et al.*, 1994) del Oligoceno-Neógeno (periodo Terciario). Los suelos pertenecen a la clase andosol úmbrico (FAO-UNESCO 1998) y presentan una textura arcillo-limosa. Se caracterizan por ser suelos cuya profundidad oscila entre 130 y 150 cm. Son suelos fuertemente ácidos (pH 3- 4), y poseen una reserva de nutrientes más baja comparada con los sitios de bosques (Campos, *com. pers.*); también presentan una mayor densidad aparente ($0.5 - 0.8 \text{ g cm}^{-3}$) y una menor porosidad total ($0.5 - 0.7 \text{ g cm}^{-3}$) con respecto a los sitios de bosque.

4.3. Materiales y métodos

Las tres microcuencas de estudio fueron instrumentadas para el monitoreo continuo y a alta resolución (registro de datos cada 10 minutos) de las variables precipitación y descarga de agua en los ríos, en combinación con muestreos fisicoquímicos mensuales. Este diseño experimental tuvo el propósito de seguir la respuesta fisicoquímica de los ríos en asociación con variables hidrométricas llevando a cabo mediciones intensivas en el tiempo comprendido entre agosto de 2005 y agosto de 2006.

4.3.1. Mediciones hidrométricas

Precipitación

Se realizaron mediciones continuas de precipitación en las tres microcuencas de estudio durante el periodo comprendido entre agosto de 2005 y agosto de 2006. La precipitación fue medida con pluviómetros de balancín colocados en áreas abiertas a una altura de 25 cm del suelo. La red de muestreo en “La Cortadura” estuvo conformada por cuatro pluviómetros precalibrados RG2-M de la marca Onset (diámetro del colector: 154 mm; resolución: 0.2 mm por golpe; volumen del balancín: 3.7 ml) habilitados con almacenadores HOBO. Dos de estos pluviómetros se colocaron al interior del BMM y los otros dos en el BMS (Figura 4.1). Además, en áreas fuera de las microcuencas, se colocó un pluviómetro Casella CELL (diámetro del colector: 225.6 mm; resolución: 0.2 mm por golpe; volumen del balancín: 8 ml) y un pluviómetro ARG100 (diámetro del colector: 254 mm; resolución: 0.2 mm por golpe; volumen del balancín: 10 ml) los dos últimos con almacenadores de datos fabricados por la Vrije Universiteit Amsterdam (VUA).

Los registros de los pluviómetros de balancín fueron verificados y respaldados con lecturas semanales de pluviómetros estándar (totalizadores) colocados a una distancia aproximada de 30 cm. El pluviómetro totalizador consistió en un embudo receptor de 100 cm² y un recipiente cilíndrico de PVC de 12 cm de diámetro y 25 cm de alto. La lectura de los volúmenes de agua de lluvia colectada fue realizada con probetas cilíndricas graduadas de 100-1000 ml, dependiendo de la cantidad de precipitación acumulada. En el PAS, la precipitación fue registrada con tres pluviómetros RG2-M de la marca Onset (diámetro del colector: 154 mm; resolución: 0.2 mm por golpe; volumen del balancín: 3.7 ml) habilitados con almacenadores HOBO. Dos pluviómetros fueron colocados al interior de la microcuenca y uno al exterior a una distancia de 400 m (Figura 4.2). Los registros de estos pluviómetros no estuvieron corroborados por lecturas de pluviómetros estándar.

Cuando se presentaron problemas como interrupciones en los registros por averías o por baja de baterías en los dispositivos de registro y almacenamiento de datos, las series de datos fueron interpoladas por evento de precipitación registrado. Para hacerlo se utilizaron ecuaciones de regresión lineal previamente calibradas con datos de los pluviómetros instalados. Los datos de precipitación consistieron únicamente de registros de lluvia (precipitación vertical; no se consideró neblina ni otras formas de condensación), cuyas series de tiempo fueron remuestreadas a intervalos de tiempo de 10 minutos y 24 horas.

Descarga

El sistema de aforo continuo de los volúmenes de las corrientes de agua estuvo conformado por un vertedero en forma de V construido sobre los ríos (ver Figuras 3.3 y 3.4) a la salida de cada una de las microcuencas bajo estudio (Figura 4.1 y 4.2). Se instaló un hidrógrafo de presión LT F15/M5 y un barómetro F5/M1.5 colocados a 1.5 m aguas arriba del vertedero, y programados para registrar lecturas cada 2 minutos de la columna de agua con una precisión de 1.5 mm. Los datos fueron constantemente revisados y corregidos cuando se detectaron lecturas erróneas por parte de los instrumentos. Los sedimentos acumulados detrás de los vertederos fueron removidos regularmente. Cuando por condiciones climáticas no fue posible hacer la descarga de datos, la información faltante en la serie de datos fue completada solo para aquellos días donde no estuvo presente un evento de precipitación. Los registros de los niveles de agua fueron convertidos a valores de caudales ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) utilizando la ecuación del vertedero triangular (véase Sección 3.3.4).

4.3.2. Muestreo fisicoquímico

Se colectaron muestras de agua de los ríos situando la estación de monitoreo a la salida de cada microcuenca (vertedero) durante el periodo agosto 2005 - 2006 (Figura 4.1 y 4.2). El muestreo de agua se llevó a cabo mensualmente en condiciones de flujo base de los ríos, procurando colocar el día del muestreo a mitad de cada mes. Se colectaron muestras por triplicado de un solo sitio en el río localizado a una distancia aprox. de 1-2 m aguas arriba de la estación de aforo de los caudales en cada microcuenca. En cada punto de muestreo en río se

realizaron tres lecturas *in situ* de las variables temperatura, pH y conductividad eléctrica con un multiparamétrico Oakton Mod. 300 Series previamente calibrado.

Las muestras de agua de los ríos fueron colectadas en recipientes de polietileno de 940 ml. Para la determinación de fosfatos, las muestras se colectaron en frascos de cristal de 250 ml. Las muestras colectadas en campo fueron transportadas al Laboratorio del Depto. de Ecología Funcional del Instituto de Ecología, A.C., y refrigeradas a una temperatura de 4°C para su análisis químico. En un plazo menor a 24 horas, las muestras fueron filtradas a través de un filtro de fibra de vidrio Whatman GF/C (abertura de poro 1.2 μm) utilizando un aparato filtrador Nalgene con una capacidad de 1000 ml. Cada filtro fue previamente secado a una temperatura de 105°C por un lapso de 24 horas y pesado en una balanza analítica Sartorius BP 211D; después del filtrado, el filtro se sometió al mismo procedimiento. La cuantificación de las concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST) se obtuvo de la diferencia entre los pesos del filtro antes y después del filtrado (Horwitz 1980). Una vez filtradas, las muestras de agua se analizaron inmediatamente en el orden que se proporciona a continuación, para la determinación de las siguientes concentraciones de acuerdo con Horwitz (1980): alcalinidad (HCO_3^-), nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-), amonio (NH_4^+), fosfatos (PO_4^{3-}), fósforo total (PT), sílice (SiO_2), cloruros (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), sodio (Na^+) y potasio (K^+). Todos los análisis fueron realizados en un plazo menor a 2 semanas.

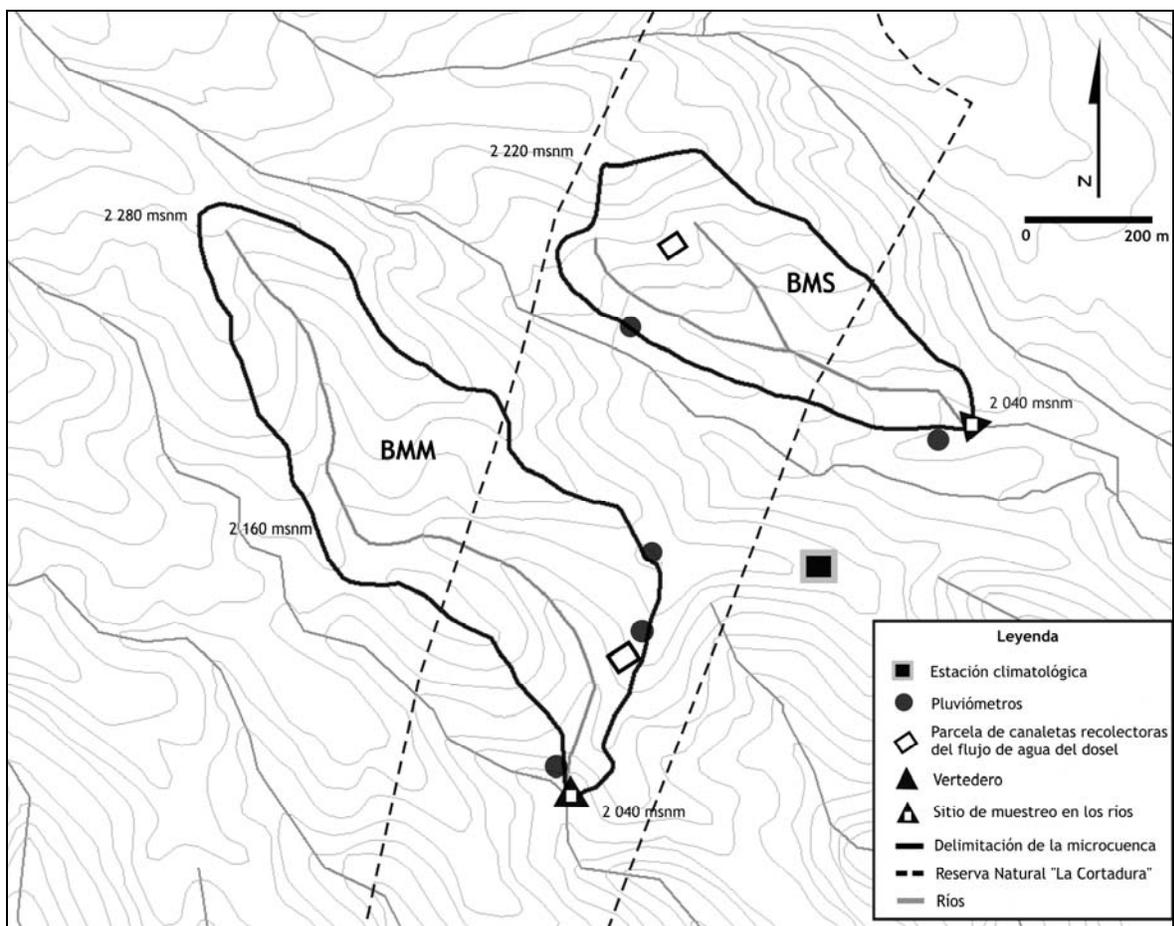


Figura 4.1. Mapa de localización de los instrumentos y sitio de aforo de los caudales (vertedero) en las microcuencas de bosque maduro y de bosque en regeneración en “La Cortadura”.

Fuente: Mapas topográficos escala 1:50,000 (INEGI 2000). La delimitación de las microcuencas se realizó base en las curvas de elevación cada 20 m. (INEGI 2000), e interpretación de fotografía aérea a escala 1:20,000 (INEGI 1995).

Los métodos analíticos empleados en las demás determinaciones fueron: alcalinidad (método de fenoftaleína), nitratos (método de brucina), nitritos (Diazotización), amonio (método de Nessler), fosfatos (método de ácido ascórbico), fósforo total (digestión con persulfato de amonio y determinación por el método de ácido ascórbico), sílice (silicomolibdato), cloruros (método argentométrico), sulfatos (método de turbidez), sodio y potasio (flamómetro Corning

Mod. 410), calcio y magnesio (espectrómetro de absorción atómica de masas Shimadzu Mod. AA6501). Los análisis se realizaron de acuerdo con las técnicas de APHA (1975). Para todos los parámetros con excepción de la alcalinidad, se desarrollaron curvas de calibración cada vez que se realizó una determinación, con las cuales se ajustaron los valores de las concentraciones obtenidas de las muestras analizadas.

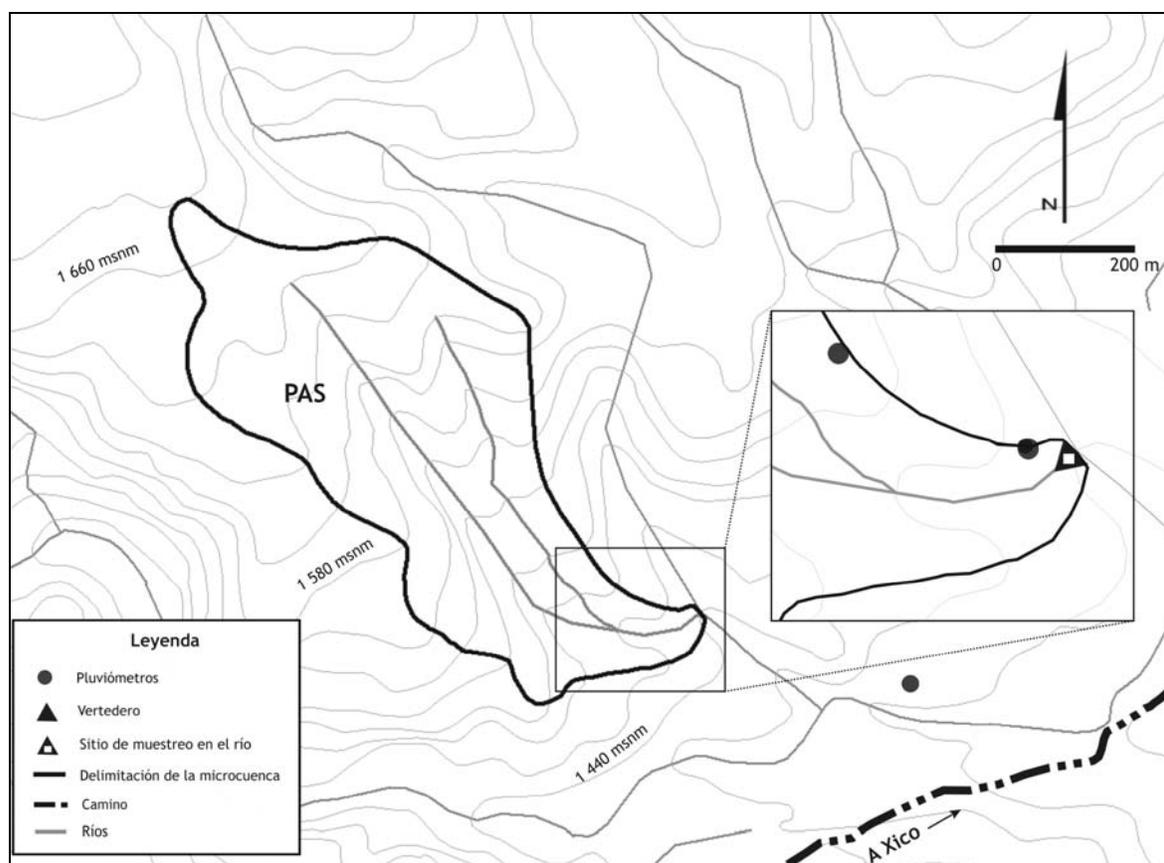


Figura 4.2: Mapa de localización de los instrumentos y sitio de aforo de los caudales (vertedero) en la microcuenca de pastizal.

Fuente: Mapas topográficos escala 1:50,000 (INEGI 2000). La delimitación de las microcuencas se realizó base en las curvas de elevación cada 20 m. (INEGI 2000), e interpretación de fotografía aérea a escala 1:20,000 (INEGI 1995).

4.3.3. Exportación de solutos

La exportación mensual de los solutos en el río por sitio fue calculada mediante la multiplicación de la concentración i del soluto el día del muestreo j en el mes (C_{ij}) en mg l^{-1} , y el volumen de agua medido en el río (Rf_j) en mm durante el muestreo en el periodo agosto de 2005 a agosto de 2006. El valor de la concentración i por parámetro se derivó del promedio de seis valores de concentración obtenidos en el laboratorio. Habiéndose muestreado los ríos una vez por mes, se asumió que este valor representó en general el comportamiento de la concentración durante el mes. Obtenidas las exportaciones mensuales por soluto se llevaron a valores anuales mediante el cálculo del volumen promedio ponderado (VPP) por sitio utilizando la siguiente fórmula (Tobón *et al.*, 2004; Williams *et al.*, 2004; Locher 2007):

$$VPP_i = \frac{\sum_{j=1}^n C_{ij} \cdot Rf_j}{\sum_{j=1}^n Rf_j} \quad (1)$$

Donde C_{ij} es la concentración i del soluto el día del muestreo j en el mes (mg l^{-1}), Rf_j es el flujo de agua en el río el día del muestreo (mm), y n es el número total de meses muestreados. Las exportaciones anuales de cada soluto ($\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) por sitio se calcularon mediante el producto de la VPP (kg l^{-1}) del soluto y el acumulado del volumen de agua medido en los ríos (l ha^{-1}) durante el periodo mencionado.

4.3.4. Métodos estadísticos

La normalidad de la distribución de las muestras fisicoquímicas fue explorada previamente al análisis de varianza utilizando los datos de las concentraciones, o bien la concentración transformada a logaritmo. Los datos fueron comparados para valorar las diferencias atribuibles al efecto de los tipos de vegetación, así como diferencias temporales (estacionalidad). Para esto último, los datos fueron categorizados como ‘Lluvias’ (may-oct), ‘Nortes’ (nov-feb) y ‘Secas’ (mar-abr). La normalidad de los datos fue evaluada a través del método estadístico Kolmogorov-Smirnoff (Chakravart *et al.*, 1967). La homogeneidad de varianzas de las muestras fue investigada utilizando el estadístico de Levene. Dependiendo de la normalidad de los datos, se utilizó el ANOVA de medidas repetidas con comparaciones múltiples *post hoc* (procedimiento Tukey HSD; estadístico F), o bien el método no paramétrico Kolmogorov-Smirnoff mediante la prueba de z . Se emplearon métodos de regresión lineal para investigar la correlación entre parámetros fisicoquímicos utilizando el software estadístico S-PLUS 2000. El nivel de probabilidad para reconocer diferencias significativas fue de 0.05 o menor en todos los análisis.

4.4. Resultados y discusión

4.4.1 Precipitación

La cantidad de precipitación (P) registrada durante el periodo agosto 2005 - 2006 en el BMM y BMS fue de 2,235 mm y 2,381 mm, respectivamente. La P registrada en el PAS fue de 2,507 mm. La P mensual promedio durante la temporada de lluvias en el BMM, BMS y PAS fue de 224 mm, 241 mm y 263 mm, respectivamente (Figura 4.3a). En la época de nortes, la P

mensual promedio fue de 82 mm, 90 mm y 72 mm, respectivamente. Por último, la P mensual promedio durante la época de secas fue de 45 mm, 49 mm y 31 mm, respectivamente.

4.4.2 Descarga

Durante el periodo agosto 2005 – agosto 2006, la descarga (Q) total observada fue para el BMM de 423 mm; 623 mm en el BMS y de 1,542 mm en el PAS. La Q promedio mensual por sitio ubicó en primer lugar al PAS ($180.4 \pm 49.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; \pm error estándar) seguido por el BMS ($69.2 \pm 17.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), y por último el BMM ($47.1 \pm 11.5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), sin detectarse diferencias significativas entre los sitios ($p > 0.5$). La Q diaria promedio anual registrada fue de $0.003 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para el BMM, $0.002 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en el BMS y de $0.021 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en el PAS. Durante el periodo monitoreado, la colecta de muestras de agua comprendió los siguientes intervalos de Q en los ríos: $0.0009\text{-}0.0079 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en el BMM, $0.0001\text{-}0.0318 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en el BMS, y $0.0040\text{-}0.0408 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en el PAS (Figura 4.3b).

4.4.3 Características fisicoquímicas de los ríos

Caracterización y comparación entre sitios

La Tabla 4.1 muestra los valores promedio y de desviación estándar de las concentraciones de los solutos de los ríos, y se muestran los resultados de las comparaciones estadísticas realizadas entre los usos de suelo.

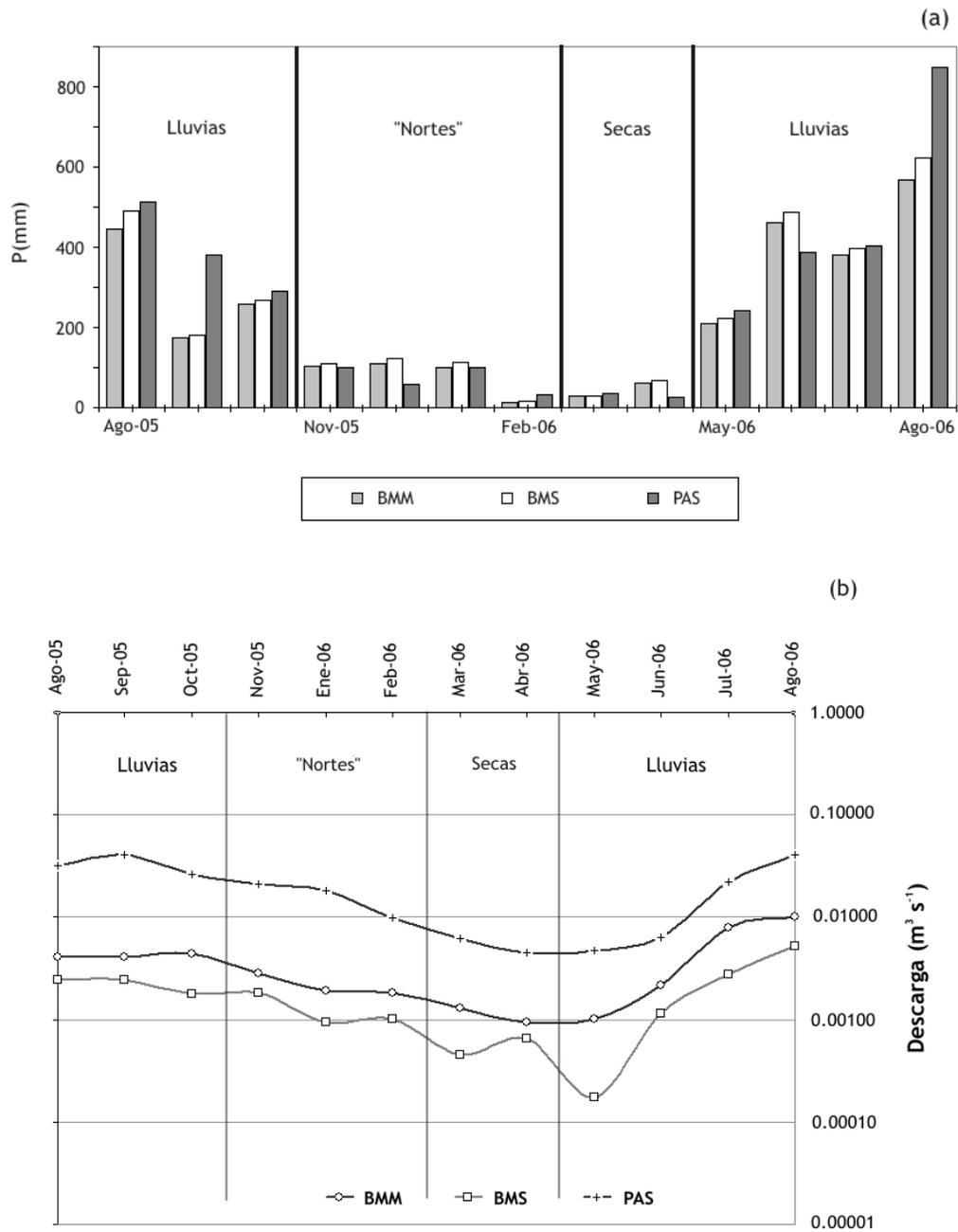


Figura 4.3(a) Precipitación total mensual (P , mm), y **(b)** descarga promedio en los ríos ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) observada durante el muestreo fisicoquímico en cada uno de los sitios en el periodo agosto 2005-agosto 2006.

Los sitios de bosques presentaron las temperaturas más bajas, debido por una parte al efecto altitudinal (Vázquez y Ramos-Escobedo 2008), sin sugerirse diferencias estadísticas significativas entre las cubiertas vegetales. De los bosques, el río del BMS se caracterizó por presentar las temperaturas más bajas (Tabla 4.1). Esto debido a la espesa cubierta de vegetación que caracterizaba la zona riparia cercana al sitio de monitoreo comparado con el BMM, lo cual inhibió frecuentemente la entrada de la radiación solar a la corriente de agua por lo que mantuvo una diferencia en temperatura de 1 a 1.3°C menor que el BMM. Por el contrario, el PAS mostró las temperaturas más altas y marcó diferencias con los sitios de bosques ($F = 39.0$; $p < 0.0001$).

Los valores promedio de pH ubicaron a los ríos de los bosques como ácidos (valor promedio < 7), con una tendencia fuerte hacia la neutralidad, y mostraron valores muy cercanos entre ellos (Tabla 4.1). Estos valores obtenidos en los bosques son muy similares a los encontrados en ríos de cuencas con suelos volcánicos al sur de Chile cubiertas por bosques maduros perennifolios (6.4 ± 0.3 [valor promedio \pm error estándar]; Oyarzún *et al.*, 2004). El río del PAS se caracterizó por su neutralidad (7.3 ± 0.1), y se diferenció estadísticamente del BMS ($F = 23.5$; $p < 0.05$).

Los valores de conductividad eléctrica (EC) y de sólidos disueltos totales (SDT) más bajos fueron reportados en los ríos de los bosques (Tabla 4.1). Las concentraciones de SDT indicaron que los ríos estudiados se caracterizan por ser extremadamente diluidos ($SDT < 30 \text{ mg l}^{-1}$). Se ha observado en estudios que los valores de EC varían en función de la composición litológica del sitio, además de la actividad geotérmica que se reporte en el caso

de zonas volcánicas. Por ejemplo, en ríos de cuencas de bosques que descansan sobre material volcánico dominado por rocas de andesita y basalto se reportan valores de conductividad bajos ($11 - 17 \mu\text{S cm}^{-1}$; Oyarzún *et al.*, 2004) comparables con los encontrados en este estudio. En contraste, los ríos que fluyen sobre sustratos volcánicos con cierta actividad geotérmica presentan valores de conductividad bastante más altos, de 97 a $425 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Pringle 1991; Ramos-Escobedo 1998; Ramos-Escobedo y Vázquez 2001). En otros tipos de materiales geológicos, se han observado valores de 32 a $51 \mu\text{S cm}^{-1}$ en ríos de cuencas conformadas por rocas sedimentarias (Department of Irrigation and Drainage 1989; Lai 1992; Brouwer 1996), $20-42 \mu\text{S cm}^{-1}$ en cuencas que descansan en rocas de granito (Lai 1992; Zulkifli 1990), y $15-35 \mu\text{S cm}^{-1}$ en cuencas con material de tipo arenosos (Malmer 1993; Burghouts 1993).

El análisis estadístico del contraste en EC según tipos de vegetación sugirió que existen diferencias significativas entre los sitios ($z = 2.2$; $p < 0.0001$). La EC entre los bosques también resultó estadísticamente significativa ($z = 1.4$; $p = 0.034$), pero el mayor contraste lo tuvieron los bosques en comparación con el pastizal ($z = 2.4$; $p < 0.0001$). Al analizar mediante regresiones lineales los datos de EC con los demás parámetros fisicoquímicos se encontró que en el río del BMM existe una fuerte correlación con los bicarbonatos ($r = 0.86$), calcio ($r = 0.66$), magnesio ($r = 0.55$) y fósforo reactivo ($r = 0.51$) en el BMM, así como una relación inversa con los sulfatos ($r = 0.73$) y los nitratos ($r = 0.60$). La EC en el río del BMS solo encontró correlaciones significativas con dos parámetros, los sulfatos ($r = 0.65$) y el amonio ($r = 0.52$), en ambos casos de tipo inverso. En el PAS, la EC estuvo fuertemente relacionada con el sodio ($r = 0.85$), calcio ($r = 0.77$), silicatos ($r = 0.63$) y bicarbonatos ($r = 0.59$).

Los bosques registraron las concentraciones promedio de sólidos suspendidos totales (SST) más bajas (Tabla 4.1). Sin embargo, las diferencias significativas fueron sugeridas únicamente entre el BMS y el PAS ($F = 4.2$; $p = 0.022$). El que en este estudio las cubiertas forestales presenten menores concentraciones de SST con respecto al pastizal, coincide con lo que reportan Neil *et al.* (2001); Thomas *et al.* (2004) en la Amazonia, y con Ramos-Escobedo (1998) y Vázquez y Ramos-Escobedo (2008) en el sur y centro de Veracruz, en sus estudios comparativos entre usos de suelo a nivel de microcuenca.

Los NO_3^- registraron las concentraciones promedio más altas de los nutrimentos (NH_4^+ , PT y PO_4^{3-}). Los ríos de los bosques se caracterizaron por contener las mayores concentraciones de NO_3^- (Tabla 4.1), y ser distintos con el río del pastizal ($F = 4.4$; $p < 0.05$). Comparando con otros estudios, García-Montiel *et al.* (2000), Neill *et al.* (2001) y Thomas *et al.* (2004) llegaron a resultados similares en sus trabajos comparativos entre bosques y pastizal en cuencas de la Amazonia y Rondonia, Brasil. De acuerdo con García-Montiel *et al.* (2000), las disminuciones de los NO_3^- en cubiertas de pastizal se pueden deber a que se pasa de un sistema donde el reciclaje en los bosques ocurre a nivel de biomasa y hojarasca en la superficie, a otro donde las reservas son más dependientes de las transferencias que ocurran en la biomasa por debajo del suelo. Si se comparan las concentraciones de NO_3^- obtenidas en los ríos de los bosques de este estudio con el de otros bosques tropicales, se encuentra que los valores aquí reportados son altos con respecto a los ríos de Puerto Rico y Chile ($\sim 0.060 \text{ mg l}^{-1}$; [McDowell y Asbury 1994]; 0.004 mg l^{-1} [Oyarzún *et al.*, 2004], respectivamente).

Después de los NO_3^- los ríos mostraron el siguiente orden de concentración de nutrimentos $\text{NH}_4^+ > \text{PT} > \text{PO}_4^{3-}$, en los cuales no se detectaron diferencias significativas entre los tipos de vegetación (Tabla 4.1). El nitrógeno y el fósforo son elementos muy escasos en los ecosistemas, lo cual limita su productividad. En general el fósforo es un elemento poco abundante en el suelo (Maass 2003). Las bajas concentraciones obtenidas de PT y PO_4^{3-} en los ríos de los bosques comparadas con el NO_3^- , pudieren indicar una acumulación de este nutrimento en los suelos. Esto de acuerdo a lo que señala Bruijnzeel (1991) tras hacer una revisión de los estudios realizados en bosques montanos bajos y altos; lo cual refleja la escasa movilidad del fósforo debido a que cuando éste se libera por procesos de intemperización del suelo, una gran parte suele ser atrapado químicamente por compuestos orgánicos y ferromineralos en el suelo (Clayton 1979; Maass 2003).

La alcalinidad en forma de bicarbonatos (HCO_3^-) registró las concentraciones más altas del grupo de aniones, y dominó la fase iónica de los ríos estudiados. Esto parece ser una característica de los ríos volcánicos localizados en regiones neotropicales de acuerdo a lo que reportan McDowell y Asbury (1994), Ramos-Escobedo y Vázquez (2001). La concentración promedio más alta de HCO_3^- fue obtenida en el PAS (Tabla 4.1), que resultó ser tres veces mayor que la reportada por los bosques, lo que se tradujo invariablemente en diferencias significativas con ellos ($z = 2.4$; $p < 0.0001$).

Tabla 4.1. Concentraciones promedio mg l^{-1} (\pm error estándar) de solutos disueltos (mg l^{-1}), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH (unidad estándar), EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$) en ríos. Las letras en superíndice marcan las diferencias significativas entre los tipos de vegetación ($p < 0.05$). $N = 12$.

	BMM	BMS	PAS
<i>Temp</i>	13.4(0.3) ^a	12.0(0.4) ^a	17.6(0.4) ^b
<i>pH</i>	6.8(0.1) ^a	6.5(0.0) ^a	7.3(0.0) ^b
<i>EC</i>	17.4 (0.4) ^a	19.1 (0.2) ^b	57.0 (1.0) ^c
<i>SDT</i>	8.7 (0.3) ^a	9.2 (0.0) ^b	28.7 (0.4) ^c
<i>SST</i>	3.8(1.2) ^a	2.6(1.1) ^{a,b}	10.0(4.5) ^{a,c}
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	1.1(0.3) ^a	1.0(0.2) ^a	0.2(0.0) ^b
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	0.08(0.02) ^a	0.16(0.05) ^a	0.06(0.07) ^a
<i>PT</i>	0.08(0.03) ^a	0.04(0.02) ^a	0.05(0.02) ^a
$\text{PO}_4^{2-} - \text{P}$	0.03(0.01) ^a	0.02(0.00) ^a	0.02(0.01) ^a
HCO_3	9.2(0.4) ^a	9.7(0.4) ^a	32.8(0.9) ^b
Cl^-	4.8(0.5) ^a	4.6(0.5) ^a	4.5(0.3) ^a
$\text{SO}_4^{2-} - \text{S}$	2.8(0.3) ^a	2.7(0.3) ^a	2.5(0.1) ^a
Ca^{2+}	1.4(0.0) ^a	1.8(0.1) ^a	6.0(0.2) ^b
Na^+	1.6(0.0) ^a	1.3(0.0) ^a	3.8(0.1) ^b
K^+	0.8(0.0) ^a	0.6(0.0) ^a	1.4(0.0) ^b
Mg^{2+}	0.7(0.0) ^a	0.7(0.0) ^a	2.8(0.1) ^b
SiO_2	22.4(3.6) ^a	18.4(2.1) ^a	48.1(8.4) ^b

Correlaciones con los HCO_3 mostraron que este parámetro mantiene una fuerte relación inversa con los sulfatos ($r = 0.84$), y en menor medida pero significativas y positiva con el calcio ($r = 0.62$) y sodio ($r = 0.52$) en el río del BMM, mientras que en el BMS la correlación con los HCO_3 solo fue establecida con los sulfatos ($r = 0.75$). En el PAS, los HCO_3 mostraron relaciones significativas con el calcio ($r = 0.85$), sodio ($r = 0.78$), magnesio ($r = 0.66$) y

silicatos ($r = 0.69$). Se sugiere que la presencia de HCO_3 en los ríos investigados provienen de procesos de intemperización de rocas en acción conjunta con el pH del agua (6 – 7.7; valor mínimo y máximo observado). En los sitios de bosques, las concentraciones de bicarbonatos estuvieron fuertemente asociadas a los sulfatos, mientras que en el pastizal la correlación fue establecida con el calcio y sodio, lo cual podría estar hablando de una formación y composición litológica distinta entre sitios. Es probable que la presencia del calcio y sulfato en las corrientes esté ligada con procesos de disolución de yeso proveniente de rocas ricas en carbonatos y sulfatos.

A diferencia de los HCO_3 , el comportamiento de los aniones Cl^- y SO_4^{2-} fue muy similar entre los tipos de vegetación y no se encontraron diferencias estadísticamente significativas. Sin embargo, ambos parámetros reportaron concentraciones promedio ligeramente más altas en los bosques que en el pastizal (Tabla 4.1).

En cuanto al grupo de cationes, el río del BMM mostró un patrón en que las concentraciones de Na^+ y Ca^+ fueron las más altas (Tabla 4.1). En cambio en el BMS y PAS, la dominancia fue más clara hacia el Ca^+ . El PAS se caracterizó por reportar las concentraciones promedio más altas de Na^+ , Ca^+ , K^+ y Mg^+ así como ser distinto a los ríos de los bosques ($p < 0.0001$) (Tabla 4.1.). Se sugiere que los cationes provienen de la composición geoquímica del material parental de los sitios. En todos los sitios, se encontró que el Ca^+ fue también el ión más abundante en el suelo de acuerdo con los estudios realizados por Campos (*sin publicar*), asociado muy probablemente a la presencia de feldespatos cálcicos, los cuales se liberan a

través de procesos de meteorización del material parental. En contraste, el Na^+ fue reportado en el suelo como el ión menos abundante (Campos, *sin publicar*), por lo que se sugiere que las concentraciones de Na^+ en los ríos, provienen de los feldespatos, o bien en combinación con posibles acumulaciones de sales de rocas de basalto las cuales se encuentran expuestas en las márgenes y sobre el cauce de los ríos. Al compararse los patrones de dominancia catiónica obtenidos en este estudio con el de otros sitios volcánicos tropicales, se encontró que el Ca^+ fue también el más abundante en los ríos de las Islas del Caribe (McDowell *et al.*, 1995) y Costa Rica (Newbold *et al.*, 1995). El que los ríos de cuencas de montaña del centro de Veracruz presenten como catión dominante al Ca^+ parece ser un patrón característico de esta región de acuerdo a resultados de muestreos químicos en ríos realizados por Ramos-Escobedo (*sin publicar*) en otras cuencas localizadas en la vertiente oriental del volcán Cofre de Perote, Ver. También se observó que en ríos de cuencas volcánicas localizadas en las partes bajas de las montañas (150 – 700 msnm; McDowell y Asbury 1994; Ramos-Escobedo 1998; Ramos-Escobedo y Vázquez 2001) presentan como catión dominante al Na^+ en lugar del Ca^+ , atribuido a la influencia de aerosoles marinos por la cercanía de los sitios con el océano.

El patrón hidroquímico dominante de los ríos del BMS y PAS los ubicó dentro del tipo de agua bicarbonatada – cálcica ($\text{Ca}^+ - \text{HCO}_3 - \text{Cl}^-$), mientras que el río del BMM se caracterizó por ser bicarbonatada-sódica ($\text{Na}^+ - \text{HCO}_3 - \text{Cl}^-$). En adición, se apreció una tendencia de cambio al grupo de agua $\text{Ca}^+ - \text{Na}^+ - \text{HCO}_3 - \text{Cl}^-$ durante la época de lluvias. Esto puede deberse a la carga dominante que tengan las arcillas en el suelo, o bien por acumulación de éste en el aire por el efecto de la evaporación del agua del mar (Davis y DeWiest 1971). El

reemplazo de Ca^+ por Na^+ ha sido detectado en estudios de calidad de agua realizados en acuíferos del centro de Veracruz en los últimos 25 años, lo cual indica una evolución del agua de bicarbonatada cálcica a bicarbonatada sódica durante este periodo (Neri *et al.*, 2005). En el caso de los acuíferos, Freeze y Cherry (1979) consideran que este comportamiento indica una degradación de su productividad.

El SiO_2 reveló ser el soluto más abundante en el agua de los ríos investigados (Tabla 4.1), lo cual parece ser un elemento característico de algunos ríos que fluyen sobre sustratos volcánicos en zonas de montaña (McDowell *et al.*, 1995; Ramos-Escobedo y Vázquez 2001). Comparaciones realizadas entre sitios indicaron que el río del PAS fue distinto en sus concentraciones de SiO_2 a los ríos de los bosques ($F = 11.2$; $p < 0.0001$). El PAS presentó las concentraciones más altas de este soluto (Tabla 4.1), así como una fuerte asociación con los HCO_3 , mientras que en los bosques la correlación fue establecida con los cloruros (BMM; $r = 0.59$) y (BMS; $r = 0.53$). Las concentraciones promedio de SiO_2 reportadas en el BMM y BMS se ubicaron dentro del rango reportado en ríos de cuencas volcánicas (28 – 33 mg l^{-1} ; McDowell *et al.*, 1995; Ramos-Escobedo y Vázquez 2001). Se sugiere que la fuente de SiO_2 en los ríos estudiados está ligada directamente a la composición química del material parental, y como elemento constituyente de las arcillas en el suelo (Geissert, *com. pers.*) En el caso del PAS, las altas concentraciones de SiO_2 encontradas en el río, se deben a que su material litológico proviene de una avalancha rocosa producto de un derrumbe en el volcán Cofre de Perote durante el periodo Terciario, el cual presenta de origen un fuerte intemperismo, lo que favorece la formación de suelos arcillosos (20-30% y 40-60% de contenido de arcilla en los suelos de bosques y pastizal, respectivamente) ricos en silicatos de aluminio (Geissert, *com.*

pers.). El intemperismo de las rocas y la degradación de arcillas producen la liberación de sílice, el cual al entrar en contacto con el agua éste es disuelto y acarreado por flujos subsuperficiales de agua hasta el afluente.

De los tipos de vegetación estudiados, el PAS presentó las más altas concentraciones de iones disueltos en el agua (Na^+ , K^+ , Mg^+ , Ca^+ y HCO_3). Este enriquecimiento puede deberse a procesos físicos, químicos y biológicos particulares del ecosistema, los cuales están determinando la tasas de intemperización del suelo y liberación de minerales. Sin embargo, el factor determinante fue la composición geoquímica del material parental en el pastizal proveniente como se hizo mención, de un derrumbe en la parte alta de la montaña, lo cual de acuerdo con Rossignol *et al.* (1987) formó una capa de brecha volcánica intemperizada sobre la lava, de mayor espesor y menos permeable que la ceniza volcánica (véase Sección 3.5). De forma que este material pudo contener de origen una mayor cantidad de iones, y éstos estar más disponibles para su disolución al contacto con el agua y arrastre. Por otro lado, el proceso mismo de intemperismo es formador de arcillas en el suelo las cuales favorecen la retención de agua en el suelo. Esto en combinación con un material más consolidado en el que descansa la microcuenca de pastizal, pudieren estar favoreciendo una mayor permanencia del agua en el suelo que en los sitios de bosques, lo cual traería una mayor disolución de minerales.

La fuente principal de los elementos minerales, que circulan en los ecosistemas, es el basamento o sustrato geológico sobre el cuál estos se desarrollan (Maass 2003). Los resultados mostraron que la contribución derivada de los procesos naturales de intemperización de las rocas y disolución de minerales en el agua, fueron los factores responsables en controlar el

patrón hidroquímico de las corrientes de agua en las microcuencas investigadas, lo cual parece ser característico de regiones volcánicas (Ramos-Escobedo y Vázquez 2001). Las comparaciones realizadas entre los tipos de vegetación indicaron que la gran mayoría de las diferencias encontradas entre los bosques y el pastizal se pueden atribuir a su diferente origen y composición litológica dependiente de los procesos que tuvieron lugar al formarse el paisaje de la montaña. Resultó ser una excepción a este patrón el caso de los nitratos y los sólidos suspendidos totales, en el cual se observa que el tipo de vegetación, su estructura y ciclos biogeoquímicos ejercen un control sobre estos parámetros (Tabla 4.1).

Balance aniones-cationes

El balance promedio entre cationes y aniones en meq l^{-1} [calculado como $(\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Mg}^+ + \text{Ca}^+) - (\text{HCO}_3^- + \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{PO}_4^{3-} + \text{NO}_3^-)$] en las corrientes de agua estudiadas, indicaron una ausencia de cargas catiónicas en los afluentes del BMM ($0.13 \pm 0.06 \text{ meq l}^{-1}$) y BMS ($0.13 \pm 0.06 \text{ meq l}^{-1}$), expresando el valor obtenido a favor de los aniones. Por el contrario, el PAS mostró características de neutralidad en su contenido de cargas iónicas ($0.01 \pm 0.06 \text{ meq l}^{-1}$) presentando un balance ligeramente positivo hacia las cargas catiónicas. Esto debido a las altas concentraciones de Na^+ , K^+ , Mg^+ y Ca^+ que registró el río del pastizal (Tabla 4.1) comparadas con la de los bosques, las cuales contrarrestaron el efecto de los aniones, particularmente las cargas de bicarbonatos.

4.4.4 Patrones temporales

En la Tabla 4.2 se presentan los valores promedio y de error estándar de las concentraciones fisicoquímicas obtenidas en los ríos por temporada y uso de suelo estudiado durante el periodo agosto 2005 – agosto 2006. También se muestran los resultados estadísticos de las comparaciones realizadas entre los distintos tipos de vegetación. En general se observó una variación temporal de los parámetros físicos y químicos en respuesta a la estacionalidad. La mayor variación fue registrada en el SiO_2 seguida por los SST, mientras que los elementos de menor variación (más conservativos) fueron el K^+ en todos los tipos de vegetación, además de Na^+ en los bosques.

Época de lluvias

El comienzo de la época de lluvias (mayo-junio; Figura 4.3a) propició la movilización de varios elementos como el SiO_2 , Cl^- y PO_4^- en los ríos de los bosques y el pastizal, los cuales reportaron sus máximas concentraciones en estos meses del año (Figuras 4.4 y 4.5). Además de los elementos antes mencionados, el Na^+ , K^+ , Mg^+ , HCO_3^- , SO_4^- y PT registraron en el PAS sus valores máximos de concentración durante los meses de mayo y junio. El río del PAS presentó las concentraciones promedio más altas en esta temporada de Na^+ , K^+ , Mg^+ , Ca^+ y HCO_3^- (Tabla 4.2), e indicó ser distinto a los ríos de los bosques en todos estos parámetros ($p < 0.0001$). El contenido de SiO_2 en el PAS fue dos y tres veces más que las concentraciones de los ríos del BMM y BMS, respectivamente; lo cual marcó diferencias con los bosques ($p < 0.05$).

Tabla 4.2. Concentraciones promedio (error estándar) de solutos disueltos (mg l^{-1}), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH (unidad estándar), EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$) de ríos por tipo de vegetación y estacionalidad. Valores máximos promedio obtenidos entre temporadas por parámetro en negritas. La primera letra del superíndice indica que no hubo diferencias significativas entre los tipos de vegetación por estacionalidad; la segunda letra marca las diferencias significativas ($p < 0.05$).

	LLUVIAS			NORTES			SECAS		
	BMM	BMS	PAS	BMM	BMS	PAS	BMM	BMS	PAS
Ca^{2+}	1.5 (0.1) ^a	1.7(0.1) ^a	5.8(0.3) ^b	1.2(0.0) ^a	1.6(0.0) ^b	6.0(0.1) ^c	1.5(0.0) ^a	2.5(0.6) ^a	6.4(0.1) ^b
Mg^{2+}	0.8(0.1) ^a	0.8(0.1) ^a	2.9(0.2) ^b	0.6(0.2) ^a	0.7(0.2) ^a	2.5(0.1) ^b	0.9(0.4) ^a	0.6(0.1) ^a	2.6(0.5) ^a
Na^{+}	1.5(0.1) ^a	1.3(0.0) ^a	3.6(0.2) ^b	1.5(0.1) ^a	1.4(0.0) ^a	4.0(0.0) ^b	1.8(0.2) ^a	1.4(0.1) ^a	4.2(0.0) ^b
K^{+}	0.8(0.1) ^a	0.6(0.0) ^a	1.5(0.0) ^b	0.6(0.0) ^a	0.5(0.1) ^a	1.4(0.0) ^b	1.0(0.0) ^a	0.7(0.0) ^a	1.4(0.0) ^a
SiO_2	23.0(5.9) ^a	18.9(3.5) ^a	51.4(13.2) ^b	16.5(1.3) ^a	14.8(2.7) ^a	28.6(6.6) ^a	29.3(0.7) ^a	21.8(1.2) ^b	65.7(0.5) ^c
HCO_3	8.8(0.7) ^a	9.1 (0.6) ^a	32.1(1.5) ^b	9.6(0.4) ^a	10.0(0.9) ^a	32.7(0.9) ^b	10.0(0.8) ^a	11.6(0.6) ^a	35.1(1.4) ^b
Cl^{-}	5.6 (0.7) ^a	5.3(0.8) ^a	5.1(0.4) ^a	3.7(0.3) ^a	3.4(0.3) ^a	3.7(0.5) ^a	3.9(0.4) ^a	3.6(0.6) ^a	3.7(0.6) ^a
SO_4^{2-}	3.0(0.5) ^a	3.0(0.5) ^a	2.6(0.2) ^a	2.5(0.2) ^a	2.2(0.2) ^a	2.1(0.3) ^a	2.5(0.0) ^a	2.5(0.0) ^a	2.6(0.1) ^a
NO_3^{-}	1.1(0.6) ^a	0.9(0.3) ^a	0.1(0.0) ^a	1.3(0.1) ^a	1.7(0.3) ^{a,b}	0.4(0.2) ^{a,c}	0.5(0.0) ^a	0.4(0.1) ^a	0.1(0.1) ^a
NH_4^{+}	0.06(0.03) ^a	0.16(0.09) ^a	0.02 (0.01) ^a	0.10(0.03) ^a	0.16(0.03) ^a	0.16(0.06) ^a	0.10(0.05) ^a	0.12(0.01) ^a	0.05(0.02) ^a
TP	0.1(0.0) ^a	0.07 (0.03) ^a	0.07(0.04) ^a	0.02(0.00) ^a	0.02(0.00) ^a	0.03(0.01) ^a	0.01(0.00) ^a	0.01(0.00) ^a	0.01(0.01) ^a
PO_4^{2-}	0.05(0.02) ^a	0.03(0.01) ^a	0.03(0.02) ^a	0.00 (0.00) ^a	0.00 (0.00) ^a	0.00(0.00) ^a	0.00 (0.00) ^a	0.00 (0.00) ^a	0.00(0.00) ^a
SST	4.5 (1.9) ^a	3.7 (1.8) ^a	14.6 (7.4) ^a	1.5(0.0) ^a	0.6(0.1) ^b	2.3(0.4) ^a	4.9(2.2) ^a	1.9(0.0) ^a	5.7(2.3) ^a
Temp	14.2 (0.2) ^a	12.9 (0.3) ^a	17.9 (0.5) ^b	12.1 (0.7) ^a	10.5 (0.8) ^a	15.9(0.8) ^b	12.2(0.5) ^a	11.3(0.5) ^a	16.7(0.7) ^b
pH	6.8 (0.2) ^a	6.5 (0.1) ^a	7.3 (0.0) ^b	6.8(0.1) ^a	6.4 (0.0) ^a	7.3(0.1) ^b	6.7(0.1) ^a	6.4(0.4) ^a	7.4(0.1) ^a
EC	17.1 (0.7) ^a	19.0 (0.3) ^a	55.8 (1.6) ^b	17.7(0.9) ^a	19.3(0.6) ^a	57.0(1.0) ^b	18.2(0.3) ^a	19.1(0.1) ^a	60.8(0.4) ^b
SDT	8.7 (0.5) ^a	9.4 (0.1) ^a	28.1 (0.6) ^b	8.5(0.1) ^a	9.5(0.2) ^b	29.0(0.2) ^c	9.12(0.1) ^a	9.5(0.0) ^a	30.4(0.1) ^b

El orden de concentraciones dominante en esta temporada fue para los sitios de bosques: $\text{SiO}_2 > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$; y para el pastizal: $\text{SiO}_2 > \text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^-$. Las concentraciones promedio más altas de Cl^- y SO_4^{2-} fueron ubicadas en el BMM. Sin embargo no se reportaron diferencias significativas entre los tipos de vegetación (Tabla 4.2). La presencia de cloruros en los ríos durante la época de lluvias podría estar ligada en primer lugar, a la liberación de este elemento por procesos de desgaste de las rocas siendo movilizado a los ríos a través de flujos subsuperficiales en el suelo, y en segundo, a ingresos de cloruros de origen marino por lluvia (Báez *et al.*, 1997). Lo anterior se refuerza con los resultados de un estudio realizado por Locher (2007) en el BMM y BMS durante los meses de agosto y septiembre de 2006, los cuales mostraron que el agua de la lluvia (0.7 mg l^{-1}) y el agua que gotea del dosel de ambos bosques (0.4 mg l^{-1}) contienen ligeras concentraciones de cloruros provenientes de aerosoles marinos. Aunque también existe la posibilidad de entradas de cloruros provenientes de fuentes antropogénicas y continentales (Báez *et al.*, 1997).

En relación a los nutrimentos, el PAS se caracterizó por presentar bajas concentraciones de NO_3^- y NH_4^+ comparado con los bosques en esta temporada, así como de PT y PO_4^{3-} en relación al BMM (Tabla 4.2), sin sugerirse diferencias significativas entre los tipos de vegetación, a pesar de que las concentraciones de NO_3^- en el BMS y BMM fueron 9 y 10 veces más que las del pastizal, respectivamente. De acuerdo con estudios químicos en suelo realizados por Campos (2008), los bosques poseen mayores reservas de nutrimentos en comparación con el pastizal. Los contenidos promedio en los bosques de carbono y nitrógeno obtenidos en porcentaje fueron de 15-34 y de 1.0 – 2.1, respectivamente.

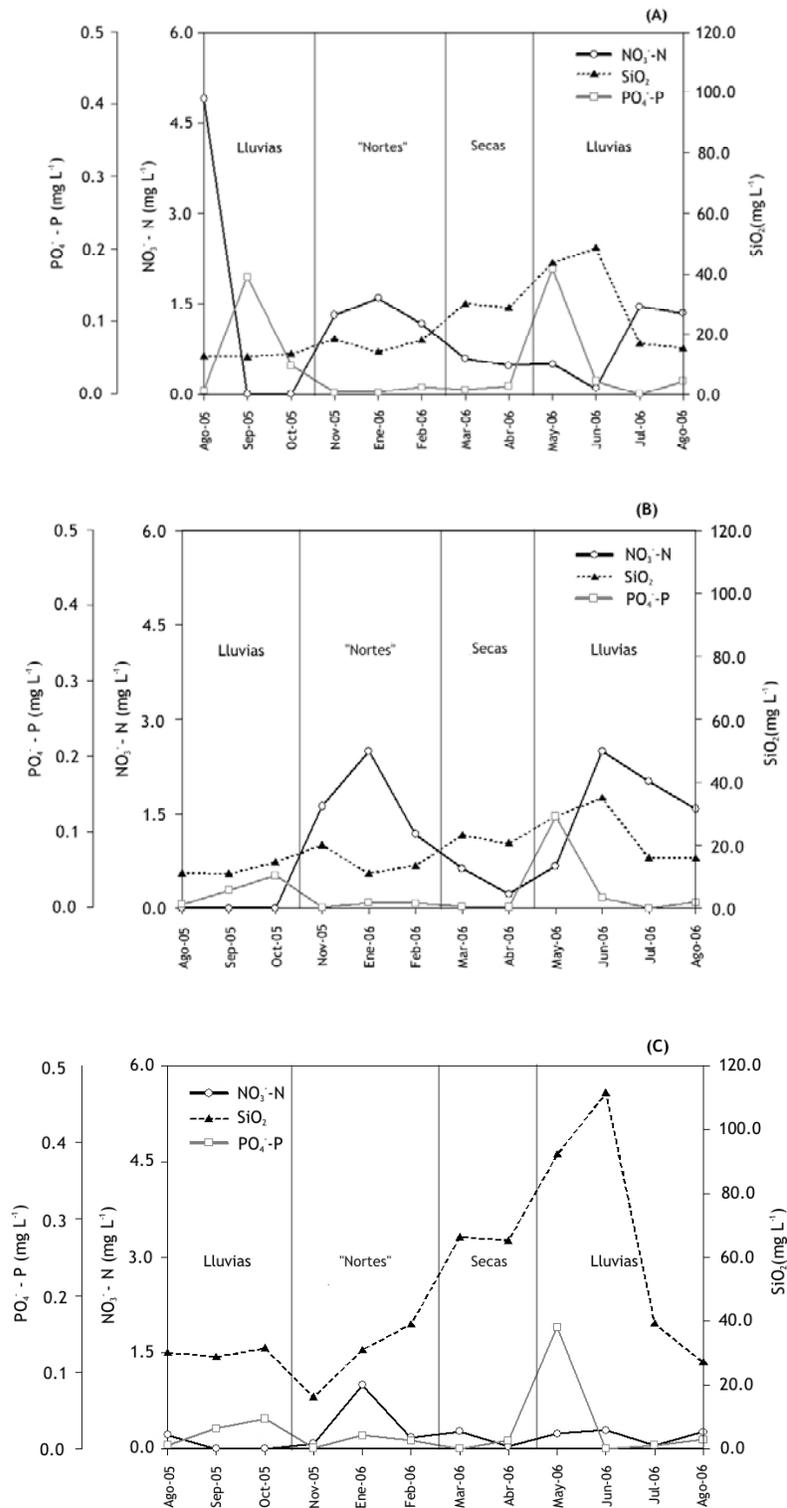


Figura 4.4. Patrones temporales del sílice, nitratos y fósforo reactivo por tipo de vegetación. (A) BMM, (B) BMS, y (C) PAS.

En el pastizal los contenidos de carbono estuvieron entre el 8% y el 11%, y de nitrógeno entre el 0.6% y el 0.9%. De manera que las reservas de nutrientes en el pastizal son muy susceptibles de perderse en los primeros meses de la temporada de lluvias con aquellos eventos de precipitación que propician escurrimientos subsuperficiales y superficiales.

Los SST mostraron las concentraciones promedio más altas en esta temporada (Figura 4.5). La concentración que se obtuvo en el BMM (4.5 mg l^{-1}) fue muy similar a la registrada en la temporada secas (4.9 mg l^{-1}) (Tabla 4.2). El río del PAS se destacó por reportar las más altas concentraciones triplicando aproximadamente las de los bosques, lo cual se debe principalmente a los mecanismos de generación de escurrimientos dominantes (SOF y HOF) en respuesta a la lluvia, determinado por los elementos estructurales de la cubierta vegetal y las propiedades hidrofísicas de sus suelos, lo que conlleva a incrementos en el escurrimiento superficial, arrastre de material y pérdida de suelo. Estudios realizados en otras regiones tropicales en microcuencas dominadas por pastizal han encontrado que las concentraciones de SST no son mucho más altas comparadas con las de bosques (Owens *et al.*, 1983; Correll *et al.*, 1999), sin embargo en este estudio las concentraciones promedio encontradas en el pastizal triplicaron y cuadruplicaron las del BMM y BMS, respectivamente. Estadísticamente, las pruebas no sugirieron diferencias en las concentraciones de SST entre los tipos de vegetación ($F = 1.74$; $p = 0.203$). En la Figura 4.5 se observa que durante la época de secas, además del de lluvias, se reportan incrementos importantes en las concentraciones de SST, lo cual se debe al efecto de remoción del material asentado en los lechos de los ríos, y a la movilización de material acumulado en el suelo con la ocurrencia de lluvias torrenciales

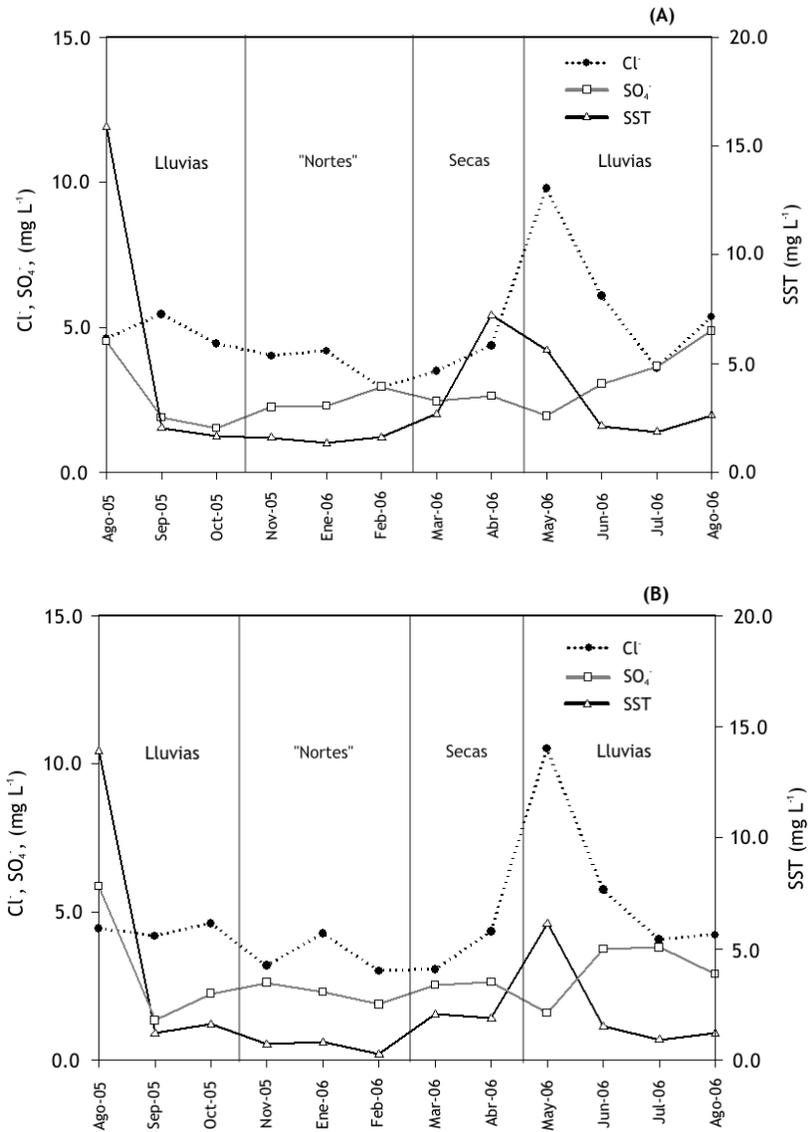
esporádicas en los meses de marzo y abril generadas por procesos de tipo orográfico-convectivo en proximidad a la estación de lluvias.

Por último, esta temporada se caracterizó por registrar las temperaturas más altas durante el año en los sitios estudiados (Tabla 4.2). Las temperaturas máximas (no se muestran) fueron ubicadas en el mes de agosto, con valores que oscilaron alrededor de 15.1°C, 14.2°C y 18.9°C para el BMM, BMS y PAS, respectivamente. Además de la temperatura ($p < 0.0001$), los ríos de los bosques indicaron ser significativamente diferentes al PAS en los parámetros pH ($p < 0.05$), EC ($z = 1.871, p = 0.002$) y SDT ($z = 1.871, p = 0.002$).

Época de “Nortes”

Esta temporada se caracterizó por presentar las concentraciones más altas de nutrientes en los ríos investigados. El PAS reportó las concentraciones más bajas de NO_3^- , PT y PO_4^- , y las más altas de NH_4^+ en conjunto con el BMS con respecto a este último parámetro (Tabla 4.2). El PAS mostró ser distinto significativamente en sus concentraciones de NO_3^- con respecto al BMS ($p = 0.038$). Se observa que el comportamiento anual de los NO_3^- no siguió el mismo patrón entre los distintos tipos de vegetación estudiados como lo fue para el SiO_2 y PO_4^- (Figura 4.4), Cl^- y SO_4^- (Figura 4.5). Esto parece responder por un lado al control biológico que ejerce la vegetación, en conjunto con un control hidrológico debido al tipo de mecanismo de generación del escurrimiento, y rutas preferenciales que sigue el agua en las microcuencas

(Ocampo *et al.*, 2006). Y por otro lado, a las particularidades de las posibles interfaces entre el medio terrestre y acuático (zonas riparias) de los sitios.



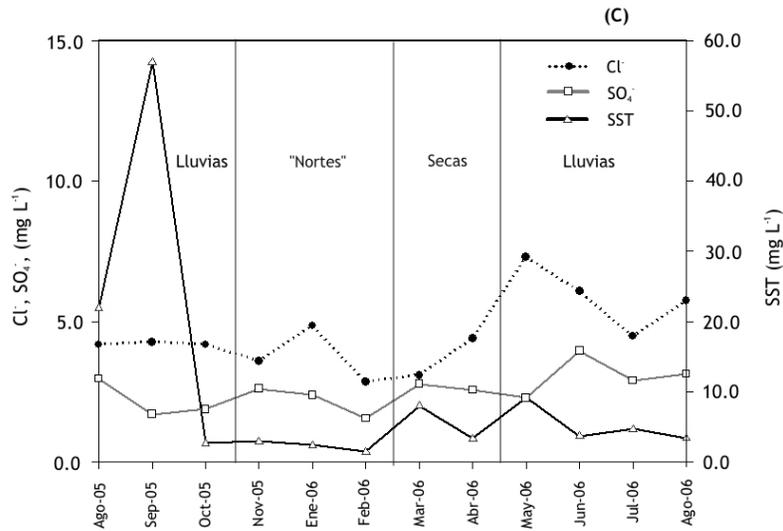


Figura 4.5. Patrones temporales de SST, cloruros y sulfatos. (A) BMM, (B) BMS, y (C) PAS.

De acuerdo con Saunders *et al.*, (2006), estos elementos pueden ejercer un fuerte control en las concentraciones de nutrientes en el agua de ríos de microcuencas de montaña. En este estudio, la presencia de nitrógeno inorgánico en las corrientes de agua en forma de NO_3^- y NH_4^+ durante la temporada de “Nortes” es atribuida principalmente a su entrada directa por la hojarasca de los árboles caducifolios, los cuales comienzan a perder sus hojas durante los meses de invierno (diciembre-febrero), así como a la disponibilidad de agua en el suelo lo cual favorece la actividad microbiana (Campos, 2008). En la Figura 4.4 se observa un pico de concentración durante el mes de enero. La concentración promedio de NO_3^- y NH_4^+ más alta fue encontrada en el río de BMS (Tabla 4.2). Esto debido probablemente a la defoliación de las especies caducifolias dominantes del BMS, como por ejemplo la especie *Alnus jorullensis*, árbol estructuralmente importante de este tipo de vegetación, el cual pierde por completo las hojas en otoño e invierno, lo que podría explicar las concentraciones más altas de estos nutrientes comparados con el BMM. En el caso del PAS, el pico de concentración observado

se relaciona con la pérdida de las hojas de los árboles de *Liquidambar styraciflua*, situados en ambos márgenes del cauce del río. Otra posible fuente de entrada de nitratos a los ríos es a través de los residuos de las plantas tras el paso de frentes fríos usualmente acompañados por vientos en esta época de invierno. Las diferencias estadísticas fueron sugeridas únicamente en las concentraciones de NO_3^- de los ríos de BMS y PAS ($F = 1.7$; $p = 0.203$). Los ingresos de hojarasca juegan un papel importante en la regulación de las concentraciones de nitratos en las corrientes de agua (McDowell y Asbury 1994), estas entradas de hojarasca concentran su importancia en los ríos durante la época de invierno, que es cuando se manifiesta con mayor claridad su fuerte control en el patrón estacional de nutrimentos. Los incrementos en las concentraciones de fosfatos por procesos de defoliación de las especies caducifolias, además de los NO_3^- y NH_4^+ , han sido reportados en trabajos realizados en cuencas cubiertas con selva y pastizal en la región de Los Tuxtlas, Ver. (Ramos-Escobedo y Vázquez 2001); sin embargo, en este estudio los fosfatos no mostraron un acoplamiento con la fenología de la vegetación.

Esta temporada se caracterizó también por presentar las temperaturas más bajas en el año (Tabla 4.2). La temperatura mínima fue ubicada en el mes de enero para el BMM (10.6°C) y BMS (9.5°C), mientras que el PAS reportó temperaturas más altas que los bosques ($p < 0.05$), las cuales fueron registradas en el mes de febrero (14.7°C)(estos datos no se muestran).

Época de secas

Esta temporada se destacó por registrar las concentraciones promedio más altas de Na^+ , K^+ , SiO_2 y HCO_3^- en los tres ríos estudiados durante el periodo muestreado, además de Ca^+ en el

BMS y PAS, y Mg^+ en el BMM (Tabla 4.2). Las más altas concentraciones se ubicaron en el río del PAS, el cual sugirió ser diferente a los bosques ($p < 0.05$) en los parámetros: Na^+ , Ca^+ y HCO_3 . En el caso del SiO_2 los tres ríos sugirieron ser distintos entre sí ($p < 0.05$); el PAS reportó concentraciones en dos y tres veces más que las del BMM y BMS, respectivamente. Los Cl^- y SO_4^- registraron concentraciones importantes y similares entre sitios (Figura 4.5), sin detectarse diferencias ($p > 0.05$).

Esta temporada ubicada en el periodo de primavera, se destacó también por registrar el menor volumen de precipitación en todos los sitios (Figura 4.3a), por lo que la alimentación y sostenimiento de los caudales base de los ríos durante los meses de marzo y abril estuvo esencialmente a cargo de las aportaciones de los flujos provenientes del subsuelo, teniendo estos flujos un bajo efecto de dilución por lluvia. De esta forma, se registraron las más altas concentraciones obtenidas de SiO_2 , HCO_3 , Ca^+ , Na^+ , Cl^- y SO_4^- (Tabla 4.2), cuyos ingresos provienen principalmente de la liberación de minerales por procesos de intemperización de rocas sedimentarias ricas, por ejemplo en carbonatos y sulfatos. De acuerdo con otros estudios en la región, una entrada adicional de sulfatos en esta época del año pudiere realizarse a través de fuentes de emisión (refinerías de aceite y complejos petroquímicos) localizadas en las ciudades de Tampico, Madero y Poza Rica, que llegan a la zona de estudio con los vientos alisios (Báez *et al.*, 1997).

En respuesta a las altas concentraciones de estos iones disueltos en el agua, en conjunto con los iones principales, la EC y los SDT reportaron en esta temporada sus valores promedio más

altos en todos los sitios (Tabla 4.2). En relación a estos parámetros, los ríos de los bosques fueron significativamente distintos al del pastizal ($z = 1.581$, $p = 0.013$).

4.4.5 Patrones concentración-descarga

El análisis del comportamiento de las concentraciones de solutos en combinación con la variación de los volúmenes de los caudales mostró dos principales tipos de patrones. El primero es una disminución de las concentraciones conforme los caudales de los ríos fueron en aumento (relaciones inversas de la concentración y descarga). Este patrón se observó claramente en el Na^+ , Ca^+ y SiO_2 en el PAS, HCO_3 en el BMM y PAS, y SO_4^- en el BMM.

Estos parámetros mostraron las correlaciones más altas de tipo inverso con la descarga ($r > 0.5$; Tabla 4.3), así como los procesos más pronunciados de dilución, comportamiento común en este tipo de elementos de naturaleza móvil (Hyer *et al.*, 2001; Nagorski *et al.*, 2003). Asociaciones muy similares con estos parámetros mencionados y la descarga fueron reportados por McDowell y Asbury (1994) y Zulkifli *et al.* (2006). Comportamientos semejantes han sido encontrados también en concentraciones de muestras de aguas provenientes del suelo a distintas profundidades en correspondencia con los flujos de los ríos (Salmon *et al.*, 2001). Un comportamiento parecido solo que menos pronunciado fue también observado con el Mg^+ en el BMM y PAS (Tabla 4.3). Del grupo de los cationes, el K^+ presentó la mayor resistencia a la dilución (correlación negativa más baja; Tabla 4.3), y mostró muy poca variación en sus concentraciones sin importar el volumen de los flujos de agua, lo cual coincide con el trabajo presentado por Salmon *et al.* (2001).

Tabla 4.3. Correlaciones entre los parámetros fisicoquímicos y la descarga por tipo de vegetación. $N = 12$.

	Q		
	BMM	BMS	PAS
<i>Temp</i>	0.492	0.253	0.055
<i>pH</i>	0.654	0.283	0.133
<i>EC</i>	-0.733	0.106	-0.800
<i>SDT</i>	-0.517	0.048	-0.833
<i>SST</i>	-0.091	-0.006	0.537
$NO_3^- - N$	0.195	0.086	-0.142
$NH_4^+ - N$	-0.235	0.063	-0.216
<i>PT</i>	-0.078	-0.299	-0.224
$PO_4^{2-} - P$	-0.148	-0.310	-0.220
HCO_3	-0.774	-0.420	-0.875
Cl^-	-0.130	-0.282	-0.066
$SO_4^{2-} - S$	0.629	0.283	-0.123
Ca^{2+}	-0.329	-0.311	-0.802
Na^+	-0.320	-0.264	-0.941
K^+	-0.034	0.170	-0.288
Mg^{2+}	-0.452	-0.355	-0.456
SiO_2	-0.483	-0.409	-0.720

Las Figuras 4.6 muestran las curvas de concentración-descarga generadas para el sílice por tipo de vegetación. La lectura e interpretación sugerida a estas curvas es que a bajos niveles de caudal, característicos de la época de secas, las concentraciones del sílice y de algunos cationes (por ejemplo, Na^+ y Ca^+) son altas provenientes de flujos subsuperficiales, responsables de mantener los flujos de agua de las corrientes en las microcuencas durante este periodo. Cuando la temporada de lluvias se inicia, procesos hidrológicos en respuesta a los

eventos de precipitación activan áreas de contribución en las microcuencas, en donde las reservas de agua almacenadas a distintas profundidades en el suelo se liberan para ser transportadas al cauce de los ríos a través de flujos superficiales y subsuperficiales. Establecida la época de lluvias, las concentraciones de agua menos enriquecidas alojadas en las capas de menor profundidad en el suelo actuarán como diluyentes de las contribuciones químicas de las reservas de agua situadas a mayor profundidad (Salmon *et al.*, 2001). De esta manera se producirá una disminución de las concentraciones en el suelo y de los ríos de aquellos iones ligados a procesos de intemperización, particularmente.

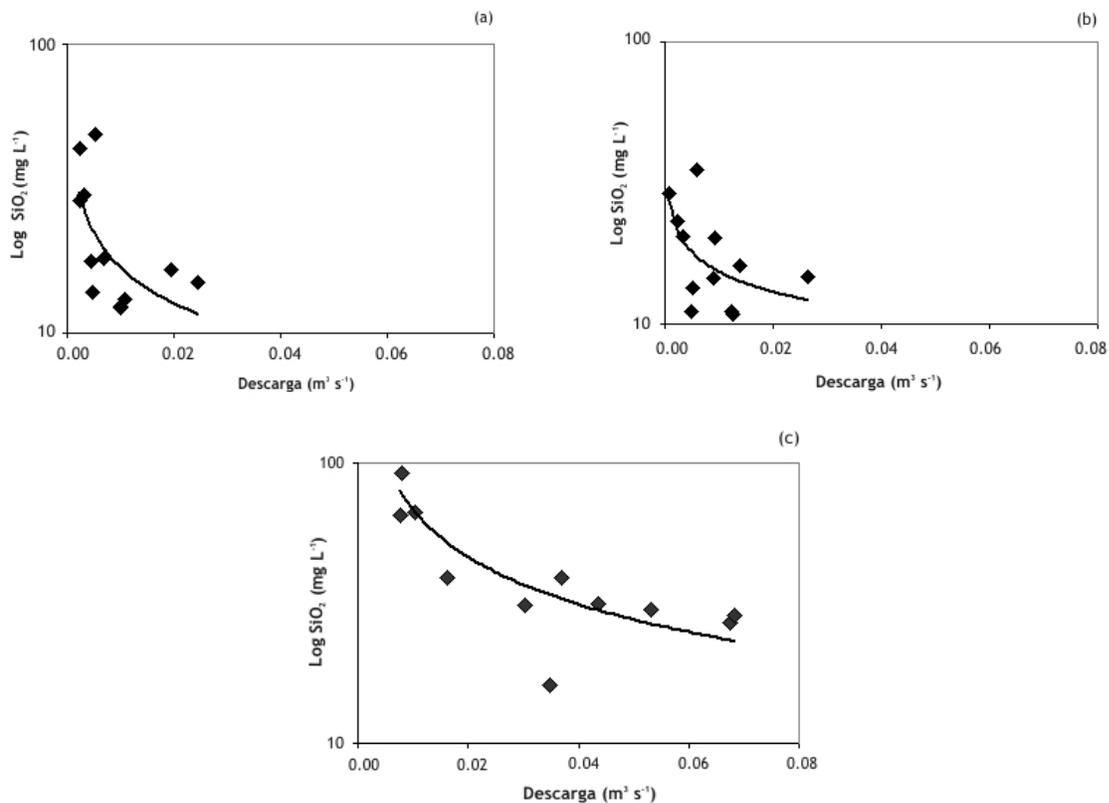
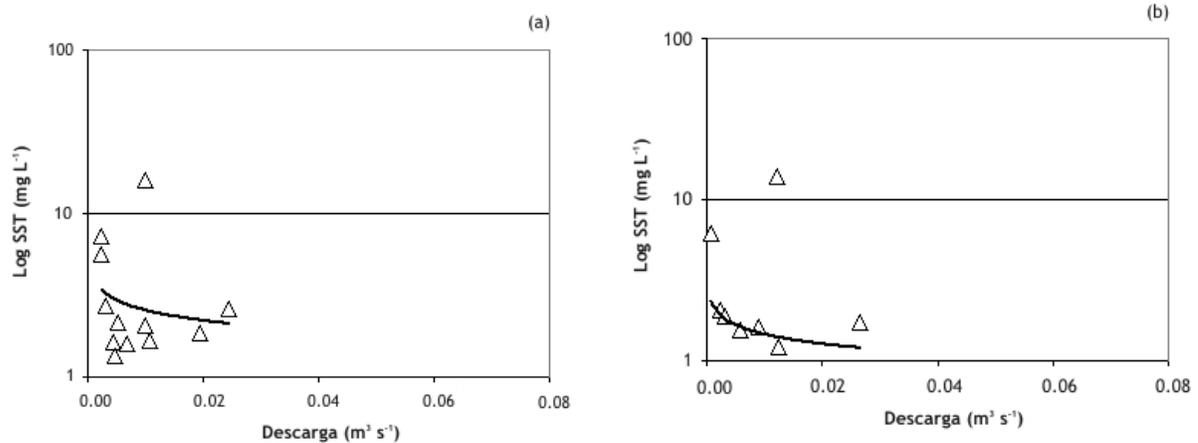


Figura 4.6. Patrones de concentración-descarga del SiO₂ en ríos de microcuencas por tipo de cubierta vegetal ajustando los valores a una función de tipo potencial ($y = ax^b$): (a) BMM, ($y = 2.52x^{-0.41}$; $r^2 = 0.41$); (b) BMS, ($y = 5.108x^{-0.23}$; $r^2 = 0.32$); y (c) PAS ($y = 5.10x^{-0.56}$; $r^2 = 0.68$).

El otro tipo de comportamiento fue el del incremento en la concentración en función como una función de la descarga, observado particularmente en el río del pastizal ($r > 0.5$; Tabla 4.3). La Figura 4.7c muestra como a partir del valor $0.032 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en la descarga, se inicia un incremento exponencial en la concentración de SST hasta que la descarga llega a su valor máximo observado $0.067 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. La curva representa en sí el incremento de materia particulada que ingresa al río por el arrastre de material en el suelo provocado por la generación de escurrimientos superficiales, así como la disolución de material depositado en los cauces del río, ambos factores asociados a la acción de la precipitación y sus características (intensidad y duración). En lo que respecta a los bosques mostraron ser ríos cuyos valores de SST no estuvieron correlacionados con los aumentos en los caudales (Figuras 4.7 a,b); más bien presentaron correlaciones bajas negativas con éstos ($r < 0.1$; Tabla 4.3).



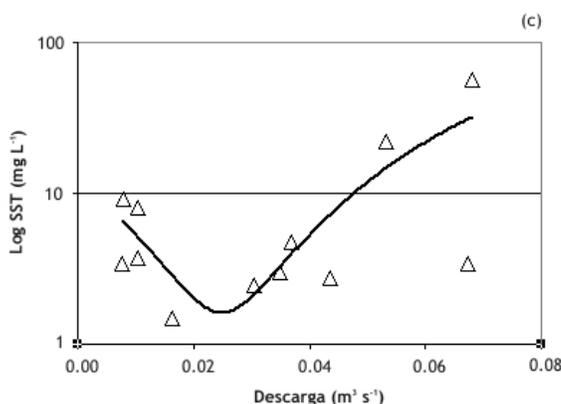


Figura 4.7. Curvas de concentración versus descarga de SST en ríos de microcuencas por tipo de cubierta vegetal. Datos ajustados a una función de tipo potencial ($y = ax^b$): a) BMM, ($y = 0.97x^{-0.20}$; $r^2 = 0.04$); (b) BMS, ($y = 0.58x^{-0.19}$; $r^2 = 0.03$); y a una función polinomial ($y = ax^2 + bx + c$): (c) PAS ($y = 16414x^2 - 818.9x + 11.8$; $r^2 = 0.45$).

4.4.6 Exportación de solutos

El mayor flujo de solutos en los ríos se registró durante la temporada de lluvias seguida por la de “Nortes” y finalmente por la de secas, lo cual siguió la distribución estacional de los caudales en respuesta al patrón de precipitación de la región. El PAS se destacó por mostrar exportaciones estacionales (Tabla 4.3) y anuales (Tabla 4.4) muy superiores a los sitios de bosques, en aquellos solutos (SiO_2 , HCO_3 , Ca^+ , Na^+ , K^+ , Mg^+) cuya presencia depende del material litológico en la cual descansan las microcuencas y de los procesos internos de intemperización en el suelo y liberación de iones. También reportó la exportación más alta de SST comparada con los bosques (Tabla 4.4 y 4.5), atribuida a una mayor generación de escurrimientos de agua de tipo superficial. Al compararse las exportaciones de SST de los bosques y pastizal estudiados con otros estudios, se observa que éstos se encuentran dentro del intervalo de exportación de SST ($< 1 \text{ ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) de bosques tropicales no perturbados (Bruijnzeel 2004) ubicados en cuencas muy pequeñas ($< 50 \text{ ha}$). El BMM y BMS se

destacaron por reportar las exportaciones más altas de NO_3^- (Tabla 4.4 y 4.5), atribuido principalmente a que son ecosistemas que producen mayores cantidades de materia orgánica comparada con el pastizal, provenientes de la caída de hojarasca y producción de raíces finas.

Indistintamente del tipo de vegetación, el patrón de exportaciones que prevaleció fue marcadamente dominado por el sílice y los bicarbonatos (Tabla 4.4 y 4.5). En este caso, la exportación de sílice representó el 39-41% de la exportación total anual en los sitios de bosques y el 33% en el sitio de pastizal, seguido por los bicarbonatos los cuales contribuyeron con el 18%, 22% y 30% de la exportación total en el BMM, BMS y PAS, respectivamente.

Por lo que la suma de las exportaciones de ambos representó por sitio del 60% al 63% de la exportación total de los solutos. De esta manera, la contribución derivada de los procesos naturales de intemperización de roca y liberación de minerales (sílice, bicarbonatos, sodio, calcio, entre otros) en las microcuencas, excedieron por mucho las contribuciones provenientes de otras fuentes. De acuerdo con Attiwill y Leeper (1987), esto es de esperarse debido a que los silicatos son minerales muy abundantes en nuestro planeta; constituyen cerca del 70% de los materiales de la Tierra, además de que son fácilmente liberados junto con el Ca^+ , Na^+ , K^+ y Mg^+ durante los procesos de intemperización de rocas.

La exportación de sílice en las microcuencas de bosques se compara bien con los datos de la cuenca experimental de bosque Bukit Tarek en Selangor, Malasia ($100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), cuyo tipo de suelo dominante es el Ultisol formado sobre un sustrato sedimentario compuesto principalmente por minerales de cuarzo y mica (Zulkifli *et al.*, 2006).

Tabla 4.4. Exportación estacional de solutos ($\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en ríos de microcuencas cubiertas por bosque mesófilo maduro, secundario y pastizal. Las cifras fueron redondeadas al entero o decimal más cercano.

Iones	Lluvias			"Nortes"			Secas		
	Q_{BMM}	Q_{BMS}	Q_{PAS}	Q_{BMM}	Q_{BMS}	Q_{PAS}	Q_{BMM}	Q_{BMS}	Q_{PAS}
<i>SST</i>	21	25	344	0.9	0.6	8	1.1	0.5	4
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	7	8	2.3	0.8	1.6	1.1	0.13	0.1	0.12
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	0.3	0.5	0.5	0.05	0.06	0.4	0.03	0.01	0.04
<i>PT</i>	0.4	0.3	0.8	0.02	0.02	0.1	0.00	0.00	0.00
$\text{PO}_4^{2-} - \text{P}$	0.2	0.1	<0.4	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00
HCO_3^-	42	68	542	6	9	95	2.5	3	26
Cl^-	26	34	86	2	3	11	1	0.3	3
$\text{SO}_4^{2-} - \text{S}$	19	25	46	1.5	2	7	0.6	0.2	2
Ca^{2+}	7	13	98	0.7	1.5	18	0.4	0.2	5
Na^+	8	10	61	0.9	1.3	12	0.4	0.1	3
K^+	4	5	27	0.4	0.5	4	0.2	0.1	1
Mg^{2+}	4	5	49	0.3	0.6	7	0.2	0.04	2
SiO_2	96	124	635	10	15	73	7	1.5	49

Si se comparan las exportaciones de Ca^+ , Mg^+ y K^+ anuales promedio del BMM con los datos provenientes de sitios de bosques tropicales reportados por Bruijnzeel (1990), Zulkifli (1990) en Malasia, Burghouts (1993) y Malmer (1993) en Sabah, Malasia, se observa que la exportación registrada de Ca^+ en el BMM ($8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; Tabla 4.4) y de Mg^+ ($4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) estuvieron muy cerca de los valores en todos los sitios tropicales (mediana = $7.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $4.85 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, respectivamente), mientras que la de K^+ ($5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) fue

aproximadamente de la mitad de la exportación registrada en los otros sitios de bosques (mediana = $11.2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). En relación a los nutrientes, Lewis *et al.* (1999) realizó una síntesis sobre las exportaciones de nitrógeno provenientes de 22 estudios en cuencas tropicales no perturbadas en América Latina (Lewis *et al.*, 1986; Lewis y Saunders 1989; Lesack 1993; McDowell y Asbury 1994; Lewis *et al.*, 1995; Newbold *et al.*, 1995; Williams *et al.*, 1997). La exportación promedio de amonio ($0.39 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) correspondiente a 11 de los 22 sitios, donde estuvo disponible esta información, coincide con la obtenida en el BMM ($0.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; Tabla 4.4), y es ligeramente más baja que la del BMS. La exportación promedio de nitratos que se reporta en los bosques conservados ($2.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) estuvo muy por debajo de la exportación obtenida en los bosques mesófilos investigados (8 y $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; BMM y BMS, respectivamente), e incluso más baja que la registrada en el PAS ($4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

De manera general, la tasa de exportación estacional y anual en el PAS estuvo favorecida por los altos volúmenes de flujos base observados ($140.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; valor promedio) comparados con los del BMM ($38.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) y BMS ($56.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Como se hizo mención en la Sección 3.5.2, la conformación y estructura del basamento geológico donde descansan las microcuencas determinó en gran medida los volúmenes de los caudales base observados en cada sitio.

Tabla 4.5. Valor promedio ponderado (*VPP*; kg l⁻¹) y exportación anual de solutos (kg ha⁻¹ año⁻¹) en ríos de microcuencas cubiertas por bosque mesófilo maduro, secundario y pastizal. Las cifras fueron redondeadas al entero más cercano.

iones	<i>VPP</i>	Q _{BMM}	<i>VPP</i>	Q _{BMS}	<i>VPP</i>	Q _{PAS}
<i>SST</i>	3.77	23	2.72	26	15.22	348
<i>NO₃⁻ - N</i>	1.34	8	1.14	10	0.18	4
<i>NH₄⁺ - N</i>	0.06	0.4	0.06	0.5	0.05	1.1
<i>PT</i>	0.07	0.5	0.03	0.3	0.04	0.9
<i>PO₄²⁻ - P</i>	0.03	0.2	0.01	0.1	0.01	0.4
<i>HCO₃</i>	8.34	50	9.17	81	30.79	667
<i>Cl⁻</i>	4.73	29	4.27	38	4.56	99
<i>SO₄²⁻ - S</i>	3.35	20	3.08	27	2.54	55
<i>Ca²⁺</i>	1.38	8	1.71	15	5.61	121
<i>Na⁺</i>	1.53	9	1.34	12	3.58	78
<i>K⁺</i>	0.83	5	0.63	6	1.46	32
<i>Mg²⁺</i>	0.67	4	0.70	6	2.67	58
<i>SiO₂</i>	18.68	113	16.54	145	34.53	747

4.5. Conclusiones

Se muestrearon mensualmente concentraciones de iones y material disuelto en tres ríos de microcuencas de origen volcánico cubiertas por bosque mesófilo de montaña maduro, secundario, y pastizal localizadas en la parte alta de la cuenca del río La Antigua (centro de Veracruz), durante el periodo agosto 2005- agosto 2006. El patrón hidroquímico general en los ríos estuvo fuertemente controlado por factores litológicos, geográficos y climáticos. El sílice fue el elemento más abundante en los ríos, asociado a procesos naturales de intemperización

de roca volcánica. Los patrones observados en las concentraciones de material particulado y disuelto en los ríos permitieron separar aquellos que guardan estrecha relación con el componente geológico de los asociados a la cubierta de vegetal y uso de suelo. El río del pastizal comparado con los bosques mostró altas concentraciones de iones y material disuelto asociado directamente a su origen y características litológicas. La composición química de los ríos de los bosques fue muy similar y sin diferencias significativas entre ellos. Las mayores diferencias en relación a la cubierta vegetal fueron marcadas a nivel estacional. El río del pastizal mostró las concentraciones más altas de SST comparado con los bosques por ser un tipo de vegetación más propensa a generar escurrimientos superficiales en respuesta a la precipitación, con lo cual se favorece la erosión y pérdida de suelo, en consecuencia los efectos más pronunciados fueron observados durante la época de lluvias. Los ríos de los bosques reportaron las concentraciones más altas de nutrientes, NO_3^- particularmente, atribuido a una mayor producción, reciclaje, conservación y disponibilidad de nutrientes asociado a una mayor biomasa vegetal comparado con el pastizal, en la cual los bosques acentuaron sus diferencias con este tipo de vegetación durante la época de "Nortes". Se observaron dos tipos de dominancia en los patrones de exportación de los solutos en relación a la variación de los caudales: 1) una mayor exportación de elementos ligados a procesos de intemperización durante condiciones de flujos base de los ríos (época de secas), mostrando estos elementos los procesos más pronunciados de dilución; y 2) una mayor exportación en función de la descarga en respuesta al régimen estacional de la precipitación en la región.

4.6. Referencias

- APHA, 1975, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, pp. 309 (New York: AWWA & WPCF).
- Attiwill, P.M., Leeper, G.W., 1987, Forest Soil and Nutrient Cycles. Melbourne University Press, 202 pp.
- Báez, A.P., Padilla, H., Cervantes, J., Pereyra, D., y Belmont, R., 1997, Rainwater chemistry at the eastern flanks of the Sierra Madre Oriental, Veracruz, Mexico. *Journal of Geophysical Research* 102, 23329-23336.
- Brouwer, L.C., 1996, Nutrient cycling in pristine and logged tropical rain forest: a study in Guyana. Guyana Series No. 1. Tropenbos, Georgetown, Guyana.
- Bruijnzeel, L.A., 1990, Hydrology of Moist Tropical Forests and Effects of Conversion: a State of Knowledge Review. UNESCO/IHP, Amsterdam.
- Bruijnzeel, L.A., 1991, Nutrient input-output budgets of tropical forest ecosystems: A review. *Journal of Tropical Ecology* 7, 1-24.
- Burghouts, Th.B.A, 1993, Spatial variability of nutrient cycling in Bornean rain forest. Ph.D. Thesis. Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Campos, A., 2008, Evaluación de la calidad del suelo. *En: Reporte Final del Proyecto "Análisis y modelación del efecto del uso del suelo sobre la calidad de agua de los ríos en la cuenca alta del río La Antigua (Veracruz-Puebla), pp. 34-37. Instituto de Ecología, A.C. - CONACyT, Xalapa, Ver., México.*
- Chakravart, Laha, y Roy (Eds), 1967, *Handbook of Methods of Applied Statistics, Volume I*, pp. 392-394 (EUA: John Wiley & Sons).
- Challenger, A. (Ed.), 1998, Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro, p. 847 (México: CONABIO- UNAM-Agrupación Sierra Madre, S.C.).
- Clayton, J.L., 1979, Nutrient supply to soil by rock weathering. *En Impact of intensive harvesting on forest nutrient cycling*, A.L. Leaf (Ed), 75-96 pp (New York: New York State University).
- CNA, 1998, Estudio de indicadores biológicos en el río Los Pescados, CNA-IMTA, México.
- CONABIO, 2000a, Programa de Regiones Hidrológicas Prioritarias. CONABIO, México.

- CONABIO, 2000b, Programa de Regiones Prioritarias Terrestres. CONABIO, México.
- Correll, D.L., Jordan, T.E., y Weller, D.E., 1999, Precipitation effects on sediment and associated nutrient discharges from Rhode River watersheds. *Journal of Environmental Quality* 28, 1897–1907.
- Davis, S.J., y R.J.M. De Wiest. (Eds.), 1971, Hidrogeología. (España: Ariel).
- Department of Irrigation and Drainage, 1989. Sungai Tekam Experimental Basin Final Report, July 1977 to June 1986. Water Resour. Publ. No. 20. Ministry of Agriculture Malaysia, Kuala Lumpur.
- Douglas, I., y Guyot, J.L., 2004, Erosion and sediment yield in the humid tropics. En: Forests, water and people in the humid tropics. M. Bonell y L.A. Bruijnzeel (Eds), pp. 407-421 (Cambridge, UK: Cambridge University Press).
- FAO, 1993, Forest Resources Assessment 1990. Tropical Countries. Forestry Paper 112.
- FAO, 2001, Global Forest resources Assessment 2000. Main report. FAO Forestry Paper 140.
- FAO-UNESCO, 1998, World Reference Base for Soil Resources. UNESCO, Paris, France.
- Fearnside, P.M., 1993, Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. *Ambio* 22, 537–545.
- Freeze R.A. y J.A. Cherry, 1979, Groundwater. Ed. Prentice Hall. Estados Unidos.
- García-Montiel, D.C., Neill, C., Melillo, J., Suzanne Thomas, S., Steudler, P.A., y Cerri, C.C., 2000, Soil phosphorus transformations following forest clearing for pasture in the Brazilian Amazon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1792–1804.
- Geissert, D., Dubrecq, D., Campos, A., y Meza, E. (Eds), 1994, Carta de paisajes geomorfoedafológicos de la región volcánica Cofre de Perote, Estado de Veracruz, México, Escala 1:75,000 (México: Instituto de Ecología, A.C.-ORSTOM-CONACYT).
- Horton, R. E., 1945, Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America* 56, 275–370.
- Horwitz, W., (Ed.), 1980, Official methods of analysis, pp. 1018 (Washington D.C.: Association of Official Analytical Chemist).

- Hyer, K.E., Hornberger, G.M., y Herman, J.S., 2001, Processes controlling the episodic streamwater transport of atrazine and other agrichemicals in an agricultural watershed. *Journal of Hydrology* 254, 47–66.
- Inamdar, S.P., O’Leary, N.O., Mitchell, M.J., y Riley, J.T., 2006, The impact of storm events on solute exports from a glaciated forested watershed in western New York, USA. *Hydrological Processes* 20, 3423–3429.
- INPE, 2000, Monitoramento da floresta Amazônica Brasileira por satélite, 1998–1999. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, Brazil.
- Lai, F.S., 1992, Sediment and solute yields from logged, steep upland catchments in Peninsular Malaysia. Ph.D. Thesis. University of Manchester, UK.
- Lesack, L.F.W., 1993, Export of nutrient and major ionic solutes from a rain forest catchment in the central Amazonian Basin. *Water Resources Research* 29 (3), 743–758.
- Lewis, W.M. Jr., Saunders, J.F. III, Levine, S.N., y Weibezahn, F.H., 1986, Organic carbon in the Caura River, Venezuela. *Limnology and Oceanography* 31, 653–656.
- Lewis, W.M. Jr., y Saunders, J.F. III, 1989, Concentration and transport of dissolved and suspended substances in the Orinoco River. *Biogeochemistry* 7, 203–240.
- Lewis, W.M. Jr., Hamilton, S.R., y Saunders, J.F. III, 1995, Rivers of Northern South America. *En: Ecosystems of the World: Rivers*, C. Cushing y K. Cummins (Eds), pp 219–256. (Dordrecht, The Netherlands: Elsevier).
- Lewis, JR.W.M., Melack, J.M., McDowell, W.H., McClain, M., y Richey, J.E., 1999, Nitrogen yields from undisturbed watersheds in the Americas. *Biogeochemistry* 46, 149-162.
- Locher, B., 2007, Nutrient and water fluxes in a shaded coffee plantation and a cloud forest in Central Veracruz, Mexico. MSc. Thesis. Geographisches Institut der Universität Bern, Switzerland.
- Maass, J.M., 2003, Principios generales sobre manejo de ecosistemas. *En: Conservación de Ecosistemas Templados de Montaña en México*, O. Sánchez, E., Vega-Peña, E., Peters y O. Monroy-Vilchis (Eds), pp 117-136 (México: INE-U.S. Fish & Wildfire Service-Ford Foundation).
- Malmer, A., 1993. Dynamic of hydrology and nutrient losses as response to establishment of forest plantation—a case study on tropical rainforest land in Sabah, Malaysia. Ph.D. Thesis. Swedish University of Agricultural Science, Sweden.

- Malmer, A., 1996a, Hydrological effects and nutrient losses of forest plantation establishment on tropical rainforest land in Sabah, Malaysia. *Journal of Hydrology* 174, 129–148.
- Malmer, A., 1996b, Phosphorous loading to tropical rain forest streams after clear-felling and burning in Sabah, Malaysia. *Water Resources Research* 32 (7), 2213–2220.
- Malmer, A., y Grip, H., 1994, Converting tropical rainforest to forest plantation in Sabah Malaysia. II. Effects on nutrient dynamics and net losses in streamwater. *Hydrological Processes* 8, 195–209.
- Manson, R., 2007. Efectos del uso del suelo sobre la provisión de servicios ambientales hidrológicos: monitoreo del impacto del PSAH. Reporte técnico final. INE-Instituto de Ecología, A.C.
- Masera, O.R., Ordóñez, M.J., y Dirzo, R., 1997, Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long term scenarios. *Climatic Change* 35, 265–295.
- Matthews, Payne, E.R., Rohweder, M., y Murray S., 2000, Pilot analysis of global ecosystems: forest ecosystems. World Resources Institute, Washington, DC, USA.
- McDonnell, J., Owens, I.F., y Stewart, M.K., 1991, A case study of shallow flow paths in a steep zero-order basin. *Water Resources Bulletin* 27, 679–685.
- McDowell, W.H., y Asbury, C.E., 1994, Export of carbon, nitrogen, and major ions from three tropical montane watersheds. *Limnology and Oceanography* 39, 111-125.
- Mckillop, W. B., y Harrison, A. D., 1980, Hydrobiological studies of eastern Lesser Antillean islands. V. St. Lucia: freshwater habitats, water chemistry and distribution of freshwater molluscs. *Archiv fur Hydrobiologie* 57, 251-290.
- McHale, M.R., McDonnell, J.J., Mitchell, M.J., y Cirimo, C.P., 2002, A field based study of soil and groundwater nitrate release in an Adirondack forested watershed. *Water Resources Research* 38, 1031–1046.
- Muñoz-Villers, L.E., y López-Blanco, J., 2007, Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing* 29(1):71-93.
- Nagorski, S.A., Moore, J.N., McKinnon, T.E., y Smith, D.B., 2003, Geochemical response to variable streamflow conditions in contaminated and uncontaminated streams. *Water Resources Research* 39, 1044, doi: 10.1029/2001WR001247.
- Neill, C., Deegan, L. A., Thomas, S. M., y Cerri, C.C., 2001, Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications* 11, 1817–1828.

- Neri Flores, I., Jacobo, M. A., y Martínez, H., 2005, Evolución de la calidad del agua en el acuífero costero de Veracruz. V Congreso Nacional de Aguas Subterráneas, Hermosillo, Sonora.
- Newbold, J.D., Sweeney, B., Jackson, J., y Kaplan, L., 1995, Concentrations and export of solutes from six mountain streams in northwestern Costa Rica. *J. North American Benthological Society* 14, 21–37
- Nunes, M.L., Da Silva, F., y De Almeida, S.F.P., 2003, Assessment of water quality in the Caima and Mau river basins (Portugal) using geochemical and biological indices. *Water, Air, and Soil Pollution* 149, 227-250.
- Ocampo, C.J., Oldham, C.E., Sivapalan, M., y Turner, J.V., 2006, Hydrological versus biogeochemical controls on catchment nitrate export: a test of the flushing mechanism. *Hydrological Processes* 20, 4269-4286.
- Owens, L.B., Edwards, W.M., y Van Keuren, R.W., 1983, Surface runoff water quality comparisons between unimproved pasture and woodland. *Journal of Environmental Quality* 12, 518–522.
- Oyarzún, C.E., Godoy, R., De Schrijver, A., Staelens, J., y Lust, N., 2004, Water chemistry and nutrient budgets in an undisturbed evergreen rainforest of southern Chile. *Biogeochemistry* 71, 107-123.
- Pringle, C. M., 1991, Geothermally modified waters surface at La Selva biological station, Costa Rica: Volcanic processes introduce chemical discontinuities into lowland tropical streams. *Biotropica* 23, 523- 529.
- Ramos-Escobedo, M. G., 1998, Caracterización, comparación fisicoquímica y biológica de ríos en cuencas con selva alta perennifolia y potrero, en la región de Los Tuxtlas, Ver. Tesis de maestría, Posgrado en ecología y manejo de recursos naturales, Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Ver.
- Ramos-Escobedo, M.G., y Vázquez, G., 2001, Major ions, nutrients and primary productivity in volcanic neotropical streams draining rainforest and pasture catchments at Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. *Hydrobiologia* 445, 67-76.
- Richey, J. E., Wilhelm, S. R., McClain, M. E., Victoria, R. L., Melack, J. M., y Araujo Lima, C., 1997, Organic matter and nutrient dynamics in river corridors of the Amazon Basin and their response to anthropogenic change. *Ciência e Cultura* 49, 98–110.
- Rossignol, J. P., Geissert, D., Campos, A., y Kilian, J., 1987, Carta de Unidades Morfoedafológicas del área Xalapa-Coatepec. Esc. 1:75,000. ORSTOM-INIREB-CIRAD.

- Rzedowsky, J. (Ed.), 1978, Vegetación de México, pp. 315–326 (México: Limusa).
- Saldaña, F.P., López, L.R., Sandoval, M.J.C., y Salcedo, S.E., 1998. Informe final: Estudio de indicadores biológicos en el río Los Pescados, Veracruz. IMTA-CNA, México. 78 pp.
- Salmon, C.D., Walter, M.T., Hedin, L.O., y Brown, M.G., 2001, Hydrological controls on chemical export from an undisturbed old-growth Chilean forest. *Journal of Hydrology* 253, 69-80.
- Saunders, T.J., McClain, M.E., y Llerena, C.A., 2006, The biogeochemistry of dissolved nitrogen, phosphorus, and organic carbon along terrestrial-aquatic flowpaths of a montane headwater catchment in the Peruvian Amazon. *Hydrological Processes* 20, 2549-2562.
- Thomas, S.M., Neill, C., Deegan, L.A., Krusche, A.V., Ballester, V.M., y Victoria, R.L., 2004, Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. *Biogeochemistry* 68, 135-151.
- Tobón, C., Sevink, J., y Verstraten, J.M., 2004, Litterflow chemistry and nutrient uptake from the forest floor in northwest Amazonian forest ecosystems. *Biogeochemistry* 69, 315-339.
- Vázquez, G., y Ramos-Escobedo, M.G., 2008, Evaluación de la calidad del agua. *En: Reporte Final del Proyecto “Análisis y modelación del efecto del uso del suelo sobre la calidad de agua de los ríos en la cuenca alta del río La Antigua (Veracruz-Puebla), pp 38-41. Instituto de Ecología, A.C. - CONACyT, Xalapa, Ver., México.*
- Williams-Linera, G., 1992, Ecología del paisaje y el bosque mesófilo de montaña en el centro de Veracruz. *Ciencia y Desarrollo* 105, 132–138.
- Williams, M.R., y Melack, J.M., 1997, Solute export from forested and partially deforested catchments in the central Amazon. *Biogeochemistry* 38, 67– 102.
- Williams, M.R., Fisher, T.R., y Melack, J.M., 1997, Solute dynamics in soil water and groundwater in a central Amazon catchment undergoing deforestation. *Biogeochemistry* 38, 303–335.
- Zulkifli Y., 1990, Effects of logging on streamwater quality and input-output budgets in small watersheds in Peninsular Malaysia. M.Sc. Thesis. University Pertanian Malaysia.
- Zulkifli Y., Douglas, I., y Nik, A.R., 2006, Export of dissolved and undissolved nutrients from forested catchments in Peninsular Malaysia. *Forest Ecology and Management* 224, 26-44.

Conclusiones generales

La cuenca alta del río La Antigua (centro de Veracruz) cubre una superficie de 1,325 km². El proceso de cambio más importante de uso de suelo que reportó esta región durante el periodo de estudio comprendido de 1990 a 2003, fue la deforestación del bosque mesófilo de montaña, con una pérdida total equivalente al 11% de la superficie que ocupa la cuenca alta, para su sustitución por áreas agrícolas y ganaderas. Este proceso de transformación estuvo localizado particularmente en la pequeña propiedad privada y terrenos ejidales guiado por tres razones socioeconómicas principales: 1) satisfacer una demanda alimenticia (siembra de maíz, haba, frijol, papa, y cría de ganado de pastoreo), 2) extraer madera de los bosques como combustible, y 3) establecer actividades productivas con fines comerciales. Se observa que este patrón de cambio de uso de suelo coincidió con un proceso de transformación del uso de la tierra mucho mayor que se venía extendiendo en prácticamente todas las regiones tropicales húmedas de México. Entre los años 2000 y 2005, México experimentó una de las más grandes pérdidas de bosques conservados de acuerdo con los reportes generados por FAO, y lo ubicó dentro de los cinco países con mayores niveles de deforestación. Esto colocó a México en la mira internacional, además de despertar en la población mexicana una preocupación general lo que activó la creación de diferentes programas de orden público. Uno de los programas más

conocidos es quizá el de pago por servicios ambientales (PSA), el cual se puso en marcha por primera vez en México en el municipio de Coatepec en el año 2002. Esto surgió como una iniciativa por parte de la sociedad civil, Ayuntamiento de Coatepec, Ver., el gobierno del estado de Veracruz y la CONAFOR, con el objeto de conservar las superficies ocupadas por los bosques mesófilos en las partes altas de la montaña, debido a su importancia en la producción regular de agua de buena calidad lo cual beneficia el crecimiento económico y bienestar humano de las poblaciones ubicadas en las partes bajas. En ese mismo año, el gobierno federal decidió dirigir este programa a propietarios privados y ejidos dueños de áreas de bosques y selvas en un buen estado de conservación y sin uso comercial en ciertas áreas elegidas en el país como prioritarias en términos de su provisión de servicios ambientales hidrológicos, con el propósito de protegerlas y evitar así su deforestación y reemplazo por otros usos de suelo.

El conocimiento científico en cuanto a la relación bosque y agua, así como los efectos hidrológicos que trae consigo el disturbio y sustitución de cubiertas boscosas por pastizal en cabeceras de cuenca, se encuentra poco documentado. A continuación se presentan las conclusiones más importantes de este trabajo de investigación realizado en cuencas cubiertas por bosque mesófilo (maduro y secundario) y pastizal ubicadas en la parte alta de la cuenca del río La Antigua, Ver. (vertiente oriental del sistema volcánico Cofre de Perote):

- La perturbación del bosque mesófilo y su cambio por pastizal en microcuencas sí generó mayores escurrimientos superficiales en respuesta a la precipitación. Esto es debido a una mayor capacidad de intercepción de agua del dosel e infiltración del agua en el suelo por

parte del bosque maduro. Sin embargo, el patrón de precipitación de la región, caracterizado por eventos de lluvia con bajas entradas de agua por unidad de tiempo, en combinación con suelos muy porosos de origen volcánico, produjeron escurrimientos superficiales en sí bajos en el bosque secundario y pastizal.

- Debido a un mayor escurrimiento superficial y una menor protección del suelo en el pastizal, este uso de suelo produjo un mayor arrastre de materia particulada del suelo. Por consiguiente reportó los mayores ingresos de sedimentos y concentraciones de sólidos suspendidos en el agua del río comparado con los bosques, lo que conlleva a través del tiempo a un progresivo deterioro tanto de la cubierta vegetal como de la calidad del agua de su afluente.

- El pastizal reportó la más baja capacidad de infiltración de agua en el suelo, sin embargo esto no condujo a una disminución mayor de los volúmenes de los caudales en el río durante la época de secas, sino a volúmenes similares e incluso ligeramente mayores que al de los bosques, lo cual se contradice con el planteamiento formulado al inicio de esta investigación en torno a este aspecto. Estos resultados se debieron principalmente a: 1) el pastizal reporta un menor consumo de agua (evapotranspiración) comparado con los bosques, particularmente durante la época de secas, 2) los suelos del pastizal se encontraron en un buen estado de conservación (poca degradación), por lo cual sus propiedades hidrofísicas están poco alteradas, y 3) el pastizal presentó un origen litológico distinto a los sitios de bosques, de forma que su sustrato parental es poco permeable, y formador de suelos de tipo arcilloso con lo cual se favorece la permanencia del agua en el

suelo por más tiempo. Sin embargo, esta situación pudiere verse modificada, al ser el pastizal una cubierta vegetal más vulnerable al deterioro causado por procesos naturales y antrópicos, lo cual podría conducir a efectos negativos en el sostenimiento de sus flujos de agua durante la época de secas en el largo plazo. Así bien, un tema de investigación que se abre a futuro sería conocer los efectos hidrológicos de la sustitución de un bosque mesófilo por una cubierta de pastizal con suelos degradados. Algunas preguntas de interés a formular son ¿serán los impactos en la capacidad de infiltración y retención de agua en estos suelos cubiertos por pastizal lo suficientemente fuertes como para provocar durante la época de secas un descenso de los volúmenes de caudal en los ríos mayor al de los bosques a nivel de microcuenca? ¿Cuál sería esta vez la magnitud del escurrimiento generado por la precipitación, y los efectos de esto en la calidad de agua de los ríos?.

- El disturbio del bosque mesófilo modifica el funcionamiento ecohidrológico original del bosque. El crecimiento natural de la vegetación por un lapso de 19 años mostró que el bosque en regeneración fue capaz de recuperar su comportamiento hidrológico y producir flujos de agua de buena calidad muy similares a los de la condición de bosque conservada. Esto indica que es posible recuperar la funcionalidad hidrológica del bosque en un plazo relativamente corto, lo cual es muy importante ya que al protegerse cubiertas vegetales en estado de regeneración no sólo se estaría asegurando un reestablecimiento de las funciones hidrológicas sino la de un mayor número de procesos funcionales ecológicos en su conjunto, con lo cual estas áreas incrementarían por sí solas su valor ecosistémico, así como los servicios ambientales que nos pudiesen brindar.

Los resultados muestran que la presencia del bosque mesófilo en cuencas localizadas en la parte alta de la cuenca del río La Antigua, influye en forma favorable en la producción y mantenimiento de agua de buena calidad en el corto y largo plazo; lo cual se traduce en un producto confiable que se entrega aguas abajo en beneficio de los pobladores. El bosque mesófilo brinda importantes servicios ambientales más allá de los hidrológicos, de forma que su valor debe ser visto desde una perspectiva más holística, y estar expresado en términos de los muchos otros beneficios que nos ofrece como proteger el suelo contra deslizamientos, disminuir las inundaciones y la sedimentación en las partes bajas, conservar la diversidad biológica y genética, ser un potencial reservorio para el secuestro de carbono, belleza escénica, entre otros.

ANEXO A

Bosque mesófilo maduro: estrato arbustivo y arbóreo

Nombre	Altura (m)	Ind/m ²	DR (%)	DmR (%)	IVI (%)
<i>Alchornea latifolia</i>	4.3	0.01	2.86	0.91	3.77
<i>Calyptanthes schlechtendaliana</i>	13.5	0.01	2.86	9.05	11.91
<i>Cestrum elegans</i>	4.5	0.02	5.71	0.87	6.59
<i>Clethra macrophylla</i>	15.5	0.01	3.81	29.77	33.58
<i>Dicksonia sellowiana</i>	3.2	0.01	3.81	8.35	12.16
<i>Hypolepis</i> sp.	4	0.02	5.71	0.25	5.96
<i>Icacorea compressa</i>	10.7	0.01	2.86	6.06	8.92
<i>Miconia chrysonaura</i>	2.5	0.02	6.67	0.20	6.87
<i>Miconia glaberrima</i>	3.3	0.10	28.57	4.14	32.71
<i>Ocotea psychotrioides</i>	25	0.00	0.95	12.40	13.35
<i>Oreopanax xalapensis</i>	15	0.00	0.95	13.45	14.40
<i>Osmanthus americana</i>	2.5	0.00	0.95	0.11	1.06
<i>Parathesis melanosticta</i>	2.7	0.06	18.10	2.24	20.34
<i>Prunus tetradenia</i>	10	0.00	0.95	0.02	0.97
<i>Quercus corrugata</i>	2.2	0.01	2.86	0.09	2.94
<i>Quercus ocoteifolia</i>	5.7	0.02	6.67	7.24	13.90
<i>Rhamnus longistyla</i>	3	0.00	0.95	0.07	1.02
<i>Rubus</i> sp.	5	0.00	0.95	0.09	1.04
<i>Solanum nigricans</i>	3.5	0.00	1.90	0.17	2.08

<i>Trichilia hirta</i>	3	0.00	0.95	0.36	1.31
<i>Zanthoxylum melanostictum</i>	15	0.00	0.95	4.17	5.12

Bosque mesófilo maduro: estrato herbáceo

Nombre	Altura (m)	Ind/m ²	DR (%)	IVI (%)
<i>Alchornea latifolia</i>	1.2	0.33	2.55	42.55
<i>Arachniodes denticulata</i>	0.4	0.28	2.13	12.77
<i>Blechnum falciforme</i>	0.4	0.17	1.28	2.13
<i>Calyptranthes schlechtendaliana</i>	0.1	5.56	42.55	7.66
<i>Casearia corymbosa</i>	0.4	0.06	0.43	6.38
<i>Cestrum elegans</i>	0.4	0.56	4.26	4.26
<i>Cinnamomum effusum</i>	1.0	0.06	0.43	2.13
<i>Dicksonia sellowiana</i>	1.5	0.22	1.70	3.40
<i>Diplazium sp.</i>	0.6	0.22	1.70	4.26
<i>Elaphoglossum sp.</i>	0.2	0.06	0.43	2.55
<i>Fuchsia microphylla</i>	0.4	0.28	2.13	2.13
<i>Hoffmannia excelsa</i>	1.0	1.67	12.77	1.70
<i>Lasiacis nigra</i>	0.2	0.06	0.43	1.70
<i>Maianthemum paniculatu</i>	0.6	0.17	1.28	1.28
<i>Miconia chrysonoura</i>	1.2	0.06	0.43	1.28
<i>Miconia glaberrima</i>	0.8	0.06	0.43	0.43

<i>Parathesis melanosticta</i>	0.5	0.28	2.13	0.43
<i>Peperomia blanda</i>	0.1	0.83	6.38	0.43
<i>Podocarpus matudae</i>	0.4	0.06	0.43	0.43
<i>Quercus corrugata</i>	0.1	0.06	0.43	0.43
<i>Quercus ocoteifolia</i>	0.2	0.44	3.40	0.43
<i>Rhynchospora aristata</i>	0.8	0.56	4.26	0.43
<i>Roldana lanicaulis</i>	0.1	1.00	7.66	0.43
<i>Smilax sp.</i>	0.3	0.06	0.43	0.43

Bosque mesófilo secundario: Estrato arbustivo y arbóreo

Nombre	Altura (m)	Ind/m ²	DR (%)	DmR (%)	IVI (%)
<i>Miconia glaberrima</i>	2.6	0.11	29.46	13.12	42.58
<i>Prunus tetradenia</i>	8.2	0.02	7.14	22.64	29.79
<i>Alnus jorullensis</i>	24.7	0.02	6.25	20.67	26.92
<i>Quercus corrugata</i>	11.2	0.01	3.57	17.34	20.91
<i>Clethra macrophylla</i>	7.5	0.06	16.07	4.58	20.65
<i>Solanum nigricans</i>	7.7	0.03	8.04	5.91	13.95
<i>Quercus ocoteifolia</i>	25.0	0.00	0.89	10.62	11.52
<i>Parathesis melanosticta</i>	1.4	0.02	6.25	2.25	8.50
<i>Alchornea latifolia</i>	3.4	0.02	7.14	1.09	8.23
<i>Eupatorium sp.</i>	4.0	0.01	3.57	0.94	4.52

<i>Roldana lanicaulis</i>	1.0	0.01	3.57	0.00	3.57
<i>Cestrum elegans</i>	0.6	0.01	2.68	0.00	2.68
<i>Fuchsia microphylla</i>	1.6	0.00	1.79	0.08	1.87
<i>Sambucus canadensis</i>	8.0	0.00	0.89	0.51	1.41
<i>Turpinia occidentalis</i>	4.0	0.00	0.89	0.16	1.05
<i>Rubus</i> sp.	5.0	0.00	0.89	0.05	0.94
<i>Hypolepis</i> sp.	4.0	0.00	0.89	0.03	0.93

Bosque mesófilo secundario: Estrato herbáceo

Nombre	Altura (m)	Ind/m ²	DR (%)	IVI (%)
<i>Arachniodes denticulata</i>	0.8	0.16	0.74	41.04
<i>Ageratina ligustrina</i>	0.5	9.16	41.04	9.32
<i>Alchemilla pectinata</i>	0.1	1.66	7.46	7.46
<i>Peperomia blanda</i>	0.1	0.83	3.73	7.46
<i>Viola jalapensis</i>	0.5	0.83	3.73	7.09
<i>Dichantherium laxiflorum</i>	0.1	2.08	9.32	4.85
<i>Pilea acuminata</i>	0.2	0.58	2.61	4.10
<i>Rhynchospora aristata</i>	0.1	1.58	7.09	3.73
<i>Maianthemum paniculatum</i>	0.2	0.25	1.11	3.73
<i>Lantana camara</i>	0.2	0.08	0.37	3.73
<i>Roldana lanicaulis</i>	1.2	1.08	4.85	2.61

<i>Fuchsia microphylla</i>	0.2	1.66	7.46	1.11
<i>Solanum nigricans</i>	1.0	0.91	4.10	1.11
<i>Rubus</i> sp.	0.1	0.83	3.73	0.74
<i>Miconia glaberrima</i>	1.0	0.25	1.11	0.74
<i>Melothria pendula</i>	0.1	0.16	0.74	0.37
<i>Smilax</i> sp.	0.3	0.08	0.37	0.37
<i>Quercus corrugata</i>	0.8	0.08	0.37	0.37

Pastizal: estrato herbáceo

Nombre	Altura (m)	Ind/m ²	DR (%)	IVI (%)
<i>Paspalum notatum</i>	0.2	111.67	72.32	72.32
<i>Hyptis atrorubens</i>	0.1	9.92	6.42	6.42
<i>Elephantopus mollis</i>	0.2	5.42	3.51	3.51
<i>Rynchospora radicans</i>	0.3	5.00	3.24	3.24
<i>Dichondra sericea</i>	0.1	5.00	3.24	3.24
<i>Desmodium adscendens</i>	0.1	2.67	1.73	1.73
<i>Bidens pilosa</i>	0.5	2.50	1.62	1.62
<i>Cuphea cartagenensis</i>	0.2	1.75	1.13	1.13
<i>Eupatorium pycnocephalum</i>	0.4	1.25	0.81	0.81
<i>Cyperus sesleroides</i>	0.1	1.00	0.65	0.65

<i>Crusea hispida</i>	0.4	1.00	0.65	0.65
<i>Sida rhombifolia</i>	0.3	0.83	0.54	0.54
<i>Desmodium cinereum</i>	0.3	0.75	0.49	0.49
<i>Panicum acuminatum</i>	0.1	0.67	0.43	0.43
<i>Conostegia xalapensis</i>	0.5	0.67	0.43	0.43
<i>Psidium guajava</i>	0.2	0.50	0.32	0.32
<i>Fimbristylis dichotoma</i>	0.4	0.42	0.27	0.27
<i>Hypericum sp.</i>	0.3	0.42	0.27	0.27
<i>Selaginella sp.</i>	0.1	0.42	0.27	0.27
<i>Lopezia hirsuta</i>	0.6	0.42	0.27	0.27
<i>Prunella vulgaris</i>	0.3	0.33	0.22	0.22
<i>Acacia pennatula</i>	0.4	0.33	0.22	0.22
<i>Setaria geniculata</i>	0.2	0.25	0.16	0.16
<i>Vismia mexicana</i>	0.4	0.17	0.11	0.11
<i>Lantana camara</i>	0.4	0.17	0.11	0.11
<i>Erechites valerianifolia</i>	0.5	0.17	0.11	0.11
<i>Crusea sp.</i>	0.1	0.17	0.11	0.11
<i>Conyza bonariensis</i>	0.4	0.08	0.05	0.05
<i>Crotalaria sagittalis</i>	0.1	0.08	0.05	0.05
<i>Rubus sp.</i>	0.5	0.08	0.05	0.05
<i>Arthrostemma ciliatum</i>	0.4	0.08	0.05	0.05

<i>Paspalum variable</i>	0.4	0.08	0.05	0.05
<i>Melothria pendula</i>	0.3	0.08	0.05	0.05
<i>Coccocypselum hirsutum</i>	0.2	0.08	0.05	0.05

ANEXO B

LISTADO FLORISTICO

PTERIDOPHYTAS

BLECHNACEAE

Blechnum falciforme (Liebm.) C. Chr.

DENNSTAEDTIACEAE

Hypolepis nigrescens Hook.

Hypolepis sp.

DICKSONIACEAE

Dicksonia sellowiana Hook.

DRYOPTERIDACEAE

Arachniodes denticulada (Sw.) Ching

LOMARIOPSIDACEAE

Elaphoglossum sp.

SELAGINELLACEAE

Selaginella sp.

WOODSIACEAE

Diplazium sp.

MONOCOTILEDONEAS

CONVALLARIACEAE

Maianthemum paniculatum (M. Martens & Galeotti) LaFrankie

CYPERACEAE

Rhynchospora aristata Boeck.

Rhynchospora macrochaeta Steud. ex Boeck.

Rhynchospora radicans (Schlectend. & Cham.) Pfeiffer

Cyperus seslerioides Kunth

Fimbristylis dichotoma (L.) Vahl

POACEAE

Lasiacis nigra Davidse
Dichantherium laxiflorum (Lam.) Gould
Paspalum notatum Flüggé
Panicum acuminatum Sw.
Setaria geniculata P. Beauv.
Paspalum variabile (E. Fourn.) Nash

DICOTILEDONEAS

ARALIACEAE

Oreopanax xalapensis (Kunth) Decne. & Planch.

ASTERACEAE

Ageratina ligustrina (DC.) R.M. King & H. Rob.
Bidens pilosa L.
Conyza bonariensis (L.) Cronquist
Elephantopus mollis Kunth
Erechtites valerianifolius (Link ex Spreng.) DC.
Eupatorium pycnocephalum Less
Eupatorium sp.
Roldana lanicaulis (Greenm.) H. Rob. & Brettell

BETULACEAE

Alnus jorullensis Kunth

CAPRIFOLIACEAE

Sambucus canadensis L.

CLETHRACEAE

Clethra macrophylla M. Martens & Galeotti

CLUSIACEAE

Hypericum sp.
Vismia mexicana Schldtl.

CONVOLVULACEAE

Dichondra sericea Sw

CUCURBITACEAE

Melothria pendula L.

EUPHORBIACEAE

Alchornea latifolia Sw.

FABACEAE

Desmodium adscendens (Sw.) DC.

Desmodium cinereum (Kunth) DC.

Crotalaria sagittalis L.

FAGACEAE

Quercus ocoteifolia A. Camus

Quercus corrugata Hook

FLACOURTIACEAE

Casearia corymbosa Kunth

LAURACEAE

Cinnamomum effusum (Meisn.) Kosterm

Ocotea psychotrioides Kunth

LAMIACEAE

Hyptis atrorubens Poit

Prunella vulgaris L.

LYTHRACEAE

Cuphea carthagenensis (Jacq.) J.F. Macbr.

MALVACEAE

Sida rhombifolia L.

MELASTOMATACEAE

Arthrostemma ciliatum Pav. Ex D. Don
Conostegia xalapensis (Bonpl.) D. Don ex DC.
Miconia chrysonaura Triana
Miconia glaberrima (Schltdl.) Naudin

MELIACEAE

Trichilia hirta L.

MYRSINACEAE

Icacorea compressa (Kunth) Standl.
Parathesis melanosticta (Schltr.) Hemsley

MYRTACEAE

Calyptranthes schlechtendaliana O. Berg.
Psidium guajava L.

OLEACEAE

Osmanthus americana (L.) Benth. & Hook.

ONAGRACEAE

Fuchsia microphylla Kunth
Lopezia hirsuta Jacq.

PIPERACEAE

Peperomia blanda (Jacq.) Kunth

PODOCARPACEAE

Podocarpus matudae Lundell

RHAMNACEAE

Rhamnus longistyla C.B. Wolf

ROSACEAE

Alchemilla pectinata Kunth
Prunus tetradenia Koehne
Rubus sp.

RUBIACEAE

Coccocypselum hirsutum Bartl. ex DC.
Crusea hispida (Mill.) B.L. Rob.
Crusea sp.
Hoffmannia excelsa (Kunth) K. Schum.

RUTACEAE

Zanthoxylum melanostictum Schltdl. & Cham.

SMILACACEAE

Smilax sp.

SOLANACEAE

Cestrum elegans (Brongn.) Schltdl.
Solanum nigricans M. Martens & Galeotti

STAPHYLEACEAE

Turpinia occidentalis (Swartz) G. Don.

URTICACEAE

Pilea acuminata Liebm.

VERBENACEAE

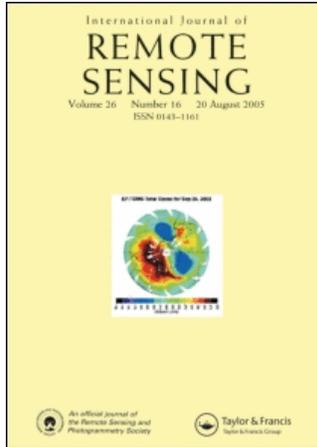
Lantana camara L.

VIOLACEAE

Viola jalapaensis Becker

ANEXO C

This article was downloaded by:[Muñoz-Villers, L. E.]
On: 13 December 2007
Access Details: [subscription number 788323355]
Publisher: Taylor & Francis
Informa Ltd Registered in England and Wales Registered Number: 1072954
Registered office: Mortimer House, 37-41 Mortimer Street, London W1T 3JH, UK



International Journal of Remote Sensing

Publication details, including instructions for authors and subscription information:
<http://www.informaworld.com/smpp/title~content=t713722504>

Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico

L. E. Muñoz-Villers ^a; J. López-Blanco ^b

^a Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Biological Science Graduate Program, 91000 Xalapa, Veracruz, Mexico

^b Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510 Mexico D.F

First Published on: 25 October 2007

To cite this Article: Muñoz-Villers, L. E. and López-Blanco, J. (2007) 'Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico', International Journal of Remote Sensing, 29:1, 71 - 93
To link to this article: DOI: 10.1080/01431160701280967
URL: <http://dx.doi.org/10.1080/01431160701280967>

PLEASE SCROLL DOWN FOR ARTICLE

Full terms and conditions of use: <http://www.informaworld.com/terms-and-conditions-of-access.pdf>

This article maybe used for research, teaching and private study purposes. Any substantial or systematic reproduction, re-distribution, re-selling, loan or sub-licensing, systematic supply or distribution in any form to anyone is expressly forbidden.

The publisher does not give any warranty express or implied or make any representation that the contents will be complete or accurate or up to date. The accuracy of any instructions, formulae and drug doses should be independently verified with primary sources. The publisher shall not be liable for any loss, actions, claims, proceedings, demand or costs or damages whatsoever or howsoever caused arising directly or indirectly in connection with or arising out of the use of this material.

Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico

L. E. MUÑOZ-VILLERS*† and J. LÓPEZ-BLANCO‡

†Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Biological Science Graduate Program, 09340 Mexico D.F. and Instituto de Ecología, A.C., Apdo. Postal 63, 91000 Xalapa, Veracruz, Mexico

‡Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510 Mexico D.F.

(Received 21 February 2006; in final form 7 February 2007)

Land use/cover (LUC) and changes between 1990 and 2003 in a tropical mountainous watershed were analysed with Landsat TM images using a GIS-RS approach. The La Antigua River upper catchment is a 1325 km², biodiverse hydrological region in central Veracruz, Mexico. A large set of training pixels was used to optimize the representation of environmental heterogeneity. Classification accuracy was assessed with spectral and field-checked error matrices. Overall classification accuracy for the 1990 (78.2%) and 2003 (79.7%) images was satisfactory. Ancillary data (DEM) was incorporated to improve discrimination between LUC categories. The Landsat TM sensor proved sensitive enough to separate the different spectral patterns related to the LUC classes in this complex landscape. The time interval and scale selected are suitable for strategic planning purposes. Depletion of tropical montane cloud forest, and its conversion to pasture and agriculture, was by far the most important LUC change over the period of study.

1. Introduction

Land use/cover (LUC) classification is the most practical way to analyse land cover in the Remote Sensing (RS) field. This approach has been extensively used for over two decades (King 2002). Recently, interest has focused on developing new classification techniques (Xue-Hua *et al.* 2002), combining independent classification algorithms (Debeir *et al.* 2002) and testing different data sources, such as those representing geophysical or topographic features (Liu *et al.* 2003) in order to increase the accuracy of LUC classification.

The recent growing of interest in the classification of land cover for large areas has several different reasons: (1) the growing need for land cover information, (2) the low-cost of remotely sensed imagery (e.g., data from the Landsat sensor, or from the Terra Satellite's Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer, etc.), and (3) the application of the most recent advances of computer technology in the RS field. The combined use of Geographic Information Systems (GIS) and RS imagery is a powerful tool for land cover data generation, and for storing, measuring, modelling and analysing spatial data (Geneletti and Gorte 2003). This may be especially true

*Corresponding author. Email: lysette.munoz@inecol.edu.mx

for mountainous regions, which are often inaccessible and are not easily studied using traditional, field-intensive methods (Roberts *et al.* 2003, Cingolani *et al.* 2004).

Detection of land use/cover change (LUCC) using digital image processing techniques with multi-temporal satellite data has been one of the first and most critical applications of RS (Read and Lam 2002). There are two change detection-technique categories: (1) 'from to' change (i.e. image classification) and (2) binary change and non-change information (i.e. image differencing, image rationing, vegetation index differencing, fractals, etc.). LUCC analysis may give a comprehensive view of changes that have environmental and socioeconomic repercussions (Palacio-Prieto *et al.* 2000), and provide pertinent and specific information for sound policy and decision-making in land use planning strategies at the local and regional levels (Zeleeke and Hurni 2001).

The type and magnitude of LUCC is one of the most important indicators of whether development is balanced with the conservation of natural resources on global, regional and local scales (Velázquez *et al.* 2002).

Landscapes change constantly. In a natural environment, these changes are in a state of equilibrium and evolve slowly (Chansheng *et al.* 2000). However, in an ecosystem subject to anthropogenic stresses, the changes are accelerated and affect ecological functions and processes. This has largely resulted in desertification, deforestation, habitat fragmentation, the loss of biodiversity, and will eventually cause global warming (Fearnside 2001), as well as reduction in environmental services (Lambin *et al.* 2001, Peterson *et al.* 2001).

Mountain ecosystems tend to be important for biological diversity, particularly in the tropics and warmer temperate latitudes (UNEP-WCMC 2002). Similarly, mountainous forests protect steep slopes and soils from erosion, and especially in these sensitive ecological zones, land cover transformations may lead to soil and nutrient losses, and eventually decreased soil productivity (Zeleeke and Hurni 2001).

The vegetation cover of Mexico is one of the most biodiverse of the world (Toledo and Ordóñez 1993). The major richness of species is concentrated in the humid tropical regions of Mexico, particularly in the states of Chiapas and Veracruz (southern Mexico). These regions are the main centres of endemism in Mexico (Flores-Villela and Gerez 1988, Luna *et al.* 2001), and provide important environmental services (Aldrich *et al.* 2000). However, these high biodiversity areas have been subject to drastic and detrimental modification; during the 1980s, deforestation rates averaged $\sim 2\%$ per year, with certain areas having considerably higher rates (e.g. 4% in the Los Tuxtlas region of Veracruz; Masera *et al.* 1997).

During the last 30 years, more than 70% of the tropical montane cloud forest (TMCF) of central Veracruz (central-eastern Mexico) has been converted to crop fields and pasture (Rzedowski 1978, Williams-Linera 1992, Challenger 1998). Considering the high rate at which TMCF is disappearing (Bubb *et al.* 2004), a regional conservation and restoration effort is called for (Williams-Linera *et al.* 2002).

The La Antigua River (LAR) watershed (2326 km²; 0–4200 m a.s.l.) is located in central Veracruz, and has been declared by the National Commission of Biodiversity (CONABIO) as a region of high biodiversity and great hydrological importance (CONABIO 2000a, 2000b). The watershed plays an important role in the region supplying water to main urban centres, such as the capital of Veracruz (Xalapa), providing water for agricultural purposes, and supporting local fisheries and

recreational activities (CNA 1998). The humid tropical forest of the LAR upper catchment (1325 km²; 600–4200 m a.s.l.) is dominated by TMCF.

LUC mapping efforts in the LAR upper catchment have been limited to aerial photointerpretation at the level of individual municipalities (Luna 1997, Zárate 2001, Acosta 2002) and an area of 1.2 km² to the west of Xalapa (Williams-Linera *et al.* 2002). Therefore, to determine the current state of vegetation cover in the hydrologically important LAR upper catchment and changes therein, further work is needed. The present study aims to map the LUC distribution of the LAR upper catchment for the years 1990 and 2003, and to analyse LUCC during this period using a GIS-RS approach. The land cover data were generated using the interpretation and classification of Landsat satellite images, and a post-classification comparison was used to detect the LUC changes. The main objectives of the present study are to: (i) provide information about the land use cover in the LAR upper catchment, and (ii) to detect and quantify the major LUC changes from 1990 to 2003 and to link these to socio-economic processes and discuss their possible environmental impacts. The results of this study may help to improve ongoing and future conservation policies and land use planning programmes.

2. Study area: the LAR upper catchment

The 2635 km² watershed of La Antigua is an internal drainage basin located on the eastern Trans-Mexican Volcanic Belt (TMVB). It forms part of hydrological region number 28 (Papaloapan River Basin) which, in turn, covers an area of approximately 57756 km² in the states of Oaxaca, Puebla and Veracruz. The LAR and its tributaries drain the central highlands and lowlands of the state of Veracruz, and flow in a south-easterly direction towards the Gulf of Mexico.



Figure 1. Location of the study area, the La Antigua River upper catchment in the states of Veracruz and Puebla, Mexico.

The study area, the LAR upper catchment, covers 1325 km² (figure 1). The geographical coordinates are: latitude 19°10'–19°34' N, longitude 96°50'–97°16' W. Its headwaters rise to a maximum elevation of 3500 m a.s.l. on the eastern and northern slopes of the Cofre de Perote and Pico de Orizaba volcanoes, respectively. Its main outlets are the Huitzilapan and Tlilapa Rivers, both of which originate on the northern slope of the Pico de Orizaba. The Sordo, Pixquiac, Pintores and Texolo Rivers, which flow down the eastern slope of the Cofre de Perote, are also outlets (figure 2). The topography of the study area shows a very distinct variation with elevation from around 600 (outflow) to 4200 m a.s.l. (Cofre de Perote volcano). The upper part of the landscape (2500–4200 m a.s.l.) is very dissected with steep slopes (20–45°). At lower altitudes, the slopes are gentle (3–10°) with volcanic piedmont and alluvial deposits.

A temperate, humid climate prevails throughout most of the catchment area. Mean annual precipitation and temperature range from 1300 mm and 22°C at 600 m a.s.l. to 2000 mm and 12°C at 2500 m a.s.l. Three main seasons can be discerned: (1)

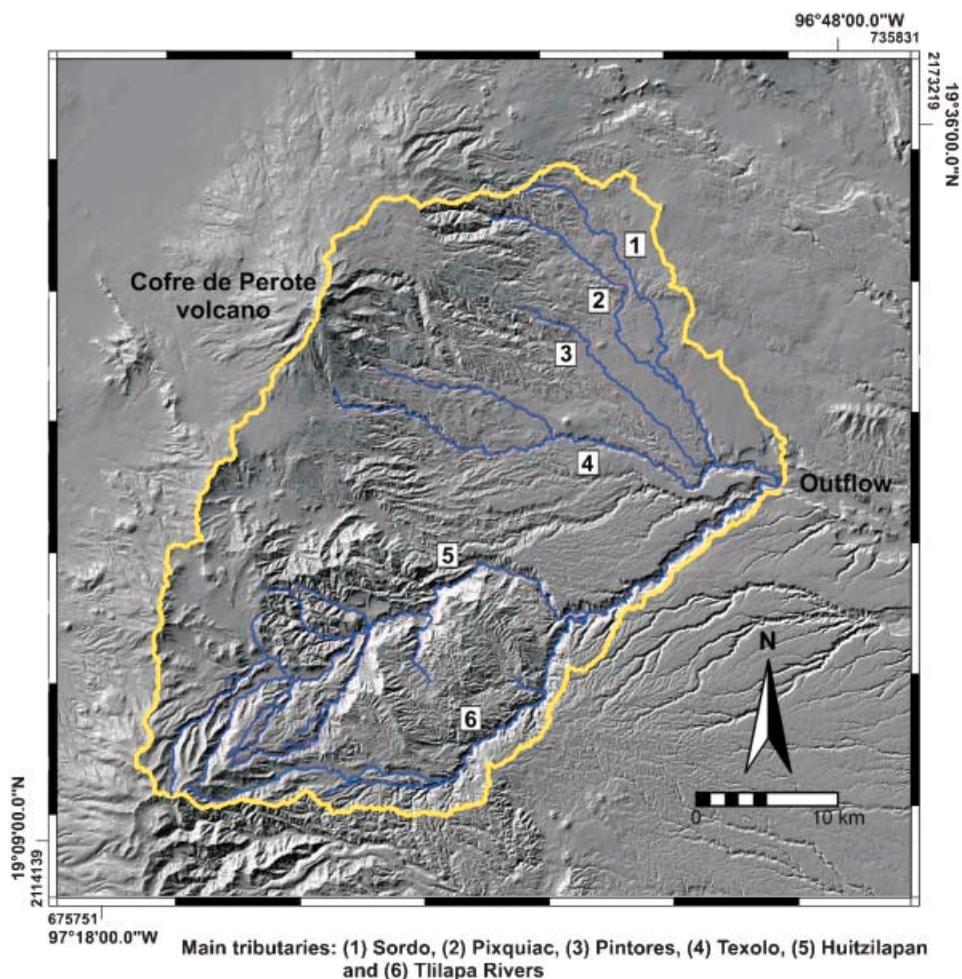


Figure 2. Drainage network and elevation characteristics of the La Antigua River upper catchment (Veracruz and Puebla, Mexico).

the warm wet season in the summer (June/September–October); (2) the cool dry season (November–March), and (3) the warm dry season (April–May). The dominant soils are humic andosols of volcanic origin (Geissert *et al.* 1994). The vegetation of the study area is diverse owing to variations in elevation and climate. According to Rzedowski (1978), the four types of forests covering the LAR upper catchment are: conifers, pine-oak, tropical montane cloud forest and deciduous forest.

3. Materials and methods

3.1 Data collection

A set of Landsat 5 (TM) and Landsat 7 (ETM+) satellite images were used to derive land cover data for 1990 and 2003 (October 1990; July 2003), respectively. A subscene of 2572 km² covering the study area was extracted from the two adjacent TM images (path 25/rows 46 and 47). The ancillary data to support this study consisted of six topographic maps from 2000 (1 : 50 000 scale), topographic contour lines (20 m elevation interval) and black and white aerial photographs from 1995 (1 : 20 000 and 1 : 75 000 scales) issued by INEGI, the official Mexican cartographic agency. Using the digital form of topographic contour lines (20 m elevation interval), the digital elevation model (DEM) was calculated using standard interpolation techniques. In addition, geomorphology and soil maps of Xalapa-Coatepec area at 1 : 75 000 scale from Rossignol *et al.* (1988); geomorphology and soil maps of Cofre de Perote volcano landscapes (1 : 75 000 scale) from Geissert *et al.* (1994), and 2003 Quick Bird high spectral and spatial resolution images were used.

3.2 Digital processing of images

The satellite images were analysed with a GIS. Data processing, interpretation and analysis were done using version 3.2 of the ILWIS raster based GIS (ITC 2004).

The images were georeferenced using ground control points (30 points), distributed across the study area and carefully selected, both in the Landsat images as on topographic maps at a scale of 1 : 50 000, to derive a polynomial transformation of the first (affine) order. The overall accuracy of the transformation, expressed as the root mean square error for the georeferenced images, was less than one pixel (0.90 m/pixel). After georeferencing, a nearest neighbour interpolation method was used to rectify and resample the images into a Universal Transverse of Mercator projection (UTM, Zone 14 North) with a 20 m grid. Because the 1990 and 2003 remote sensed images were rectified and placed in a single dataset, and subsequently classified individually using training data derived from the image being classified, radiometric corrections were not performed (Singh 1989, Foody *et al.* 1996, Song *et al.* 2001).

Based on the statistical characteristics of the different bands of the Landsat TM images and a visual evaluation of selected band combinations, a false-colour composite of TM bands 5-4-3 and 4-3-2 (RGB) was produced for the 1990 and 2003 images, respectively.

Prior to image interpretation, pre-defined land use/cover classes were established based on aerial photo information from 1995 (1 : 75 000 scale), ancillary data from topographic maps (1 : 50 000, INEGI 2000) and previous cartographic works (Rossignol *et al.* 1988, Geissert *et al.* 1994, Luna 1997, Acosta 2002, Williams-Linera *et al.* 2002).

3.3 Spectral clustering and classification

A supervised classification was performed to extract the different spectral statistical classes from the satellite images. The training fields—a set of pixels that constitute small areas of the LAR upper catchment—were delineated and chosen by prior visual observation of their spectral response in the colour composites. The pixels selected correspond to a certain class that constitutes a particular spectral pattern or cluster. However, pixel reflectance is often influenced by factors other than land cover, such as e.g. sun angle and soil humidity. Hence, the collection of the signatures was based on clustering assisted by ancillary data, aerial photointerpretation and land cover maps for the 1990 image, 2003 Quick Bird image interpretation from fieldwork, and GPS points as ground-truthing information for 2003 images.

The 1990 and 2003 images were clustered into 20 and 26 spectral classes, respectively. Spectral classification involved a set of 7500 sampling pixels trained for each date, and a minimum of 350 pixels was selected per training-samples for each class to derive the land use/cover maps for each date through independent supervised classification of the images. Gaussian Maximum Likelihood (GML) classifier was applied to the six non-thermal bands of the images. The GML classifier has been widely used in the digital processing analysis of Landsat sensor data (Maselli *et al.* 1995), and produces highly accurate results (Prol-Ledesma *et al.* 2002, Dewidar 2004) because GML not only considers the cluster centre but also its shape, size and orientation. This is achieved by calculating a statistical distance based on the mean values and covariance matrix of clusters (ITC 2000). In this procedure, the threshold statistical distance used was 50.

After the supervised classification process, spectral clusters classes were labelled into information classes. Some spectral classes corresponding to one information class type were aggregated. Hence, what initially appeared to be different spectral classes were identified as originating from the same land cover class (i.e. areas used for extensive cattle ranching, rain-fed agriculture and sugar cane crops). The spectral differences within each information class were influenced by the type of soil and level of humidity (for the first two classes), while for sugar cane the spectral responses were affected by local harvest dates and crop variety.

3.4 Post-classification

Clouds and shadows in the 1990 Landsat TM image hid information in some parts of the study area (2.8% of the total basin area was covered by clouds). This was a major hindrance to the supervised classification. In order to address the impact of this on the final land use/cover map, those areas were *masked* and later combined with their respective classes, delineated by means of photo interpretation techniques. This was done with the help of 12 black and white aerial photographs at a 1:75 000 scale (INEGI 1995b). During photo interpretation, a set of standard criteria including tone, texture, pattern, site, etc., as well as our own knowledge of the study area was applied. Polygons in which the units of LUC were delimited used the same scale as the source of information (1:75 000). These polygons were checked, corrected and labelled using the information classes obtained from the 1990 classified image.

Cloudy areas were then removed from the supervised classification of 1990, by digital map overlay of the *raster* map produced by classification, and the map of land use and vegetation units that had been photogrammetrically restored using

aerial photographs. Urban areas and bare soil were difficult to separate in some parts of the study area. To reduce confusion between the two classes, the urban areas in each of the images (1990 and 2003) were digitized directly on the computer screen. To this end, the clear geometric patterns of the urban areas, as compared to vegetation free areas, were used. This way, independent cover was obtained for each year, and this was superimposed on the corresponding classification map to obtain the *true* limits of the urban areas.

The information classes were grouped into a composite land cover classification generated for comparison purposes between the 1990 and 2003 maps, based on the land use/cover classification system used by INEGI (1993, Series II from original information at 1:250 000 scale) and Palacio-Prieto *et al.* (2000). The outcome produced the following 13 classes organised into major LUC categories: temperate forest (coniferous forest and pine-oak forest), tropical forest (tropical montane cloud forest and tropical deciduous forest), grassland (alpine and cultivated), seasonal crops (rain-fed agriculture), permanent crops (coffee plantations, agroforestry systems and sugar cane), and other types of land cover (bare soil, water bodies and urban areas).

Forest types were classified with altitude as follows: tropical deciduous forest (500–900 m a.s.l.); tropical montane cloud forest (900–2400 m a.s.l.); pine-oak forest (2400–3000 m a.s.l.); and coniferous forest (3000–4200 m a.s.l.).

Some difficulties arose when distinguishing between tropical montane cloud forest and tropical deciduous forest, owing to the similarity in their spectral patterns. Hence, field verification was carried out to validate the classification of these forest types. Furthermore, agroforestry systems (coffee plantations shaded by TCMF spp. or by forest plantations) were difficult to distinguish from disturbed tropical montane cloud forest. However, since the coffee plantations occur over a specific altitude range in the region (900–1300 m a.s.l.), the elevation values from the DEM (Pedroni 2003) were useful in their identification and reducing confusion with the other LUC categories.

3.5 Validation of multispectral classification

To determine the classification accuracy of the Landsat images, 418 and 395 reference pixels were selected randomly for the 1990 and 2003 maps, respectively.

For the 1990 LUC map validation, the reference pixels were derived from two datasets: aerial photointerpretation at a 1:20 000 scale and land cover maps of Rossignol *et al.* (1988) and Geissert *et al.* (1994) (125 and 293 test sites, respectively). For the 2003 LUC map, 50 ground locations were visited during the period July–Sept. 2004 and 345 reference pixels were examined through visual interpretation of 2003 Quick Bird images supported by field visits.

The accuracy of classified images was evaluated by means of different measures of spectral errors and an error matrix (*confusion matrix*), from which the overall accuracy and the Kappa coefficient (κ), an index that relays the classification accuracy after adjustment for chance agreement (Cohen 1960), were calculated. Differences in overall accuracy and κ measures are expected since each incorporates different forms of information from the error matrices. The overall accuracy only includes the data from the main diagonal and excludes the errors of omission and commission, while κ incorporates the nondiagonal elements of the error matrix as a marginal product of row and column (Lillesand and Kiefer 1994).

3.6 Land use/cover change (LUCC) detection (1990–2003)

In order to obtain the spatial changes between the 1990 and 2003 LUC maps, an overlay procedure was carried out using the GIS. The post-classification comparison of the classified images, pixel by pixel, allowed us to obtain a new classified image ('from-to' change classes) that incorporated detailed information about change trajectories from 1990 to 2003 LUC maps. In addition, a database was generated to describe the changes between LUC classes and their corresponding area over the period evaluated.

With the different types of changes recorded, six major LUCC processes were identified. The first two classes are related to the loss and recovery of forest area. The other classes show changes between types of anthropogenic land use/cover.

Deforestation is defined as the complete removal of natural and fragmented forest, while the recovery of forested areas includes both reforestation and natural regeneration (FAO 1996). In the study area, the transformation of anthropogenic land use/cover types include: (1) crops (seasonal and permanent) to grasslands, (2) coffee plantations (without shade trees) to both shaded coffee plantations (coffee plants shaded by legumes and interspersed with secondary vegetation) and agroforestry systems (coffee plantations shaded by TMCF spp. or by forest plantations), (3) crops (seasonal and permanent) to sugar cane and (4) cultivated grasslands and agricultural areas to human settlements.

4. Results

4.1 Accuracy of multispectral classification

In tables 1 and 2, the calculated values in the rows refer to the probability (accuracy) that a certain reference class has been properly labelled as that class (user accuracy), and the calculated values in columns (reliability) indicate that a sample point on the map is that particular class (producer accuracy).

The *real* error matrix of the 1990 classified image shows an overall accuracy of 78.2% and a Kappa index agreement of 0.73 (table 1). Examining the user accuracy percentage (error of commission) of the classes (rows), the lowest value obtained was for bare soil owing to the difficulty with its classification, given that many training field pixels were excluded and labelled as urban areas, grassland and crops (particularly sugar cane). The spectral class of coffee plantation (Class 2) was also difficult to differentiate (user accuracy of 67.4%) because pixels from this class were assigned to spectral Class 3 (agroforestry systems) and to Class 6 (tropical montane cloud forest). The areas occupied by coffee plantations could, therefore, have been underestimated in the classification of the 1990 image.

In terms of producer accuracy (error of omission), values for the tropical forest categories were low (66.6 and 67.2% for tropical deciduous forest and tropical montane cloud forest, respectively), given that the training field pixels from other classes were included in these classes during the process of image classification.

For the 2003 LUC map, the values of the *real* error matrix indicate an overall accuracy of 79.7% and a Kappa index agreement of 0.78. Considering the user accuracy per individual class (table 2), it was very difficult to differentiate between Classes 13 and 15 (bare soil and urban areas) given their highly similar spectral response and, as a result, the accuracy values for these two classes are poor at 57.8% and 68.1%, respectively.

Table 1. Field-checked (or *real*) error matrix for the 1990 Landsat TM classified image of the La Antigua River upper catchment.

		SUPERVISED CLASSIFICATION OF LANDSAT TM IMAGE													Row total	User accuracy (%)
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
GROUND DATA	1	30	2	1			2								36	83.3
	2		31	3	1		4								46	67.4
	3		2	35			2	8	1						50	70
	4				25		1								26	96.1
	5			1		16	2								19	84.2
	6			1		6	43	2	5	2				1	59	72.9
	7			2			2	20	1					1	26	76.9
	8						1	1	27						29	93.1
	9								1	11					12	91.6
	10			2							46			1	49	93.8
	11											8			8	100
	12	4		1			1		1	4			18	5	34	52.9
	13	1			1					2			1	19	24	79.2
Column total	42	35	46	27	24	64	27	31	14	54	8	22	24	418	100	
Producer accuracy (%)	71.4	88.5	76.1	92.6	66.6	67.2	74.1	87.1	78.6	85.2	100	81.8	79.2	100		

Class 1=rain-fed agriculture; Class 2=coffee plantations (coffee varieties without shade trees); Class 3=agroforestry systems (coffee plantations shaded by legumes, TMCF spp. or forest plantations); Class 4=sugar cane; Class 5=tropical deciduous forest; Class 6=tropical montane cloud forest; Class 7=pine-oak forest; Class 8=coniferous forest; Class 9=alpine grassland; Class 10=cultivated grassland; Class 11=water bodies; Class 12=bare soil; Class 13=urban areas

Overall accuracy: $327/418=78.2\%$; $kappa=0.7344$

Table 2. Field-checked (or *real*) error matrix for the 2003 Landsat ETM classified image of the La Antigua River upper catchment.

		SUPERVISED CLASSIFICATION OF LANDSAT ETM IMAGE															User accuracy (%)	
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	Row total		
GROUND DATA	1								1				2	1		21	80.9	
	2		12	2	1											15	80	
	3			24	2	1	3	2				2				34	70.6	
	4			3	28			1				1				33	84.8	
	5				2	35										39	89.7	
	6			2	1		20	3								26	76.9	
	7			2			2	35	3	1		2				45	77.7	
	8							2	21	2						25	84	
	9								3	30						33	90.9	
	10				1						11			1	2	1	16	68.7
	11			1				2				40		3		46	86.9	
	12												8			8	100	
	13				1						2	3		11		2	19	57.8
	14										1			2	10		13	76.9
	15					2								3	2	15	22	68.1
Column total	17	12	34	36	38	25	45	27	34	14	48	8	22	15	20	395	100	
Producer accuracy (%)	100	100	70.6	77.8	92.1	80	77.8	77.8	88.2	78.6	83.3	100	50	66.7	75	100		

Class 1=rain-fed agriculture; Class 2=coffee plantations (coffee varieties without shade trees); Class 3=agroforestry systems (coffee plantations shaded by TMCF spp. or forest plantations); Class 4=shaded coffee plantations (coffee plants shaded by legumes and interspersed with secondary vegetation); Class 5=sugar cane; Class 6=tropical deciduous forest; Class 7=tropical montane cloud forest; Class 8=pine-oak forest; Class 9=coniferous forest; Class 10=alpine grassland; Class 11=cultivated grassland; Class 12=water bodies; Class 13=bare soil; Class 14=bare soil-alpine grassland; Class 15=urban areas
Overall accuracy: $315/395=79.7\%$; $kappa=0.7807$

The false colour composite for 2003 shows that for areas used to cultivate coffee, the spectral pattern was more clear than that of 1990 with respect to the set of spectral classes with a similar response. This made the interpretation and classification of the information a good deal easier, resulting in an accuracy of 80%. In contrast, there was some confusion with the spectral class related to agroforestry systems (Class 3) when some sample pixels were labelled as shaded coffee plantations (Class 4), tropical deciduous forest (Class 6) or tropical montane cloud forest (Class 7).

From an analysis of the values obtained from both the algorithm and user accuracy in the *real* error matrices of 1990 and 2003, the classes that were best differentiated (tables 1 and 2) were coniferous forest, cultivated grassland, sugar cane and water bodies. The high accuracy resulted from the spectral homogeneity of these classes, which allowed for greater than 83% differentiation compared to the other spectral classes.

Spectral error matrices were also calculated for the 1990 and 2003 classified images, indicating an overall accuracy of 88.1% and 82.3%, respectively. These values are expected to be higher than those obtained from the field-checked or *real* error matrix, given that this matrix is produced without comparing the result of the classification with *real* information derived from other sources such as aerial photographs and ground verification in the field. As such, the accuracy values presented are only a descriptive measure of the efficiency of the training field selection on the part of the user, and of the classification algorithm selected.

In general, the classification results obtained can be considered to be of satisfactory accuracy for the objectives of this study. The spectral classes were well differentiated with overall accuracy values greater than 78%, taking into account the heterogeneity of spectral classes resulting from differences in topography, climate, and the land use in the study area.

4.2 Land use/cover maps and analysis

For the 1990 map, 13 land use cover classes were used (figure 3). For the 2003 map (figure 4), two classes were added: bare soil mixed with alpine grassland and shaded coffee plantations (coffee plants shaded by legumes and interspersed with secondary vegetation). To make the legends of the 1990 and 2003 maps comparable, these two classes were included in the alpine grassland and agroforestry systems classes, respectively. It should be mentioned that the forests are comprised of both mature forest and regrowth in various stages of regeneration. The LUC distribution area over the course of our evaluation is shown in table 3.

Between 1990 and 2003, TMCF was the dominant natural vegetation cover occupying 26.5% (mean of 1990 and 2003 cover maps) of the total study area (table 3). Pine-oak forest was in second place (7.5%), followed by coniferous forest (4.9%) and finally tropical deciduous forest with less than 1% (table 3).

Regarding the anthropogenic LUC classes, the grassland areas dedicated to cattle ranching and rain-fed agriculture occupied more than 18 and 10% of the total area, respectively, in both years (table 3). The main seasonal crop in this region is corn, although potatoes, broad beans and beans are also widespread. The area dedicated to agroforestry systems and sugar cane plantations (17 and 5%, respectively; 2003 map) increased significantly between 1990 and 2003, while coffee plantations (coffee varieties without shade trees) decreased.

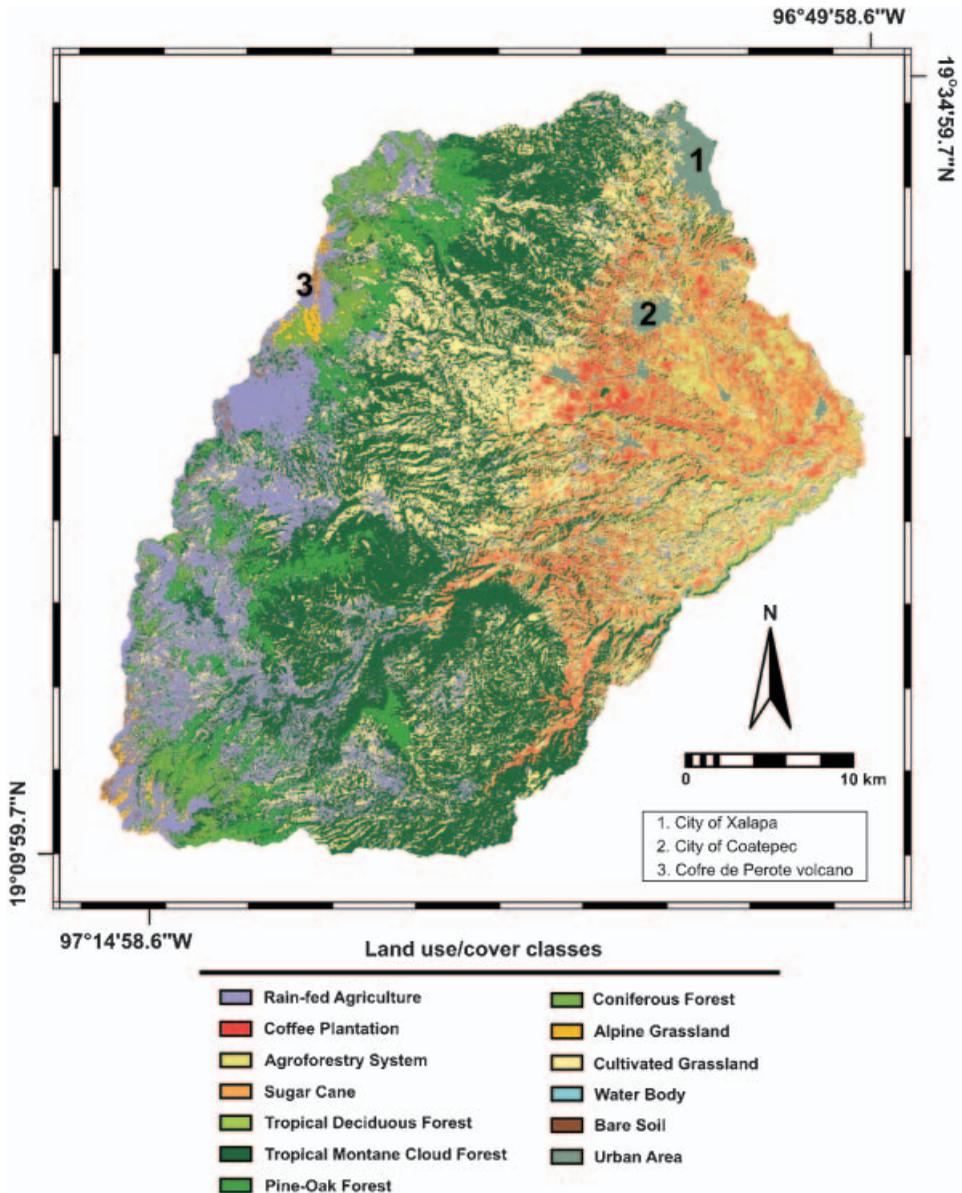


Figure 3. The 1990 land use/cover map of the La Antigua River upper catchment (Veracruz and Puebla, Mexico).

4.3 Land use/cover change detection (1990–2003)

Over the 13-year period considered in this study, ca. 50.3% (66 674 ha) of the land use and vegetation cover remained unchanged; of this, 50.3% were natural and fragmented vegetation types and ca. 49.7% persisted as anthropogenic LUC classes. Close to 50% (65 842 ha) of the land cover types underwent some change. The change matrix (table 4) shows the areas by type of use/cover in 1990 (columns) that changed to different classes in 2003 (rows). With respect to LUC transformation

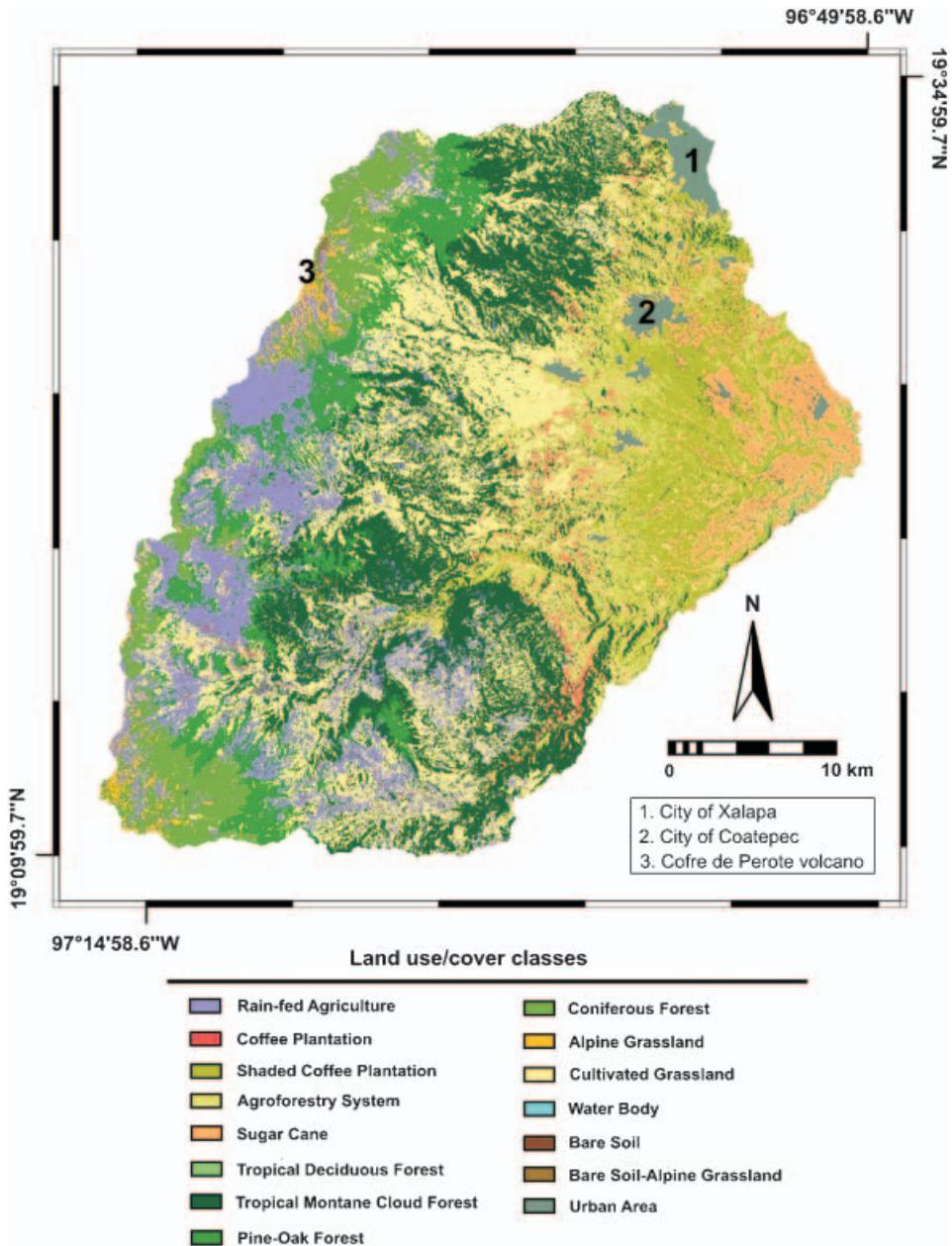


Figure 4. The 2003 land use/cover map of the La Antigua River upper catchment (Veracruz and Puebla, Mexico).

processes, the total area of continuous natural and fragmented temperate and tropical forest decreased 35.2%, equivalent to an area of 23 207 ha. TCMF decreased drastically as more than 20 100 ha (86.6% of the total loss of forest) was changed into 12 387 ha of grassland and 7 559 ha of crops. Of the natural forest, 24.2% was recovered, a remarkable value corresponding to that of temperate forests (6605 ha; 41.4%). The temperate forest that fared best was coniferous forest (2557 ha net

Table 3. Distribution of land use/cover in the La Antigua River upper catchment for 1990 and 2003.

Land use/cover classes	1990		2003	
	Area (km ²)	%	Area (km ²)	%
Rain-fed agriculture	179.2	13.5	143.7	10.8
Coffee plantations	100.5	7.6	16.0	1.2
Agroforestry systems	147.9	11.1	229.0	17.2
Sugar cane	13.0	0.98	67.6	5.1
Tropical deciduous forest	5.3	0.40	5.2	0.39
Tropical montane cloud forest	426.9	32.2	279.5	21.0
Pine-oak forest	87.0	6.5	112.4	8.4
Coniferous forest	41.5	3.1	89.8	6.7
Alpine grassland	8.8	0.66	12.2	0.92
Cultivated grassland	239.3	18.0	289.4	21.8
Water bodies	4.0	0.30	2.8	0.21
Bare soil	5.1	0.38	3.2	0.24
Urban areas	65.9	4.9	73.7	5.5

recovery). In spite of this recovery, however, this gain is of little consequence when the entire area is considered.

Examination of the transformation of anthropogenic LUC classes in table 4, reveals that there was a slight increase in agricultural cropland compared to pasture (909 ha, 1.3%), and that some areas previously used for cultivating coffee have become agroforestry systems (6104 ha, 9.2%). Further, sugar cane cultivation increased (5545 ha, 8.4%) at the expense of shaded coffee plantations and agroforestry systems (2477 ha, 3.7%) and coffee plantations (1451 ha, 2.2%). The areas occupied by urban centres did not increase much over the study period (758 ha, 0.6%).

Figure 5 shows that most deforestation occurred between elevations of 1400 and 2600 m a.s.l., with the southern part of the catchment (belonging to the state of Puebla) being most affected. The opposite processes (reforestation and natural regeneration) occurred in a spread out fashion throughout the upper catchment. Reforestation mainly occurred at higher elevations on the eastern slopes of the Cofre de Perote and the northern slopes of the Pico de Orizaba (2700–4100 m a.s.l.). Regarding the antropogenic transformations, in areas dominated by pasture this land use increased mostly at the expense of agricultural land. Further, the change of coffee plantation to agroforestry systems mainly occurred in the traditional coffee-producing municipalities of Veracruz, such as Coatepec, Xico, Cosautlán, Teocelo, Ixhuacán de los Reyes (central-eastern part of the area). Below 1200 m a.s.l. towards the LAR upper catchment outlet, the area covered by sugar cane increased considerably (13 km²; 0.98% to 67.6 km²; 5.1%). The urban areas spread from their centre outwards and showed an increase from 65.9 km²; 4.9% to 73.7 km²; 5.5%.

5. Discussion

Tropical regions are characterized by high spatial complexity of land use/covers and changes (Lambin *et al.* 2003). However, due to advances in the RS field, numerous studies conducted in these regions obtained good accuracy results on distinguishing LUC and detecting changes of heterogeneous landscapes. For example, Baban and

Table 4. Matrix and types of changes in the main LUC classes (1990-2003) of the La Antigua River upper catchment (ha).

1990 \ 2003	Tropical deciduous forest	Tropical montane cloud forest	Pine-oak forest	Coniferous forest	Alpine grassland	Cultivated grassland	Rain-fed agriculture	Coffee plantations	Shaded coffee plantations and agroforestry systems	Sugar cane	Urban areas	Bare soil
Tropical deciduous forest	104	-	-	-	-	32	-	2	272	128	-	-
Tropical montane cloud forest	-	22 577	-	-	57	12 331	3971	319	3072	197	-	163
Pine-oak forest	-	-	6853	-	65	819	926	-	27	-	-	10
Coniferous forest	-	-	-	3341	221	142	449	-	-	-	-	5
Alpine grassland	-	-	-	451	212	19	183	-	-	-	-	15
Cultivated grassland	91	5623	1150	351	11	9696	1946	293	3278	1268	185	42
Rain-fed agriculture	42	1253	2028	2463	584	3494	6556	51	862	348	94	151
Coffee plantations	89	887	-	-	-	917	19	456	6104	1451	136	1
Agroforestry systems	162	1084	-	-	-	1384	23	477	8884	2477	305	2
Sugar cane	25	72	-	-	-	82	7	5	304	775	37	1
Urban areas	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6593	-
Bare soil	-	7	50	110	52	70	212	-	3	1	-	10



Deforestation



Recovery



Cultivated grasslands to crops



Coffee plantations to shaded coffee plantations/agroforestry systems



Crops to sugar cane



Cultivated grasslands and agricultural areas to human settlements

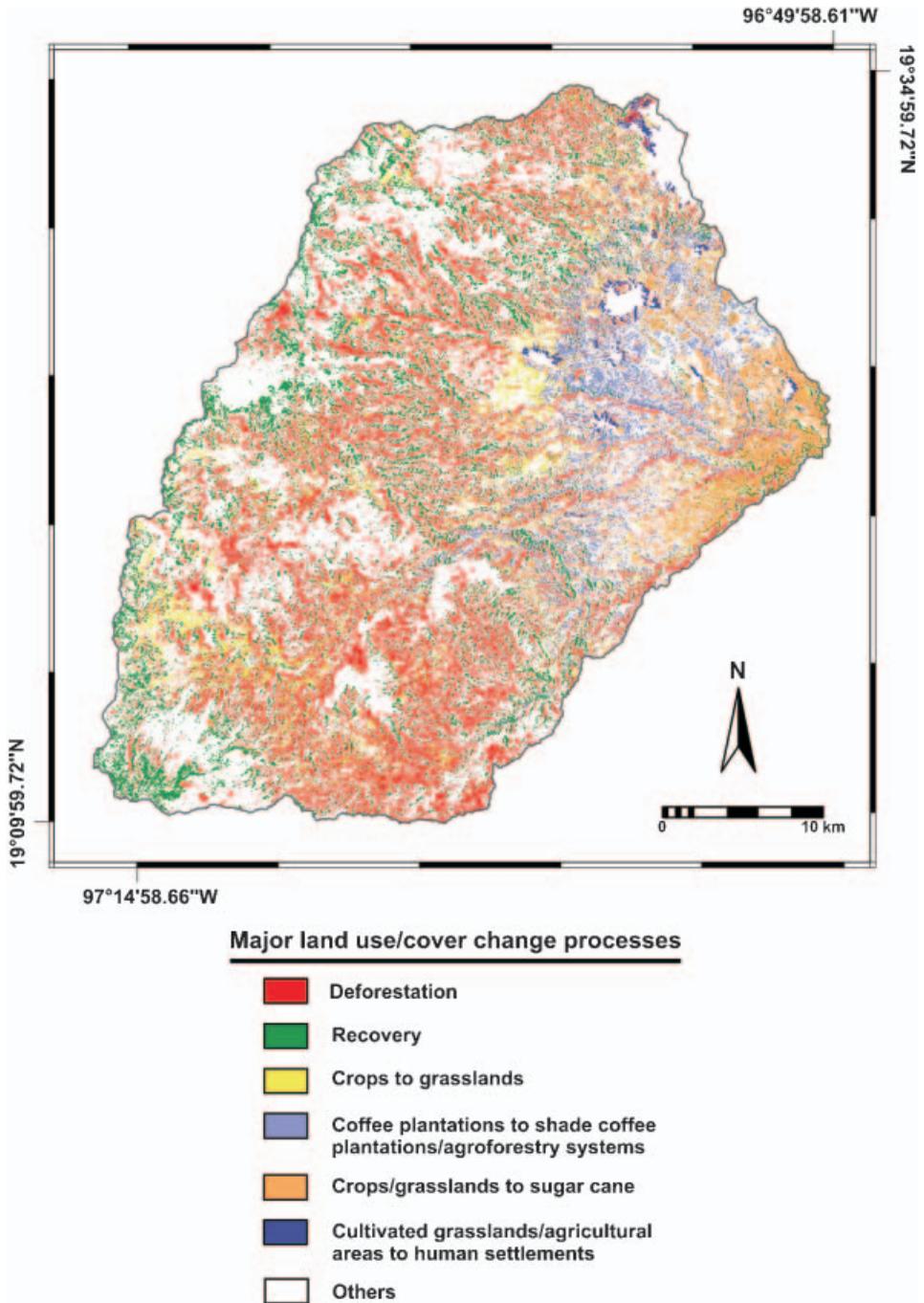


Figure 5. Land use change processes map of the La Antigua River upper catchment (Veracruz and Puebla, Mexico).

Yusof (2001) identified LUC types on Langkawi Island, Malaysia, using supervised classification of Landsat images data, with an average accuracy of 87%. For the central portion of Costa Rica, Pedroni (2003) increased the overall classification

accuracy from 74.6% to 91.9% using methods which modify the class prior probabilities. Further, Read and Lam (2002) showed that change detection methods, such as fractals and spatial autocorrelations, recognized different degrees of LUC spatial complexity in the Caribbean lowlands of north-eastern Costa Rica. Finally, binary change detection methods, such as modified image differencing (MID), principal component differencing (PCD) and ID (image differencing), using TM band 5, have been successful in detecting land-cover change and no change in north-eastern Rondonia, Brazil (Lu *et al.* 2005).

Mapping LUC in tropical and mountainous regions proved to be difficult due to the high degree of landscape heterogeneity caused by topographic, relief and climatic conditions. A large set of training pixels was incorporated to optimize the representation of environmental heterogeneity. Where difficulties were encountered, some LUC classes were spectrally mixed and depicted similarly on the Landsat imagery, which could cause confusion during classification and result in the over- or underestimation of classes. In the present study, the shaded coffee plantations and agroforestry systems were most prone to be confused with disturbed TMCF. Thus, these vegetation types were selected as the most important ones to be checked in the field throughout the upper catchment area using uniform sampling in order to diminish possible errors. The accuracy (Foody *et al.* 2006) of our classified images (78.2% for the 1990 image and 79.7% for the 2003 image) indicates a good representation of LUC.

The use of satellite images as a source of information might seem to be a limited tool for depicting the land use and vegetation cover of a complex, heterogeneous landscape, especially if one intends to classify the land with the same level of detail that one can obtain with intensive field work and high resolution aerial photographs. Bringing these two methods together is, however, a convenient way of obtaining the advantages and avoiding the limitations of each method.

The main approach of the present study was the interpretation and classification of Landsat satellite images with a focus on the numerical analysis of the images. The training stage of the spectral classification involved the description of the different spectral pattern responses of the classes through a large set of training sample data, which improved the classification accuracy, supported by multi-source reference data, including ancillary data, previous cartographic maps, aerial photography, high resolution Quick Bird images (the latter for the 2003 classification) and ground-truth points from field visits.

In the present study, the landscape heterogeneity was associated with an altitudinal gradient and using a digital elevation model (ancillary data) to discriminate between vegetation types found under similar conditions improved the satellite image classifications. Landsat images of different months (July and October) were used for the 1990 and 2003 maps. However, since both months belong to the wet season and croplands do almost not change in this period, the effect of using images of different months on the LUC change results was expected to be minimal.

The LUC changes and their types trajectories were detected using post-classification comparison ('from-to' classes; table 4), making it possible to identify the major LUCC processes and relate these to socioeconomic processes and discuss their possible environmental impacts.

Over the 13-year study period, almost half of the study area underwent some kind of land use change. Possible reasons for this high rate of conversion are: (1)

liberalization of the agricultural trade in Mexico, which encouraged policies of privatization and decreased market intervention by the state in the mid-1980s, (2) agricultural industrialization and (3) deregulation of international coffee prices in 1989, causing a national coffee crisis (Montagut-González 1999). These factors have promoted: (1) the migration of rural people to forested uplands, which increased the pressure on these areas (Halhead 1992), (2) the diversification of crops for self-consumption and commercial purposes (Jácome 2004), and (3) the abandonment of particularly coffee plantations and their conversion to sugar cane fields and urban areas (Ponette 2004).

From the major LUCC identified, the conversion of forests, and in particular TMCF, to agricultural and animal husbandry field areas, is the most important and worrisome one. Although the TMCF significance for safeguarding upland water resources and biodiversity has been recognized increasingly (Zadroga 1981, Bruijnzeel 1990, Hamilton *et al.* 1995, Bruijnzeel and Proctor 1995, Bruijnzeel 2004, Bruijnzeel *et al.* 2005), these forests are disappearing rapidly.

Tropical deforestation is well known for its negative effects on biodiversity (Whitmore and Sayer 1992) and the global carbon budget (Houghton *et al.* 1983). From a hydrological point of view, the conversion of forests to pasture or cropland may lead to increase soil erosion and decreased water quality, and it may cause changes in seasonal streamflow patterns and increase stormflow response (Aylward 2004).

The conversion of coffee plantations and agroforestry systems, which support natural habitats, to sugar cane results in a decrease of biodiversity (Bichier 2005). Further, burning practices during sugar cane harvesting cause organic soil degradation (Domínguez 2001).

The shrubs of coffee plantations without shade trees do not last as long as the shade tolerant variety and must be replaced more frequently. The high cost of replacement explains why the traditional cultivation of shade tolerant coffee increased at the expense of coffee plantations (Challenger 1998).

The nature of these impacts on the economy in the region could be summarized according to whether they feed back into the economic system through a reduction in on-site production (e.g. because of soil degradation) or through a more distant, downstream impact on off-site production and consumption (streamflow quality and quantity).

Several factors allowed for forest recovery in the area, the most important being natural regeneration when cultivated land or pastures have been abandoned due to agrarian crisis (Hernández 2004, personal communication, personal observation), and the implementation of appropriate forest management, reforestation and conservation programmes promoted by the National Forestry Commission (CONAFOR) and FIDECOAGUA (Fideicomiso público de administración paramunicipal de Coatepec). The latter as part of the initiated payments for environmental services (PES) scheme (Contreras 2004, personal communication, Manson 2004) by which highland forest owners and communities are paid by the government to protect the highlands forests and thereby maintain a stable supply of good quality water to the lowlands, as well as preserving biodiversity (Pagiola *et al.* 2002).

Markets for watershed services are in vogue, especially in Latin America. Several cases of PES schemes are currently in operation in the Mexican states of Veracruz, Chiapas and Oaxaca (Burstein *et al.* 2002). Targeting PES programmes on critically

threatened TMCF may provide a highly effective conservation tool for the protection of watersheds, soils and biological diversity in the region (Pagiola *et al.* 2002). In addition, to benefit from the natural resources in a sustainable way, efforts should be undertaken to establish regional conservation and development programmes to preserve biodiversity, and to establish profitable diversified agricultural practices (Brown and Kappelle 2001).

6. Conclusions

Land use/cover (LUC) and land use cover changes (LUCC) between 1990 and 2003 in a tropical mountainous catchment in central Veracruz, Mexico, were analysed using a raster-based GIS approach. Given that the study area was a complex, heterogenous landscape, the classification accuracy for the 1990 (78.2%) and 2003 (79.7%) maps were sufficient for the objectives of this study.

Between 1990 and 2003, the LAR upper catchment has undergone dramatic changes. The driving forces of land use change in the region are largely associated with government policies on large-scale land development and land management. The deforestation of natural and fragmented TMCF due to the advance of agricultural and animal husbandry practices was the major LUCC, putting the existence of this type of forest in danger. The effect of forest conversion on water yield, soil and nutrient losses in the tropics have been documented in the literature. However, future work should be done on these environmental issues in the region to improve the local land use policies and environmental services programmes.

The information presented in this study provides a visual understanding and analysis of the dynamic processes of land use change, which can help local policy makers to establish cause–effect mechanisms and to identify priorities for long-term land use planning based on intermediate meso-scale data.

Acknowledgements

The authors thank the Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) of Mexico and the Municipality of Coatepec in the state of Veracruz for sharing the Landsat satellite images and the 2003 Quick Bird high-resolution image, respectively. We appreciate the valuable comments and contributions made by the reviewers. We would also like to thank Dr. Friso Holwerda for helping to improve the manuscript. Financial support for this research was provided by the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) through a doctoral research grant (No. 149367) to the first author under The Biological Science Program of the Universidad Autónoma Metropolitana (UAM), and in part by the project (SEP-2003-C02-43082). Additional funding was provided by the Departamento de Ecología Aplicada of the Instituto de Ecología, A.C. (No. 10093).

References

- ACOSTA, I., 2002, Vegetación y flora del municipio de Xico, Ver. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana, Facultad de Biología, Xalapa, Ver. México.
- ALDRICH, M., BUBB, P., HOSTETTLER, S., and VAN DE WIEL, H. (Eds), 2000, *Bosques Nublados Tropicales Montanos. Tiempo para la acción*, pp. 32 (United Kingdom: WWF International/IUCN, The World Conservation Union).
- AYLWARD, B., 2004, Land use, hydrological function and economic valuation. In *Forests, Water and People in the Humid Tropics: past, present, and future hydrological research for integrated land and water management*, M. Bonell and L.A. Bruijnzeel (Eds), pp. 99–120 (Cambridge: Cambridge University Press, 2004).

- BABAN, S.M.J. and YUSOF, K.W., 2001, Mapping land use/cover distribution on a mountainous tropical island using remote sensing and GIS. *International Journal of Remote Sensing*, **22**, pp. 1909–1918.
- BICHIER, H.P., 2005, Agroforestry and the maintenance of biodiversity. *Bioscience*, Immediate Online Access.
- BROWN, A.D. and KAPPELLE, M., 2001, Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional. In *Bosques nublados del neotrópico*, M. Kappelle and A.D. Brown (Eds), pp. 25–40 (Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, 2001).
- BRUIJNZEEL, L.A., 1990, Hydrology of moist tropical forest and effects of conversion: a state of knowledge (Paris: UNESCO).
- BRUIJNZEEL, L.A., 2004, Hydrological functions of tropical forest: not seeing the soil for the trees?. *Agriculture, Ecology and Environment*, **104**, pp. 185–228.
- BRUIJNZEEL, L.A., EUGSTER, W. and BURKARD, R., 2005, Fog as a hydrological input. In *Encyclopedia of Hydrological Sciences, Chapter 38*, M.G. Anderson and J.J. McDonnell (Eds), pp. 559–582 (Chichester: John Wiley, 2005).
- BRUIJNZEEL, L.A. and PROCTOR, J., 1995, Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know? In *Tropical Montane Cloud Forests*, L.S. Hamilton, J.O. Juvik and F.N. Scatena (Eds), p. 38–78 (New York: Springer Verlag, 1995).
- BUBB, P., MAY, I., MILES, L., and SAYER, J. (Eds), 2004, *Cloud Forest Agenda*, pp. 33 (Cambridge: UNEP-WCMC).
- BURSTEIN, J., CHAPELA, G., MENDOZA, Y., AGUILAR, J. and DE LEÓN, E., 2002, *Informe sobre la propuesta de pago por servicios ambientales en México* (México: Fundación FORD-Fundación PRISMA).
- CHALLENGER, A. (Ed.), 1998, *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*, p. 847 (México: CONABIO- UNAM-Agrupación Sierra Madre, S.C.).
- CHANSHENG, H., MALCOLM, S.B., DAHLBERG, K.A. and FU, B., 2000, A conceptual framework for integrating hydrological and biological indicators into watershed management. *Landscape and Urban Planning*, **49**, pp. 25–34.
- CINGOLANI, A., RENISON, D., ZAK, M. and CABIDO, M., 2004, Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sensing of Environment*, **92**, pp. 84–97.
- COHEN, J., 1960, A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, **20**, pp. 37–46.
- CNA 1998, Estudio de indicadores biológicos en el río Los Pescados, CNA-IMTA, México.
- CONABIO 2000a, Programa de Regiones Hidrológicas Prioritarias. CONABIO, México.
- CONABIO 2000b, Programa de Regiones Prioritarias Terrestres. CONABIO, México.
- DEBEIR, O., VAN DEN STEEN, I., LATINNE, P., VAN HAM, P. and WOLF, E., 2002, Textural and contextual land-cover classification using single and multiple classifier systems. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **68**, pp. 597–605.
- DEWIDAR, K.H.M., 2004, Detection of land use/land cover changes for the northern part of the Nile delta (Burullus region), Egypt. *International Journal of Remote Sensing*, **25**, pp. 4079–4089.
- DOMÍNGUEZ DOMÍNGUEZ, E., 2001, La quema de la caña de azúcar y sus implicaciones ambientales. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados, Veracruz, Ver. México.
- FAO 1996, Survey of tropical forest cover and study of change processes. Forestry Paper 130, Roma.
- FEARNSIDE, M.P., 2001, Saving tropical forests as a global warming countermeasure: an issue that divides the environmental movement. *Ecological Economics*, **39**, pp. 167–184.
- FLORES-VILLELA, O., and GEREZ, P. (Eds), 1988, Conservación en México: Síntesis sobre vertebrados terrestres, vegetación y uso del suelo, pp. 31–34 (México: Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos).

- FOODY, G.M., MATHUR, A., SANCHEZ-HERNANDEZ, C. and BOYD, D.S., 2006, Training set size requirements for the classification of a specific class. *Remote Sensing of Environment*, **104**, pp. 1–14.
- FOODY, G.M., PALUBINSKA, G., LUCAS, R.M., CURRAN, P.J. and HONZAK, M., 1996, Identifying terrestrial carbon sinks: classification of successional stages in regeneration tropical forest from Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, **55**, pp. 205–216.
- GEISSERT, D., DUBRECQ, D., CAMPOS, A., and MEZA, E. (Eds), 1994, *Carta de paisajes geomorfoedafológicos de la región volcánica Cofre de Perote, Estado de Veracruz, México*, Escala 1:75,000 (México: Instituto de Ecología, A.C.-ORSTOM-CONACYT).
- GENELETTI, D. and GORTE, B.G.H., 2003, A method for object-oriented land cover classification combining Landsat TM data and aerial photographs. *International Journal of Remote Sensing*, **24**, pp. 1273–1286.
- HALHEAD, V., 1992, Social dimensions of forest utilization in Mexico: Implications for intervention. In *Development or Destruction: The Conversion of Tropical Forest to Pasture in Latin America*, T.E. Downing, S.B. Hecht, H.A. Pearson and C. Garcia-Downing (Eds), pp. 159–169 USA: Westview Press, 1992).
- HAMILTON, L.S., JUVIK, J.O., and SCATENA, F.N. (Eds), 1995, *Tropical Montane Cloud Forests. Ecological Studies* 110, pp. 407 (New York: Springer Verlag).
- HOUGHTON, R.A., HOBBI, J.E., MELILLO, J.M., MOORE III, B., PETERSON, B.J., SHAVER, G.R. and WOODWELL, G.M., 1983, Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: a net release of CO₂ to the atmosphere. *Ecological Monographs*, **53**, pp. 235–262.
- INEGI 1993, *Conjuntos de Datos Vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación. Escala 1: 250 000. Serie II* (Mexico: INEGI).
- INEGI 1995a, Aerial photographs. Scale 1:20 000 (Mexico: INEGI).
- INEGI 1995b, Aerial photographs. Scale 1:75 000 (Mexico: INEGI).
- INEGI 2000, Topographic-land use map. Scale 1:50 000 (Mexico: INEGI).
- INTERNATIONAL INSTITUTE FOR GEO-INFORMATION SCIENCE AND EARTH OBSERVATION (ITC) (Ed.) 2000, *Principles of remote sensing*, pp. 141–154 (Enschede, NL: ITC).
- INTERNATIONAL INSTITUTE FOR GEO-INFORMATION SCIENCE AND EARTH OBSERVATION (ITC) (Ed.) 2004, *Integrated Land and Water Information System ILWIS, version 3.2*, p. 511 (Enschede, NL: ITC).
- JÁCOME, A., 2004, Dealing with risk: small-scale coffee production systems in Mexico. *Perspectivas latinoamericanas*, **1**, pp. 1–39.
- KING, R.B., 2002, Land cover mapping principles: a return to interpretation fundamentals. *International Journal of Remote Sensing*, **23**, pp. 3525–3546.
- LAMBIN, E.F., GEIST, H.J. and LEPERS, E., 2003, Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environmental Resources*, **28**, pp. 205–241.
- LAMBIN, E.F., TURNER, B.L., GEIST, H.J., AGBOLA, S.B., ARILD, A. and BRUCE, J.W., et al. 2001, The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, **11**, pp. 261–269.
- LU, D., MAUSEL, P., BATISTELLA, M. and MORAN, E., 2005, Land-cover binary change detection methods for use in the moist tropical region of the Amazon: a comparative study. *International Journal of Remote Sensing*, **26**, pp. 101–114.
- LILLESAND, T.M., and KIEFER, R.W. (Eds), 1994, *Remote sensing and Image Interpretation* (New York: John Wiley & Sons).
- LIU, J.Y., ZHUANG, D.F., LUO, D. and XIAO, X., 2003, Land-cover classification of China: integrated analysis of AVHRR imagery and geophysical data. *International Journal of Remote Sensing*, **24**, pp. 2485–2500.

- LUNA, I., VELÁZQUEZ, A. and VELÁZQUEZ, E., 2001, El Caribe y los países del continente americano. In *Bosques nublados del neotrópico*, M. Kappelle and A.D. Brown (Eds), pp. 183–229 (Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, 2001).
- LUNA, V., 1997, Estudio de vegetación y flora del municipio de Coatepec, Ver. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Biológicas, Xalapa, Ver. México.
- MANSON, R.H., 2004, Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México. *Madera y Bosques*, **10**, pp. 3–20.
- MASELLI, F., CONESE, C., DE FILIPPIS, T. and ROMANI, R., 1995, Integration of ancillary data into a maximum-likelihood classifier with nonparametric priors. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, **50**, pp. 2–11.
- MASERA, O.R., ORDÓÑEZ, M.J. and DIRZO, R., 1997, Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long term scenarios. *Climatic Change*, **35**, pp. 265–295.
- MONTAGUT-GONZÁLEZ, R., 1999, Factors that contributed to the expansion of cattle ranching in Veracruz, Mexico. *Mexican Studies*, **15**, pp. 101–130.
- PALACIO-PRIETO, J.L., BOCCO, G., VELÁZQUEZ, A., MAS, J.F., TAKAKI, F., VICTORIA, A. and LUNA-GONZÁLEZ, L., et al. 2000, La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas*, **43**, pp. 183–203.
- PAGIOLA, S., BISHOP, J., and LANDELL-MILLS, N. (Eds), 2002, *Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation*, p. 299 (London: Earthscan).
- PEDRONI, L., 2003, Improved classification of Landsat Thematic Mapper data using modified prior probabilities in large and complex landscapes. *International Journal of Remote Sensing*, **24**, pp. 91–113.
- PETERSON, T.A., ORTEGA, M.A., BARTLEY, J., SÁNCHEZ, V., SOBERÓN, J., BUDDEMEIER, R.H. and STOCKWELL, D.R.B., 2001, Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature*, **416**, pp. 626–629.
- PONETTE, A., 2004, Coffee, cattle, and colonialism: historical effects of markets and agricultural policies on cloud forests in central Veracruz, Mexico. *Tropical Resources*, **23**, pp. 37–43.
- PROL-LEDESMA, R.M., URIBE-ALCÁNTARA, E.M. and DIAZ-MOLINA, O., 2002, Use of cartographic data and Landsat TM images to determine land use change in the vicinity of Mexico City. *International Journal of Remote Sensing*, **23**, pp. 1927–1933.
- READ, J.M. and LAM, S.N.S., 2002, Spatial methods for characterizing land cover and detecting land-cover changes for the tropics. *International Journal of Remote Sensing*, **23**, pp. 2457–2474.
- ROBERTS, D.A., KELLER, M. and VIANEI SOARES, J., 2003, Studies of land-cover, land-use, and biophysical properties of vegetation in the Large Scale Biosphere Atmosphere experiment in Amazonia. *Remote Sensing of Environment*, **87**, pp. 377–388.
- ROSSIGNOL, J.P., CAMPOS, A., GEISSERT, D., and QUANTIN, P. (Eds), 1988, *Morfoedafología del área Xalapa-Coatepec y sus aplicaciones a los usos agrícola, pecuario y forestal. Informe explicativo preliminar de los mapas morfoedafológico, de recursos en tierras y de capacidades de uso al 1 : 75,000*, p. 130 (México: INIREB-ORSTOM-ENITHP).
- RZEDOWSKY, J. (Ed.), 1978, *Vegetación de México*, pp. 315–326 (México: Limusa).
- SINGH, A., 1989, Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, **10**, pp. 989–1003.
- SONG, C., WOODCOCK, C.E., SETO, K.C., LENNEY, M.P. and MACOMBER, S.A., 2001, Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects?. *Remote Sensing of Environment*, **75**, pp. 230–244.
- TOLEDO, V.M. and ORDÓÑEZ, M.DE J., 1993, The biodiversity scenario of Mexico: A review terrestrial habitats. In *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*, D.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot and J. Fa (Eds), pp. 757–777 (New York: Oxford University Press, 1993).

- VELÁZQUEZ, A., MAS, J.F., MAYORGA-SAUCEDO, R., DÍAZ, J.R., ALCÁNTARA, C. and CASTRO, R., et al. 2002, Estado actual y dinámica de los recursos forestales de México. *CONABIO. Biodiversitas*, **41**, pp. 8–15.
- UNEP-WCMC. (Ed.), 2002, *Mountain Watch*, p. 80. (UK-UNEP).
- WILLIAMS-LINERA, G., 1992, Ecología del paisaje y el bosque mesófilo de montaña en el centro de Veracruz. *Ciencia y Desarrollo*, **105**, pp. 132–138.
- WILLIAMS-LINERA, G., MANSON, R.H. and ISUNZA, E., 2002, La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso de suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques*, **8**, pp. 73–79.
- WHITMORE, T.C. and SAYER, J.A., 1992, Deforestation and species extinction in tropical moist forests. In *Tropical Deforestation and Species Extinction*, T.C. Whitmore and J.A. Sayer (Eds), pp. 1–14 (London: Chapman & Hall, 1992).
- XUE-HUA, L., SKIDMORE, A.K. and VAN OOSTEN, H., 2002, Integration of classification methods for improvement of land-cover map accuracy. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, **56**, pp. 257–268.
- ZADROGA, F., 1981, The hydrological importance of a montane cloud forest area of Costa Rica. In *Tropical Agricultural Hydrology*, R. Lal and E.W. Russell (Eds), pp. 59–73 (New York: Wiley, 1981).
- ZÁRATE, B.E., 2001, Ordenamiento ecológico forestal de la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz. Tesis de Maestría. Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Agrícolas, Xalapa, Ver. México.
- ZELEKE, G. and HURNI, H., 2001, Implications of land use and land cover dynamics for mountain resource degradation in the northwestern Ethiopian highlands. *Mountain Research and Development*, **21**, pp. 184–191.