



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Centro de Investigaciones en Ecosistemas

CARACTERIZACIÓN DEL EFECTO
DE BORDE EN FRAGMENTOS DE
BOSQUE TROPICAL SECO EN
CHAMELA JALISCO, MÉXICO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

DOCTORA EN CIENCIAS

P R E S E N T A

YOLANDA GUADALUPE NAVA CRUZ

DIRECTOR DE TESIS: DR. JOSÉ MANUEL MAASS MORENO

MÉXICO, D.F.

NOVIEMBRE, 2006



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

A Emilian

Por todos los motivos que a mi vida imprime
a través de la luz de sus pequeños ojos.

A René

Por su paciencia y solidaria compañía,
por seguir, por siempre estar.....

AGRADECIMIENTOS

La autora expresa su sincero agradecimiento a:

- Dr. Manuel Maass por su incondicional apoyo durante el proceso de elaboración de esta investigación y muy en especial por no dejarme claudicar.
- Los miembros del comité tutorial el Dr. Oscar Briones y el Dr. Víctor Jaramillo por sus atinados comentarios y sugerencias para enriquecer esta tesis.
- Los doctores miembros del jurado: Irma Rosas, Ignacio Méndez, Martin Ricker y Lauro López por la revisión del manuscrito.
- René Martínez-Bravo por su apoyo técnico y logístico en todo el desarrollo de la tesis. A Jesús Alarcón, Francisco Cervantes, Alfredo Camarillo, Andrés Valle, José Garza y Peter de Vries por su valioso esfuerzo en el trabajo de campo. A Salvador Araiza, Abel Verduzco, Heberto Ferreira y Raúl Ahedo por su apoyo técnico. A la Dra. Julieta Benítez, por la revisión del capítulo dos de esta tesis. Al Dr. Felipe García Oliva por su asesoría en el análisis de suelo. A la señorita Lilia Espinosa por su invaluable apoyo en mi lucha con la sorda burocracia universitaria.
- Al personal de la Estación de Biología Chamela por su apoyo logístico y al Sr. Ramiro Peña de San Mateo, Jalisco. Asimismo al personal del vivero Forestal de Tomatlán, quienes proporcionaron las plántulas utilizadas en el estudio.
- CONACYT y la UNAM (PAPIIT y DGAPA) por el financiamiento del proyecto y la beca de doctorado.
- A la UNAM, por darme la oportunidad de pertenecer al grupo de privilegiados que tienen la suerte de formarse en esta universidad pública.

Por otra parte, aprovecho este espacio para referirme a las personas cuyo apoyo fue indispensable para poder llegar a este punto en mi carrera profesional. Mi eterna gratitud a:

- Los Nava-Cruz (Yolanda, Eduardo, Lalo y Karina), y demás parientes (Herlinda, Carmen, Antelmo, Jorge, José Luis, Oralia, Pe, Carmen, José, Vane,
-

Sheyla y Gloria Martínez) por estar siempre dispuestos para brindarme su incondicional apoyo.

- Mis grandes amigos por su tolerancia y paciencia, por su grata compañía: Gabriela Guerrero, Alejandro Flamenco, Carolina Lozano y Víctor Peña. A las señoritas Ángeles Prado y Teresa Sánchez por su enorme apoyo en esta última etapa.
- Mi esposo René Martínez por todo el trabajo que también le significó esta tesis, pero más aún, por su cuidadosa paciencia, su solidaria compañía y su entera confianza.
- Mi pequeña y bella flor “Emilian”, por toda la felicidad, por toda la alegría que a mi vida trajo y por ser el motor de este orgullo que no me deja renunciar.

GRACIAS.

Yolanda Nava

ÍNDICE

	Págs.
RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN GENERAL	3
El efecto de borde y la conservación del bosque tropical seco	5
Impactos ecológicos de la ganadería en el bosque tropical seco	9
ÁREA DE ESTUDIO	
Contexto global de los bosques tropicales secos	10
Descripción del ambiente físico y biótico del bosque tropical seco de Chamela	11
Sistema de manejo actual del bosque tropical seco en Chamela	12
OBJETIVO GENERAL	14
Literatura citada	15
CAPITULO 1. CARACTERIZACIÓN DE LOS CAMBIOS EN LAS CONDICIONES AMBIENTALES EN LAS INMEDIACIONES DEL BORDE EN FRAGMENTOS REMANENTES DE BOSQUE TROPICAL SECO.	
1.1 Introducción	24
1.2 Objetivo	26
1.3 Área de estudio	27
1.4 Materiales y Método	28
1.5 Resultados y discusión	35
1.6 Conclusiones	52
1.7 Literatura consultada	53

**CAPITULO 2.- EVALUACIÓN DEL EFECTO DE BORDE SOBRE
DOS ESPECIES ARBÓREAS DEL BOSQUE TROPICAL SECO DE
JALISCO, MÉXICO.**

2.1 Introducción	64
2.2 Área de estudio	66
2.3 Objetivo	67
2.4 Materiales y método	68
2.5 Resultados y discusión	69
2.6 Conclusiones	77
2.7 Literatura consultada	78

**CAPITULO 3.- EVALUACIÓN DE LAS MODIFICACIONES EN LOS
COMPONENTES BIÓTICOS Y ABIÓTICOS DEL BOSQUE TROPICAL
SECO EN LAS INMEDIACIONES DEL BORDE CON ZONAS
PERTURBADAS.**

3.1 Introducción	81
3.2 Área de estudio	83
3.3 Objetivo	83
3.4 Método	84
3.5 Resultados	85
3.6 Discusión y conclusiones	94
2.7 Literatura consultada	96

CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS	100
El efecto de borde en el contexto de la conservación y el manejo del bosque tropical seco	101

RESUMEN GENERAL

El cambio de uso del suelo en la costa de Jalisco ha generado un paisaje caracterizado por parches de vegetación de bosque tropical caducifolio colindantes con praderas ganaderas. En esta investigación se caracterizó tanto los cambios en los factores ambientales de la zona de borde (bosque - pradera), así como la respuesta de 2 especies arbóreas (*Caesalpinea platyloba* S. Wats; Leguminosae y *Spondias purpurea* L.; Anacardiaceae) al gradiente ambiental generado por la permanencia de dichos bordes. En cuatro fragmentos de Bosque Tropical Seco (BTS) nativo de Chamela, Jalisco; se realizaron mediciones del índice de velocidad de infiltración, temperatura del aire, radiación fotosintéticamente activa (RFA), humedad relativa, humedad del suelo, mantillo en pie, y supervivencia y crecimiento de las plantas; desde 40m en la pradera hasta 80m al interior del bosque.

Los análisis estadísticos revelaron diferencias significativas respecto a la zona de borde pradera-bosque para todas las variables analizadas y un patrón de cambios estrechamente relacionado con la estacionalidad del ecosistema y su status hídrico. El índice de velocidad de infiltración, la cantidad de mantillo en pie y la RFA, fueron las variables con mayor influencia para la caracterización del efecto de borde en las parcelas de estudio. La profundidad de la influencia del borde (PIB) estimada para las variables ambientales (5 a 20m), resultó menor a lo reportado para ecosistemas tropicales. La supervivencia de las plántulas fue diferente entre las especies, mostrando distintos umbrales de tolerancia a la perturbación. *C. platyloba* tuvo un mayor porcentaje de supervivencia en los corredores del interior del bosque y una mayor respuesta a los factores del sitio que regulan su incremento en altura.

El estudio evidenció la existencia de un gradiente ambiental, generado por la presencia del borde, de variables importantes para la ecofisiología de las plantas del BTS. Así mismo, los resultados mostraron claramente que en un ambiente tan heterogéneo como el BTS, el status del sitio juega un papel importante en el patrón de cambios generado por la existencia de bordes.

ABSTRACT

Land use change in the Chamela Region, Jalisco, Mexico, has generated a landscape characterized by vegetation patches of dry tropical forest adjacent of patches of pasture lands. Changes in the environmental factors at the forest / pasture edge, as well as the response of two arboreal species (*Caesalpinea platyloba* S. Wats; Leguminosae and *Spondias purpurea* L.; Anacardiaceae) to the environmental gradient was studied. Four fragments of native Dry Tropical Forest (TDF) in Chamela were selected to measure, survival and growth of the plants, as well as environmental factors (infiltration, air temperature, photosynthetical active radiation (PAR), relative humidity, soil moisture, and leaf-litter) in a gradient from 40m in the pastures to 80m in to the forest.

Statistical analyses revealed significant differences within the edge zone (pastures /forest) for all studied variables. Patterns of change closely related to ecosystem's climatic seasonality, as well as its water status. Infiltration index, leaf-litter and PAR, were the most responsive variables to the edge effect. The depth of the edge influence was smaller (5 to 20m) than the reported for other tropical ecosystems. Seedling survival differs between species, showing different tolerance thresholds to disturbance. *C. platyloba* had higher survival within the forest and higher response to site characteristics controlling seedling performance (light, temperature, soil moisture, etc.).

The study showed the existence of an environmental gradient generated at the forest/pasture edge, which influence ecophysiological variables important for TDF plants. Also, the results clearly showed that specific site conditions plays an important role in defining pattern of changes at the environmental gradient generated at the TDF/pasture edges.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Deforestación y fragmentación del hábitat en bosques tropicales.

La fragmentación del paisaje ocurre cuando el hábitat continuo es destruido o drásticamente modificado (Laurance 2000, 2002, Laurance *et al.* 2001) como una consecuencia directa o indirecta de las actividades humanas. La fragmentación y la deforestación en todo el planeta son las amenazas más importantes para el mantenimiento de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos que los ambientes naturales nos brindan.

Después de la fragmentación del hábitat, la dinámica natural de un ecosistema puede verse seriamente alterada. Algunas de estas alteraciones causadas por modificaciones en los procesos ecológicos del hábitat original, pueden modificar la dinámica y la riqueza de especies, la invasión de especies, la estructura trófica comunitaria y una gran variedad de procesos ecológicos y del ecosistema (Laurance *et al.* 2002).

Aunque para algunas especies la aparición de un bordes puede significar un factor que favorezca su desarrollo y crecimiento, en términos generales la fragmentación en el bosque actúa sinérgicamente con perturbaciones como la tala, la caza y los incendios. Dichos cambios pueden llegar a desestabilizar a las comunidades de plantas y animales en los fragmentos, representando colectivamente un factor de perturbación que puede inducir al ecosistema a un cambio de estado al sobrepasar sus umbrales de resiliencia (Folke 2004, Kennard *et al.* 2002, Laurance *et al.* 2002, Cochrane 2001, Holling 1973). Por ejemplo, los bosques tropicales del planeta están desapareciendo a una tasa de 15.4 millones de hectáreas por año (Laurance y Bierregaard 1997).

Particularmente los bosque tropicales estacionalmente secos representaban 42% de la vegetación tropical del mundo, pero actualmente son los ecosistemas tropicales con más impacto debido a su conversión como tierras agrícolas (Vierira y Scariot 2006, Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005). Las tasas de deforestación varían entre regiones, como también difieren las causas y la superficie actual de bosques remanentes (Whitmore 1997).

Del total del área forestal en Latinoamérica, el bosque tropical seco (BTS) ocupa alrededor del 47%, registrando también una alta tasa de deforestación (Janzen 1988). Para el caso de México, Trejo y Dirzo (2000) consideran que sólo el 27% de la cobertura original de los bosques tropicales secos persisten. El alarmante panorama actual de los BTS de nuestro país, supone una drástica conversión de zonas con cobertura vegetal continua, a fragmentos remanentes de bosque incluidos en una matriz de vegetación antrópica, con la concomitante emergencia de bordes en numerosos fragmentos. Aunado a esto, los ecosistemas forestales secos en los trópicos han recibido poca atención en comparación con el acervo de investigaciones conducidas en los bosques húmedos sobre su estructura, diversidad y ecofisiología (Bullock *et al.* 1995, Jaramillo 1992).

Un estudio realizado por Meli (2003) reporta que solo el 3% de la literatura sobre restauración forestal tropical se enfoca en bosques secos. Esta falta de información complica la situación y sugiere plantear de manera urgente, investigaciones con énfasis en el entendimiento de la naturaleza, las causas y consecuencias sobre la dinámica de los cambios en el BTS, a fin de poder plantear mejores alternativas para su manejo y conservación, tomando en cuenta su actual condición de ecosistema fragmentado.

El efecto de borde y la conservación del bosque tropical seco

La creación de bordes es una inevitable consecuencia de la fragmentación de los ecosistemas. El borde usualmente se define como la frontera entre el bosque natural y la vegetación antrópica, y el "efecto de borde" se denomina a los cambios en el ecosistema que se generan en un área de transición ubicada en la zona límite (hábitat o zona de borde) entre el ecosistema natural y el ecosistema transformado (Matlack 1994). Aunque tradicionalmente el efecto de borde sólo se considera hacia el interior de los ecosistemas naturales, recientes estudios han incluido evaluaciones en la zona del bosque-borde-ambiente transformado (Meiners *et al.* 2002, Wahungu *et al.* 2002 Oosterhoorn y Kappelle 2000). En este estudio se incluyó la zona del ecosistema antropogénico como parte de la zona de borde, dado que se tiene evidencia que el bosque tiene a su vez cierta influencia sobre el ecosistema adyacente, además de que se espera que los resultados aporten información útil para el diseño de estrategias de conservación y restauración de BTS en su condición de hábitat fragmentado.

La zona de borde se considera la región más alterada de un fragmento (Murcia 1995) y en opinión de Laurance (2002), es la región de mayor expresión de los cambios originados por la presencia de bordes en ecosistemas fragmentados. Los estudios en ecología de bordes mencionan aspectos "positivos" y "negativos" de su efecto sobre la estructura y dinámica de las poblaciones. Efectos positivos describen un incremento en la abundancia y riqueza de especies (Báldi 2005), su función como barreras contra el flujo de semillas de especies invasoras al interior del bosque (Cadenasso y Pickett 2001) y el incremento en las tasas de crecimiento relativo de algunas especies de plantas que crecen en la zona de borde (Williams-Linera 1990a) entre otros. De los efectos negativos

se pueden mencionar alteraciones y reducciones en las poblaciones de animales como aves y mamíferos (Conner y Perkins 2003, Harrington *et al.* 2001, Turner 1996).

La amplitud del efecto de borde depende de muchos factores como, la estructura y dinámica de la vegetación original (Matlack 1994, Williams-Linera 1990b), el tiempo y la historia de uso de la zona perturbada (Didham y Lawton 1999, Mesquita *et al.* 1999, Vandermeer y Perfecto 1997, Saunders *et al.* 1991, Lord y Norton 1989) y las características edáficas y geomorfológicas, tales como la pendiente, el tipo de suelo, la exposición y la forma del relieve (Camargo y Kapos 1995). Asimismo, es importante reconocer que la amplitud del efecto de borde varía con los factores o especies considerados en el análisis (Murcia 1995, Chen *et al.* 1991). Por ejemplo, el efecto del borde sobre la luz es generalmente más localizado que sobre la temperatura. Igualmente, podemos decir que el efecto del borde sobre una especie dependerá de cómo y en qué grado se modifica el hábitat particular de dicha especie.

Estudios en fragmentos de bosque tropical húmedo (BTH) y de bosque templado, muestran la existencia de gradientes micro-climáticos en el borde, que no ocurren bajo condiciones de bosque continuo (Murcia 1995, Malcom 1994). Tal es el caso de incrementos en la radiación fotosintéticamente activa (RFA) y en la temperatura del aire (MacDougall y Kellman 1992, Williams-Linera 1990a), así como una disminución en la humedad relativa conforme se aproxima al borde (Brown 1993, Sizer 1992, Chen *et al.* 1991, Kapos 1989). Dichos cambios en el microclima de los fragmentos remanentes, se han registrado en una extensión de más de 40 m al interior de la selva desde el borde en Manaus (Kapos 1989), aunque otros han reportado efectos menos dramáticos (por ejemplo 7-15m MacDougall y Kellman 1992; 15-20 m Williams-Linera 1990a).

El fenómeno de borde en el ambiente físico, tiene efectos directos en la comunidad, aunque éste asunto está mucho menos documentado. Se ha visto que la estructura, la dinámica y la composición florística del bosque en las inmediaciones del borde manifiestan cambios, tales como: un aumento en la tasa de mortalidad de árboles, cambios en la tasa de reclutamiento de plántulas (Sizer y Tanner 1999, Benítez-Malvido 1998, 1995), un aumento de especies exóticas en el sotobosque (Phillips 1997, Uhl *et al.* 1988); y reducción del área foliar en el dosel (Leigh *et al.* 1993). Estos cambios pueden alterar la estructura y el funcionamiento del ecosistema a tal grado que generen una reducción paulatina del área de la cobertura vegetal en condiciones de conservación de las zonas núcleo del ecosistema natural fragmentado (Turner 1996, Dale *et al.* 1994, Skole y Tucker 1993; Laurence y Yensen 1991, Thiollay 1989).

Por otra parte, en la planeación de las áreas efectivas de conservación de cualquier esquema de manejo que involucre zonas núcleo (o de protección de la diversidad), resulta determinante conocer el proceso y la amplitud del efecto de borde, a fin de poder conocer el área efectiva de bosque conservado (Laurence 1991). Esto es particularmente importante en aquellos casos en los que la relación perímetro/área aumenta considerablemente, tales como: las zonas riparias, los corredores ecológicos y los sistemas de manejo agroecológicos en donde se combinan franjas de áreas agrícolas, forestales y/o pecuarias con zonas de bosque natural. Así, el efecto de borde es actualmente un tópico clave para la biología de la conservación, ya que puede aportar información básica para el desarrollo de futuros modelos predictivos que puedan estimar, a nivel de paisaje, la cantidad (en hectáreas) de área efectiva en un fragmento de hábitat natural que no es afectada por el borde (Laurence y Yensen 1991).

La información que se tiene sobre los bosques tropicales secos, muestra que estos difieren estructural y funcionalmente de los bosques tropicales húmedos BTH (Bullock 1988, Janzen 1988), por lo que es de esperarse que las condiciones en el borde también difieran. Por ejemplo, a diferencia del BTH, en el ambiente estacional caducifolio el agua es un recurso limitante y una de las variables del ambiente físico que juega un papel determinante en los procesos funcionales del ecosistema. Asimismo, los incendios naturales e inducidos, más frecuentes en los BTS (González-Flores 1992, De Ita-Martínez y Barradas 1986), seguramente significan un mayor estrés y daño para los individuos cercanos al borde. Por otro lado, la radiación fotosintéticamente activa (RFA) en los BTS constituye un factor menos limitante que para los BTH. Asimismo, para las plantas del bosque seco el efecto de borde podría vislumbrarse como un proceso de menor impacto, dado que están adaptadas a cambios ambientales drásticos producto de la marcada estacionalidad climática (García-Oliva *et al.* 1991, Bullock y Solís-Magallanes 1990).

En el caso particular de Chamela, en un estudio sobre ganadería extensiva a diferentes escalas, Gutiérrez (1993) encontró una notable disminución de las áreas ocupadas por selva, que se acompañó de un aumento de las áreas ocupadas con fines agropecuarios. Esto ha generado un imbricado paisaje de fragmentos remanentes de bosque original, inmersos en una matriz de zonas perturbadas utilizadas en su mayoría para la agricultura y la ganadería. El aumento en la ocurrencia de bordes puede estar constituyendo un factor negativo importante para la preservación del bosque. Por lo anterior, aunado al hecho de que no existe información sobre el efecto de borde en los BTS, hace de gran interés realizar estudios que nos permitan caracterizar y entender este

fenómeno, lo que a su vez nos ayudará a planear mejores estrategias para el manejo y la conservación de estos bosques.

Impactos ecológicos de la ganadería en el bosque tropical seco

Un ecosistema tropical depende, en gran medida, del reciclaje de nutrientes que se encuentran almacenados en la biota que lo conforma y en el sistema edáfico. La conversión de bosques tropicales a pastizales involucra una considerable pérdida de biomasa y, tomando en cuenta que los bosques tropicales contienen cerca del 40% del carbono almacenado en los ecosistemas terrestres, la pérdida de estos bosques puede dar como resultado una alteración importante en el ciclo del carbono a nivel global (Laurance *et al.* 1997, 1999).

Aunado a la pérdida de la cobertura vegetal y con ello la pérdida de gran parte de la diversidad biótica del ecosistema, la transformación del bosque tropical produce una reducción significativa en las concentraciones de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico del suelo (Maass *et al.* 2002, García-Oliva *et al.* 1999, Laurance *et al.* 1999, García-Oliva y Maass 1998). Otras consecuencias ecológicas de la conversión del bosque seco son: una importante alteración del ciclo hidrológico, cambios en la estructura y aumento en la compactación del suelo, pérdida de materia orgánica y mantillo por unidad de área, y aumento de la erosión hídrica y eólica del suelo (Jonson y Wedin 1997, Maass 1995, Uhl *et al.* 1988). Aspectos del microclima como la temperatura del aire, el déficit de presión de vapor (VDP), y la densidad del flujo de fotones (PFD), registran valores más altos comparados con los del interior del bosque (Holl 1999). De los aspectos bióticos del ecosistema, Holl (1999) reporta que la cantidad de semillas dispersadas por el viento y

por animales, así como el porcentaje de germinación, son también menores en la zona de pastos, y Castellanos *et al.* (2001) indican una mayor productividad de raíces finas en el bosque seco de Chamela Jalisco en México aledaño a praderas ganaderas.

Aunque existen diversos trabajos con información referente al impacto de la transformación del bosque tropical a praderas para ganado, faltan estudios que evalúen el efecto sobre la microbiota del suelo y de otros aspectos funcionales del bosque nativo, a fin de estructurar un panorama completo de dicha perturbación.

ÁREA DE ESTUDIO

Contexto global de los bosques tropicales secos

El bosque más dominante en la superficie terrestre tropical y subtropical es el bosque seco y comprende el 42% de todos los bosques (Jaramillo 1992). Ningún otro tipo de bosque tropical ha sido sometido a perturbaciones tan extensas y persistentes y se considera que es uno de los tipos de vegetación tropicales más amenazados en el planeta (Janzen 1988). En Latinoamérica, grandes áreas de selva han sido transformadas en pradera. Hasta 1980 el 44% del área original de las selvas había sido transformado a pradera (Houghton *et al.* 1991).

El bosque tropical seco se extiende a lo largo de México, principalmente paralelo tanto en la costa del golfo de México como en la del océano pacífico, con un rango de elevación que va de los 0 a los 1900 m y alcanza a cubrir 157,800 km², equivalente al 8 % del territorio Mexicano (Rzedowski, 1978). Florest *et al.* (1971) por otro lado, estiman que el bosque tropical seco abarcaba 315213 km² (16 % del país).

Descripción del ambiente físico y biótico del bosque tropical seco de Chamela

El estudio se llevó a cabo en la región de Chamela, Jalisco, México. La región de la costa de Jalisco se caracteriza por su topografía irregular, con lomeríos que van de 20 a 250 msnm y que conforman numerosos sistemas de cuencas pequeñas. La geología está representada por rocas ígneas terciarias y cuaternarias (Cotler *et al.* 2002).

La temperatura media anual es de 24.6°C (1978-2000), el promedio anual de la temperatura máxima es de 30°C y mínima de 19.5°C con una oscilación mensual de 3°C, y 6.8°C, respectivamente (García-Oliva *et al.* 2002).. El promedio total anual de lluvia es alrededor de los 718 mm con un rango que va de 350 a 1200 mm, distribuyéndose el 80% de la lluvia entre los meses de julio a noviembre (García-Oliva *et al.* 2002). La dinámica del ecosistema está controlada en gran medida por el patrón estacional de la precipitación (Maass *et al.* 2002). La estación seca transcurre de diciembre a junio.

El patrón estacional del BTS causa variaciones en los periodos fenológicos de la producción y muda de hojas por las plantas (Bullock y Solís-Magallanes 1990). Esto causa cambios estacionales en la disponibilidad de luz y agua en el sotobosque y el suelo respectivamente (Maass *et al.* 2002). La dispersión de semillas también se lleva a cabo durante la estación seca (Bullock y Solís-Magallanes 1990), y las semillas remanentes en el banco de semillas del suelo aguardan el arribo del período de lluvias, el cual provee condiciones favorables para la germinación y establecimiento de las plántulas.

Dentro de lo que se denomina bosque tropical seco se incluye al bosque tropical caducifolio (Rzedowski 1978) que también se conoce como selva baja caducifolia (Miranda y Hernández-X 1963). Para fines de este trabajo y debido a que en la zona de estudio se presentan tanto el bosque tropical caducifolio en las laderas y crestas de los

lomerios, como la selva mediana subperennifolia en las partes bajas de las cuencas, se hará referencia a la zona de estudio como Bosque Tropical Seco (BTS).

La lista de la flora de la Estación de Biología en Chamela incluye 1120 especies en 544 géneros y 124 familias (Lott 1993). Las familias más diversas son Leguminosae, Euphorbiaceae, Compositae, Convolvulaceae, Rubiaceae, Bromeliaceae, Malvaceae, Acanthaceae y Lauraceae. Entre los árboles importantes de la selva de los lomeríos se encuentran representantes de los géneros Lonchocarpus, caesalpinia, Croton, Jatropha y Cordia (Lott 1993). La altura de los árboles oscila entre los 5 y 12 m los cuales en la época seca pierden la totalidad de sus hojas (Miranda y Hernández-X 1963).

En la costa de Jalisco el ecosistema tropical estacional representa el 47% del área total forestal, la cual ha tenido la mayor tasa de deforestación, estimada en 2.2% año⁻¹ (Trejo y Dirzo 2000, Toledo *et al.* 1989). El principal factor de cambio de uso de cobertura de suelo es la ganadería extensiva en donde se usa el fuego como herramienta de manejo de los pastos inducidos (Maass 1995).

Sistema de manejo actual del bosque tropical seco en Chamela

Para la región podemos definir un tipo de ganadería extensiva de praderas inducidas fundamentalmente de pasto guinea (*Panicum maxmum* Jacq.) y de zacate buffel (*Cenchrus ciliaris* L.), ambos perennes y amacollados, aunque este último es más resistente a la sequía e incrementa el contenido de proteína en el pastizal, el primero se considera más sabroso para el ganado y por tanto es preferido por los ejidatarios. Los pastizales de la zona son sembrados en pendientes pronunciadas después del desmonte y dos ciclos anuales de cultivo de maíz; son utilizados para el pastoreo de ganado

principalmente de carne, obteniendo una pequeña producción de leche, sólo para autoconsumo y la venta local (de Ita-Martínez y Barradas 1986). Es importante señalar que una práctica común en el cuidado de los potreros son las quemadas frecuentes en un periodo no mayor a los 3 años (Jaramillo 1992).

La raza de ganado bovino más generalizada en la región es el “Cebú” de gran resistencia a la sequía, que ha desplazado casi totalmente a las razas “criollas” que existieron anteriormente en la costa. El pastoreo se efectúa en forma directa en las praderas y especies forrajeras remanentes, por “ramoneo”, es decir, el forraje es consumido directamente del pastizal reduciendo los costos de explotación referente a corte y almacenamiento. En general los pastizales de la región no son fertilizados y están sujetos a un pastoreo intensivo y a un mal manejo, ya que el ganado comienza a pastorear cuando los pastos son muy pequeños y su rendimiento es bajo.

En virtud de la estacionalidad climática de la zona, la disponibilidad de forraje tanto natural como inducido, se restringe a los meses de julio a noviembre, por lo que en la época de sequía se acentúa el sobrepastoreo . Estas condiciones aunadas a las de pendiente pronunciada y suelos someros que favorecen la erosión, a la alteración de la estructura del suelo al compactarse el terreno por el pisoteo del ganado, y a la falta de abrevaderos, se origina un empobrecimiento del recurso primario de producción. La baja productividad de los pastizales y una alimentación precaria del ganado, dan como resultado bajos índices de agostadero (de Ita-Martínez y Barradas 1986). En los últimos meses de sequía (mayo-junio), especialmente en años secos (poca precipitación pluvial) se hace necesario el consumo de esquilmos agrícolas para complementar la alimentación del ganado.

OBJETIVO GENERAL

Este proyecto es un trabajo de investigación en biología de la conservación, cuyos resultados pueden traducirse en implicaciones prácticas para la planeación del manejo y la conservación de bosques tropicales secos. El objetivo fue caracterizar el efecto de borde que se genera en el bosque tropical seco al transformar parte de éste en praderas con fines agropecuarios. La evaluación del efecto de borde sobre el BTS, se concentró en el análisis de tres aspectos:

- Cambios en las condiciones ambientales en las inmediaciones del borde (índice de infiltración, mantillo en pie, temperatura, humedad de suelo, humedad relativa y radiación fotosintéticamente activa).
- Respuesta de individuos juveniles de plantas de dos especies nativas a las condiciones generadas en el borde, en términos de su crecimiento y supervivencia.
- Análisis multifactorial para estimar la magnitud y la amplitud del efecto de borde en el ambiente de las parcelas de estudio.

LITERATURA CITADA

- Báldi, A. 2005. The important of temporal dynamics of edge effect in reedbed design: a 12-year study on five bird species. *Wetlands Ecology and Management* 13:183-189.
- Benítez-Malvido, J. 1995. The ecology of seedlings in Central Amazonian forest fragments. Ph. D. Dissertation, University of Cambridge, England.
- Benítez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12:380-389.
- Brown, N. 1993. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland rain forest. *Journal of Tropical Ecology*. 9: 153-168.
- Bullock, S.H. 1988. Rasgos del ambiente físico y biológico de Chamela, Jalisco, México *Folia Entomológica Mexicana*. 77:5-17.
- Bullock, S. H. y A. Solís-Magallanes. 1990. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotrópica* 22(1): 270-274.
- Bullock, S., H. Mooney, y E. Medina (eds.). 1995. Tropical deciduous forest ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge. 450 pp.
- Cadenasso, M. L. y S. T. A. Pickett. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interior. *Conservation Biology* 15(1):91-97
- Camargo, J. L. y V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Castellanos, J., V. J. Jaramillo, R. L. Sanford Jr., y J. B. Kauffman. 2001. Flash-and-burn effects on fine root biomass and productivity in a tropical dry forest ecosystem in México. *Forest Ecology and Management* 148: 41-50.

- Chen, J., J. F. Franklin, y T. A. Spies. 1991. Microclimatic pattern and basic biological responses at the clear-cut edge of old-growth Douglas-Fir stands. *Northwest Environmental Journal*. 6:424-425.
- Cotler, H., E. Duran, y C. Siebe. 2002. Caracterización morfoedafológica y calidad de sitio de un bosque tropical caducifolio. *In*: Noguera, F. A., J. H. Vega Ribera, A. N. García Aldrete y M. Quezada (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. pp: 17-79.
- Cochrane, M. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forest. *Global Ecology and Biogeography* 15(6): 1515-1521.
- Conner, L. M. y M. W. Perkins. 2003. Nest predator use of food plots within a forest matrix: an experiment using artificial nests. *Forest Ecology and Management*. 182: 371-380.
- Dale, V. H., S. M. Pearson, H. L. Offerman y R. V. O'Neill. 1994. Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8: 1027-36.
- De Ita-Martínez, C., y V. Barradas. 1986. El clima y los patrones de producción agrícola en una selva baja caducifolia de la costa de Jalisco, México. *Biótica* 11: 237-245.
- Didham, R. y J. H. Lawton, 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetatio structure in tropical forest fragments. *Biotrópica* 31(1): 17-30.
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson, y C. S. Holling. 2004. Regime shifts, resilience, and biodivesrsity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35: 557-81.

- García-Oliva, F., A. Camou, y M. Maass. 2002. El clima de la región central de la costa del Pacífico mexicano. *en: Noguera, F. A., J. H. Vega Ribera, A. N. García Aldrete y M. Quezada (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. pp3-10.*
- García-Oliva, F., R. L. Sanford Jr. y E. Kelly. 1999. Effect of burning of tropical deciduous forest soil in México on the microbial degradation of organic mattes. *Plant Soil* 206: 29-36.
- García-Oliva, F., y J. M. Maass. 1998. Efecto de la transformación de la selva a pradera sobre la dinámica de los nutrientes en un ecosistema tropical estacional en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62: 39-48.
- García-Oliva, F., E. Ezcurra y L. Galicia. 1991. Pattern of rainfall distribution in the central pacific coast of Mexico. *Geografiska Annaler* 73 A: 179-186.
- González-Flores, C. 1992. El manejo del fuego en el sistema de Roza, Tumba y Quema en la selva baja caducifolia de Chamela, Jalisco. *Tesis de licenciatura. Fac. Ciencias, UNAM.*
- Gutiérrez, A. A. 1993. La ganadería extensiva en el trópico seco mexicano : Causas, consecuencias y manifestaciones en su medio social. *Tesis de licenciatura. Fac. de Filosofía y Letras, UNAM.*
- Harrington, G. N., A. N. D. Freeman, y F. H. J. Crome, 2001. The effects of fragmentation of an Australian tropical rain forest on populations and assemblages of small mammals. *Journal of Tropical Ecology.* 17: 225-240.
- Holl, D. K. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: Seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotrópica* 31(2):229-242.

- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.
- Houghton, R. A., D. S. Lefkowitz, y D. I. Skole. 1991. Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985. I. Progressive loss of forest. *Forest Ecology and Management*. 38: 143-172.
- Janzen, D. H. 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75:105-116.
- Jaramillo, V. J. 1992. El fuego y la biogeoquímica en un ecosistema tropical estacional. *Ciencias* 43: 41-43.
- Jonson, N. C., y D. A. Wedin. 1997. Soil carbon, nutrients, and micorrizae during conversion of dry tropical forest to grassland. *Ecological Applications*. 7: 171-182.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecolog.* 5: 173-185.
- Kennard, D. K.; K. Gould, F. E. Putz, T. S. Fredericksen, y F. Morales. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162: 197-208.
- Laurance, W. F. 2002. Hyperdinamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13:595-602.
- Laurance, W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales?. *Tree* 15(4):134-135.
- Laurence, W. F. 1991. Edge effects in the tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*. 50:205-219.

- Laurance, W. F.; T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Dirham, P.C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance, y E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605-618.
- Laurance, W. F., R. K. Dirham y M. E. Power. 2001. Ecological boundaries: a search for synthesis. *Trends in Ecology and Evolution*. 16(2): 70-71.
- Laurance, W. F., P. M. Fearnside, S. G. Laurance, P. Delamonica, T. E. Lovejoy, J. M. Rankin-de Merona, J. Q. Chambers y C. Gascon. 1999. Relationships between soil and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. *Forest ecology and Management* 118: 127-138.
- Laurance, W. F., S. G. Laurance, L. V. Ferreira, J. M. Rankin-de Merona, C. Gascon, y T. E. Lovejoy. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments, *Science* 278: 1117-1118.
- Laurence, W. F., and R. O. Bierregaard (eds) 1997. Tropical forest remnants: Ecology, Management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Laurence, W. F., y E. Yensen. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological conservation* 55: 72-92.
- Leigh, E. G., S. J. Wright, E. A. Herre y F. E. Putz. 1993. The decline of tree diversity on newly isolated tropical islands: a test of a null hypothesis and some implications. *Evolutionary Ecology* 7: 76-102.
- Lord, M.J. y D. A. Norton, 1989. Scale and the spatial Concept of fragmentation. *Conservation Biology* 197-201.

- Lott, E. J. 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela, bay region, Jalisco, México. *Occasional Papers of the California Academy of Sciences* 168:1-60.
- Maass, J. M. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. *En*. Bullock, S., E. Medina, y H. Mooney (eds.). Tropical deciduous forest ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge. pp 399-422.
- Maass, J. M., V. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, F. García-Oliva, A. Pérez-Jiménez y J. Sarukhán. 2002. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. *En*: Noguera, F. A., J. H. Vega Ribera, A. N. García Aldrete y M. Quezada (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. pp. 525-542.
- MacDougall, A. y Kellman, M. 1992. The understory light regimen and patterns of tree seedlings in a tropical riparian forest patches. *Journal of Biogeography* 19: 667-675.
- Malcom, J. R. 1994. Edge effects in a central Amazonian forest fragments. *Ecology*. 75:2438-2445.
- Matlack, G. R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge - trends in space and successional time. *Journal of Ecology* 82: 113-23.
- Meiners, S. J., S. T. A. Pickett, y S. N. Handel. 2002. Probability of tree seedling establishment changes across a forest-old field edge gradient. *American Journal of Botany* 89: 466-471.
- Meli, P. 2003. Restauración ecológica de bosque tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia* 28: 581-589.

- Mesquita, R., P. Delamônica, y W. F. Laurance. 1999. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91:129-134.
- Miranda, F. G., y E. Hernández-X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. Boletín de la Sociedad Botánica de México pp: 29–179.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Oosterhoorn, M. y M. Kappelle. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management* 126: 291-307.
- Phillips, O. L. 1997. The changing ecology of tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 6: 291-311.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa, México. 432p.
- Sanchez-Azofeifa, G. A., M. Kalacska, M. Quesada, J. C. Calvo-Alvarado, J. M. Nassar, y J. P. Rodríguez. 2005. Need for integrated research for a sustainable future in tropical dry forest. *Conservation Biology* 19:285-286.
- Saunders, D., R. J. Hobbs, y C. R. Margulies. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1):18-32.
- Sizer, N. C. 1992. The impact of edge formation on regeneration and litterfall in a tropical rain forest fragment in Amazonia. Tesis Ph Degree. Cambridge University.
- Sizer, N. C., y E. V. J. Tanner. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation*. 91: 135-142.

- Skole, D. y C. Tucker. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260: 1905-10.
- Thiollay, J. M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3: 128-37.
- Toledo, V. M., J. Carabias, C. Toledo y C. González-Pacheco 1989. La producción rural en México: alternativas ecológicas. Colección Medio Ambiente, núm. 6. Fundación Universo Veintiuno, México.
- Trejo, I., y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest-a national and local analysis in México. *Biological Conservation* 94(2):113-142.
- Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Uhl, C., R. B. Buschbacher, y E. A. S. Serrão. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-81.
- Vandermeer, J., e I. Perfecto. 1997. The agroecosystem: A need for the Conservation Biologist's Lens. *Conservation Biology* 11(3):593-96.
- Vieira, D. L. M., y A. Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14(1): 11-20.
- Wahungu, G. M, C. P. Catterall, M. F. Olsen. 2002. Seedling predation and growth at a rainforest-pasture ecotone, and the value of shoots as seedling analogues. *Forest Ecology and Management* 162: 251-260.
- Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. *En: Laurence, W. F, y R. O. Bierregaard (eds.). Tropical forest remnants: Ecology,*

Management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, IL.

Williams-Linera, G. 1990a. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology* 78: 356-73.

Williams-Linera, G. 1990b. Origin and early development of forest edge vegetation in Panama. *Biotropica* 22(3):235-241.

CARACTERIZACIÓN DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES EN LAS INMEDIACIONES DEL BORDE EN FRAGMENTOS DE BOSQUE TROPICAL SECO

INTRODUCCIÓN

La deforestación y fragmentación de bosques tropicales a nivel mundial y en particular en nuestro país, se ha tornado en una creciente amenaza para la conservación de la biodiversidad. El grado y tipo de afectación son determinados principalmente por las características propias del hábitat (e.g. historias de uso, tipo de matriz, tipo de bosque y orientación) así como por las características particulares de las especies involucradas (Kingston y Morris 2000). Una de las consecuencias más inmediatas de la fragmentación es la aparición de efectos negativos sobre el ambiente físico y la estructura del bosque (Didham y Lawton 1999), así como en las poblaciones de plantas y animales (Mesquita *et al.* 1999, Robinson 1999, Stratford y Stouffer 1999), por la emergencia de bordes. El grado de influencia del borde depende en gran medida del contraste entre el bosque y el tipo de matriz adyacente (conocido como “efecto de matriz”); por ejemplo, si se trata de un cultivo, un pastizal o una zona urbana (Sizer *et al.* 2000, Didham y Lawton 1999, Wilson y Kleb 1996, Malcom 1994).

Los mayores cambios ecológicos en comunidades fragmentadas se presentan en los alrededores de la transición abrupta, en la denominada zona de borde o profundidad de la influencia del borde (PIB, Murcia 1995, Cadenasso *et al.* 1997). El proceso de fragmentación puede inducir hacia el interior del bosque, cambios en su estructura y funcionamiento, incluyendo: el microclima (Kapos *et al.* 1997, Chen *et al.* 1995, Matlack 1993, Williams-Linera 1990), la estructura de la vegetación (Harper *et al.* 2005,

Cadenasso y Pickett 2001), la composición de especies (Riedel y Epstein 2005, Euskirchen *et al.* 2001, Benitez-Malvido 1998, 1995), la productividad y dinámica de nutrientes, la fisiología de los organismos (Weather *et al.* 2001, Kapos *et al.* 1993) y hasta la diversidad (riqueza y abundancia) de especies (Báldi 2005, Matlack 1994).

Factores micro-meteorológicos tales como la incidencia de radiación, la temperatura del aire y la humedad atmosférica y del suelo, controlan importantes procesos funcionales de los ecosistemas nativos (Meli 2003), por lo que una modificación en cualquiera de ellos, puede traducirse en diversos impactos para la biota (Laurance *et al.* 2002, 2001). La magnitud y extensión de los cambios en el micro-ambiente debidos el efecto de borde, pueden tener diversas expresiones dependiendo de la variable que se haya seleccionado para caracterizarlo (Laurance *et al.* 2002). Por ejemplo, la remoción del dosel incrementa la cantidad de radiación solar y de la lluvia directa que cae sobre la superficie del suelo. Por el contrario, la media de la humedad relativa observada en el interior del bosque, se reduce en las inmediaciones del borde a consecuencia del incremento en la temperatura del suelo y del aire, además de la velocidad del viento (Williams-Linera 1990). La humedad, y a concentración y disponibilidad de nutrientes del suelo son mayores en el interior del bosque (Sizer *et al.* 2000, Didham y Lawton 1999, Didham 1998, Kapos *et al.* 1993, Kapos 1989), así como la cantidad por superficie y la humedad en el mantillo (Varela y Feria 2004, Didham y Lawton 1999).

Una expectativa reiterativa en muchos trabajos sobre fragmentación ecológica es que el efecto de borde conduce a una degradación y simplificación del bosque en las áreas expuestas a tales efectos (Laurance 2002, 2000; Chapin III *et al.* 2000). Por tanto,

la identificación de cambios en los patrones de las variables del ambiente en la zona de borde, pueden ser una primera aproximación para identificar los efectos sobre procesos funcionales del ecosistema natural, y contribuir significativamente a establecer recomendaciones para el diseño de planes de conservación (Tabarelli y Gascon 2005, Bogaer *et al.* 2001, Gascon *et al.* 2000, Ohman y Eriksson 1998, Laurance 1991) y restauración (Vieira *et al.* 2006) del bosque tropical seco a nivel regional.

En este estudio se analizó el efecto de borde durante dos ciclos estacionales (en época de secas y en época de lluvias), en el que los componentes estudiados incluyeron aspectos bióticos y abióticos. Este análisis se contempla como un paso indispensable para entender el efecto de borde en la estructura y funcionamiento del ecosistema natural y sus posibles implicaciones en esquemas de manejo alternativos (incluyendo aprovechamiento, conservación y / o restauración del ecosistema fragmentado).

OBJETIVO

En fragmentos de bosque tropical seco aledaños a praderas ganaderas se evaluaron los cambios en los factores ambientales en la zona limítrofe entre el bosque y la pradera . Se puso particular interés en determinar la distancia o amplitud de la expresión del fenómeno de borde sobre el medio ambiente físico.

Las interrogantes base en este estudio fueron:

¿Cuál es el patrón de cambios espaciales en las condiciones ambientales cercanas al borde de los fragmentos remanentes de BTS?

¿Existen diferencias en el patrón de estos cambios por efecto de la marcada estacionalidad que caracteriza a los BTS?

¿Es posible determinar de manera discreta la distancia o amplitud de la expresión del efecto de borde (en metros)?

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la región de Chamela, Jalisco, México. La región de la costa de Jalisco se caracteriza por su topografía irregular, con lomeríos que van de 20 a 250 msnm y que conforman numerosos sistemas de cuencas pequeñas. La geología está representada por rocas ígneas terciarias y cuaternarias (Cotler *et al.* 2002). La temperatura media anual es de 21.4°C. El promedio total anual de lluvia es alrededor de los 718 mm con un rango que va de 350 a 1200 mm, distribuyéndose el 80 % de la lluvia entre los meses de julio a noviembre (García-Oliva *et al.* 2002). La dinámica del ecosistema está controlada en gran medida por el patrón estacional de la precipitación (Maass *et al.* 2002). La estación seca transcurre de diciembre a junio.

El patrón estacional característico de lluvias del bosque tropical caducifolio (Rzedowski 1978) o selva baja caducifolia (Miranda y Hernández-X 1963), causa variaciones en los periodos fenológicos de la producción y muda de hojas por las plantas (Bullock y Solís-Magallanes 1990). Esto causa cambios estacionales en la disponibilidad de luz y agua en el sotobosque y el suelo respectivamente (Maass *et al.* 2002). La dispersión de semillas también se lleva a cabo durante la estación seca (Bullock y Solís-Magallanes 1990), y las semillas remanentes en el banco de semillas del suelo aguardan el arribo del período de

lluvias, el cual provee condiciones favorables para la germinación y establecimiento de las plántulas.

La lista de la flora de la Estación de Biología en Chamela incluye 1120 especies en 544 géneros y 124 familias (Lott 1993). En esta región el ecosistema tropical estacional representa el 47% del área total forestal, la cual ha tenido la mayor tasa de deforestación (Trejo y Dirzo 2000). El principal factor de cambio de uso de cobertura de suelo es la ganadería extensiva en donde se usa el fuego como herramienta de manejo de los pastos inducidos (Maass 1995).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron cuatro fragmentos de vegetación natural remanente, aledaños a zonas perturbadas con uso pecuario de entre 15 y 18 años de edad. Esto último, para aumentar la posibilidad de que los efectos producto de la formación del borde que se dan a mediano y largo plazo, se hubieran manifestado. Dichos sitios se eligieron buscando guardar entre sí, mayor semejanza en pendiente, exposición, historia de manejo, estado de conservación, edad y tamaño. Todo lo anterior, a fin de poner énfasis en la distancia del borde como la variable independiente.

Las condiciones seleccionadas estuvieron en función de aquellas que ocurren con mayor frecuencia en la zona de estudio: pendientes entre 30 y 50%; exposiciones suroeste; la zona perturbada con praderas inducidas con pasto “Guinea” (*Panicum maximum* Jacq) para alimentación de ganado vacuno, con una historia de uso de quemadas frecuentes en intervalos de 2 años; y con al menos 1000 metros hacia el interior del “bosque nativo” en dirección perpendicular al borde. Las parcelas de estudio estuvieron

constituidas por un cuadrante de 5m de ancho (paralelo al borde) y 120 m de largo (perpendicular al borde).

Diseño experimental

En cada parcela, se realizaron mediciones de las variables ambientales en puntos a lo largo de 3 transectos perpendiculares al borde. Las mediciones dentro de cada transecto se realizaron en puntos localizados a 0, 1, 2.5, 5, 10, 20, 40 y 80 m del borde hacia el interior del bosque, y a 1, 2.5, 5, 10, 20 y 40 m del borde hacia la pradera, tomando el borde como punto 0 (Fig. 1). La localización de los transectos (dentro de los 50 m de ancho de la parcelas de estudio) se determinó al azar en cada una de las 4 parcelas en las diferentes fechas de muestreo (años y épocas). Las variables micro-ambientales medidas fueron: Temperatura del aire máxima y mínima (°C), humedad relativa (%), radiación fotosintéticamente activa (RFA en $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), cantidad de mantillo (Martínez-Yrzar y Sarukán 1993, Martínez-Yrizar *et al.* 1996, Galicia *et al.* 2002) por unidad de área (Kg ha^{-1}), humedad de suelo (ml Kg^{-1}) y el índice de velocidad de infiltración (lt min^{-1}). Todas las variables se midieron a lo largo de dos ciclos anuales (1998-1999 y 1999-2000), durante la época de secas y la época de lluvias.

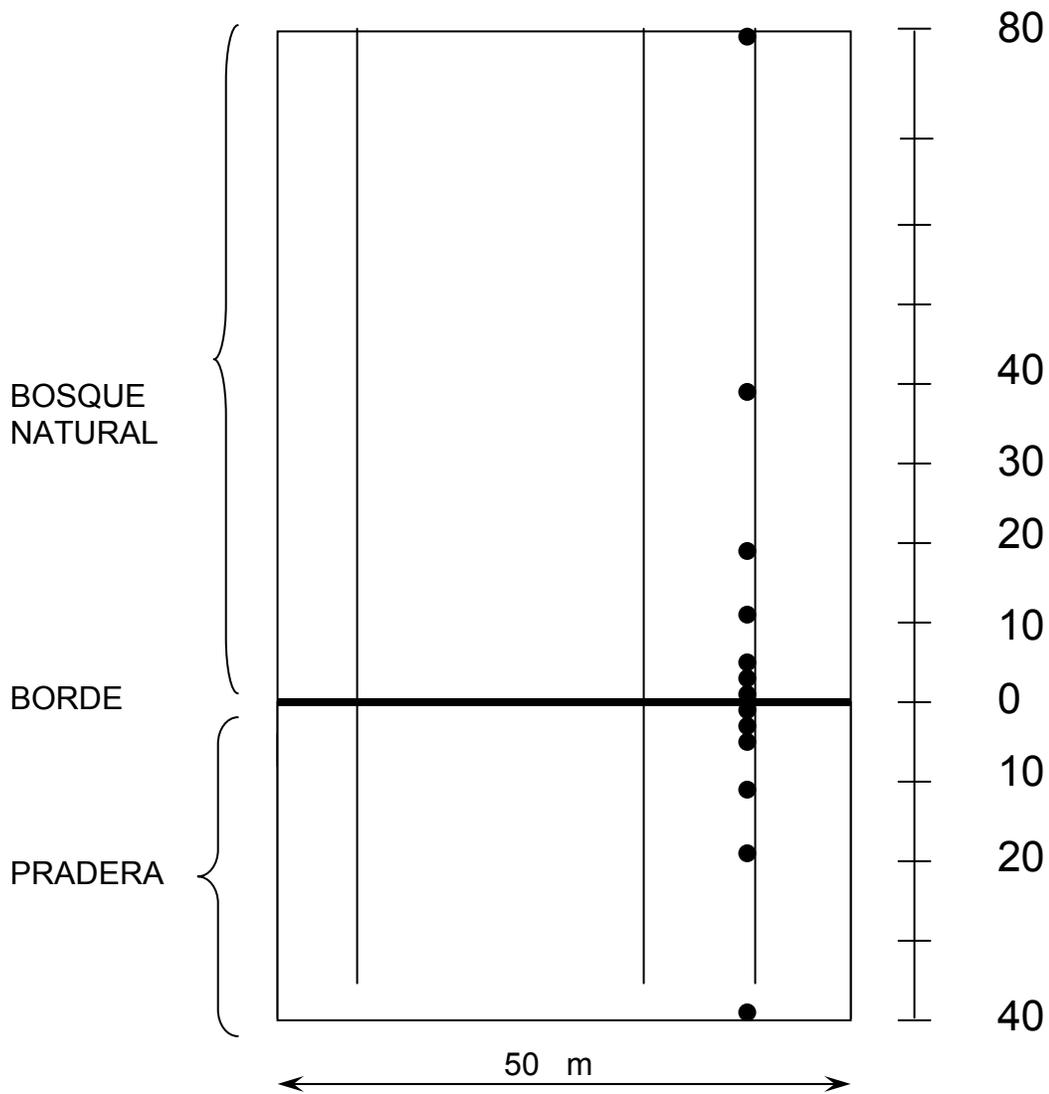


Figura 1. Esquema que resume el diseño de muestreo en las parcelas (fragmentos de bosque natural remanente aledaños a la pradera). Las 3 líneas verticales representan los transectos en cada parcela y (●) los puntos de muestreo. La escala a la derecha indica los metros respecto a la línea de borde.

Registro de variables estimadas

A continuación se describe detalladamente el método de muestreo para cada una de las variables ambientales del estudio:

- **Mantillo en pie.**- Se colectó el mantillo presente en una superficie constante de 0.052 m². Las muestras fueron limpiadas de suelo y rocas, secadas a 80° C por 48 horas hasta obtener un peso constante y pesadas en una balanza granataria (Martínez-Yrizar 1993). Se realizaron 3 colectas por punto de muestreo y se promedió el dato.
- **Humedad del suelo (%).**- Se determinó mediante el método gravimétrico (Rocha 2004), utilizando latas de 7 cm de diámetro y 5 cm de profundidad. El suelo se colectó en los primeros 5 cm de profundidad del suelo mineral (sin mantillo), sellando herméticamente la lata para evitar fugas de agua, las muestras fueron secadas a 110° C por 48 horas hasta obtener un peso constante. Se hicieron 3 colectas por punto de muestreo y se promedió el dato.
- **Índice de velocidad de infiltración en el suelo.**- Se midió el tiempo que tardan en infiltrarse 500 ml de agua vertidos en un cilindro de PVC (10 cm de diámetro y 20 cm de alto) insertado en el suelo a una profundidad de 5 cm. Se hicieron 3 mediciones en cada punto de muestreo. Se realizó una inspección en los primeros 10 cm del suelo después de cada medición para asegurarse que no existieran rocas, o algún impedimento a la infiltración, en más del 50% del área de muestreo. En tales casos, se descartó la medición y se realizó de nuevo en un sitio aledaño. Se hicieron 3 mediciones por punto de muestreo.

- **Temperaturas del aire máxima y mínima.-** se midieron a nivel del suelo y a un metro de altura, utilizando termómetros de mercurio con una precisión de 0.1 °C y con al menos 24 h De registro. Los termómetros se instalaron simultáneamente en los puntos de medición en un transecto por día de registro.
- **Humedad relativa.-** Se midió a 1.5 m de altura, con ayuda de un psicrómetro de bulbo húmedo y seco, entre las 11 y las 13 h a fin de registrar los valores más bajos del día. Las mediciones en los puntos de un transecto se hicieron de manera aleatoria durante el intervalo de tiempo mencionado.
- **Radiación fotosintéticamente activa (RFA).-** Se midió a nivel del suelo y a un metro de altura, utilizando un ceptómetro (Delta T Devices) que cuenta con 80 sensores de RFA a lo largo de una varilla de medición de 1m de longitud. Dado que sólo se contaba con un ceptómetro se trató de que las mediciones se realizarán en condiciones de cielo despejado (sin nubosidad). Se realizaron 4 lecturas en cada punto entre las 11 y las 13 h, bajo condiciones de luz directa (sin nubes). Con el horario de medición se pretendió trabajar durante el periodo en el que el ángulo de incidencia solar es menor (12:00 horas), según lo reportado por Barradas (1991). Los cuatro registros se hicieron orientados hacia los 4 puntos cardinales a fin de abarcar la heterogeneidad del ambiente lumínico.

Las tres mediciones realizadas para las diferentes variables en los puntos de muestreo se promediaron para obtener un valor por cada punto en los transectos. Las alturas seleccionadas de 0 y 1 m en las mediciones de la temperatura del aire y la RFA,

permitieron evaluar el efecto de la presencia de pasto (en la pradera) y del estrato herbáceo (al interior del bosque) sobre dichas variables.

Análisis estadístico

El análisis de datos se hizo por un Análisis de Varianza (ANDEVA) anidado (JMP 2002). El análisis incluyó cuatro factores: Año-Época (4), Parcela (4), Transecto (3), Punto en el gradiente (14). Las fuentes de variación (o factores) en el modelo estadístico fueron:

Punto en el gradiente	0, 1, 2.5, 5, 10, 20, 40 y 80 m en el Bosque, y 1, 2.5, 5, 10, 20 y 40 m en la Pradera
Transecto	1, 2 y 3
Parcela	A, B, C y D
Año-Época	Lluvias 1998, Secas 1999, Lluvias 1999 y Secas 2000

En el análisis de varianza los transectos se anidaron dentro de las parcelas y del factor Año/Época dado que los años de muestreo presentaron importantes diferencias en los registros de temperatura y precipitación, por lo que no fue suficiente agruparlos sólo por época si no establecer un factor que permitiera observar los patrones en los diferentes años del estudio. La distancia respecto al borde (gradiente) se tomó como variable independiente y las parcelas se consideraron como bloques aleatorios, por lo cual no se contempló su interacción con el resto de los factores. Para todos los casos se analizó la homogeneidad de varianza y se verificó que cumplieran con una distribución normal. Para el índice de infiltración, la humedad del suelo y la humedad relativa, se realizaron transformaciones de Box Cox (JMP 2002).

El modelo estadístico se construyó como sigue:

Año-Época

Parcela (efecto aleatorio)

Gradiente

Gradiente* Año-Época (efecto aleatorio)

Transecto {Año-Época, Parcela} (efecto aleatorio)

La significancia entre las fechas de muestreo y los puntos en el gradiente fueron estimadas usando las pruebas de Tukey HSD y “t” de Student ($p \leq 0.05$). Los datos fueron analizados con el programa estadístico JMP (2002). La profundidad de la influencia de borde (PIB) entendida como la distancia a la que el efecto de borde se extiende al interior de un fragmento de hábitat original (Laurance 2000, Mancke y Gavin 2000, Ries *et al.* 2004), se determinó a partir de los resultados de las pruebas Tukey y t de Student, bajo el supuesto de que los valores correspondientes a los puntos localizados a 40 y 80 metros hacia el interior del bosque y en los puntos a 20 y 40 m hacia el interior de la pradera, están reflejando el patrón de comportamiento representativo de ambos ambientes. Así, aquellos valores intermedios en el gradiente que difieran significativamente de los “puntos extremos” mencionados, se podría suponer que estarían reflejando el patrón de disturbio generado por la presencia del borde, es decir, corresponderían a la profundidad de la influencia del borde (PIB). La determinación de los puntos 40 metros en la pradera y 80 metros en el bosque, se hizo en base a estudios antecedentes donde se reporta que el efecto de borde para variables micro-climáticas no va más allá de los 30 metros (Cadenasso *et al.* 1997, Kapos *et al.* 1997, Williams-Linera 1990, Williams-Linera *et al.* 1998, Laurance 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis estadístico reveló que las fuentes de variación con efectos significativos para la mayoría de las variables analizadas fueron: el gradiente, Año-Época y la interacción entre ambas (Tabla 1). Para ninguna de las variables los factores parcela y transecto presentaron diferencias significativas (por lo que no se incluyen en el resumen de resultados presentado en la tabla 1), pese a las diferencias en el rumbo y exposición de las parcelas estudiadas (Apéndice I). Aunque estudios como los de Redding *et al.* (2003) en bosque templados, muestran evidencias de que en laderas con exposición sur, la temperatura del aire y la velocidad a la que el suelo pierde humedad son mayores, y la humedad relativa menor, con respecto a las laderas norte.

En la tabla 1 se resumen los resultados del análisis estadístico para cada una de las variables estudiadas y los factores que mostraron diferencias significativas. La tabla incluye la profundidad de la influencia del borde (PIB) hacia la pradera (P) y hacia el bosque (B), así como la tendencia del efecto en ambos ambientes. La tendencia del efecto se refiere a un cambio en aumento (+) o disminución (-) del patrón de comportamiento de la variable por efecto de la permanencia del borde, respecto al valor esperado de dicha variable en el bosque sin perturbar. Por ejemplo, se observó que el índice de velocidad de infiltración y la cantidad de mantillo aumentan desde el punto 0 hacia el interior del bosque y disminuye marcadamente en la pradera (Fig. 3 c y h), mientras que la RFA y la temperatura, muestran un patrón de cambios contrario; es decir, aumentan en la pradera y disminuye en el bosque (Fig. 3 d, e, f y g).

En Chamela la disponibilidad de los recursos (luz, agua, nutrientes, etc.) es heterogéneo tanto en tiempo como en espacio, y está fuertemente influenciado por el régimen de precipitación marcadamente estacional, responsable del carácter caducifolio del bosque (Huante *et al.* 2002). Tratándose de un sistema estacional, era de esperarse que el factor Año-Época mostrara un efecto significativo en aquellas variables cuyo patrón cambia por efecto de la sequía en condiciones de bosque natural continuo, como lo evidencian las pruebas de Tukey HSD y de t de Student para este factor (Tabla 2). No así, en aquellas variables cuya estructura o función no se altera por la estacionalidad, como es caso de la infiltración, que depende más estrechamente de la estructura (semi-permanente) del suelo; o aquellas variables que se ven reguladas por otros factores como el caso de la humedad relativa (Tab. 1 y 2, Fig. 2). Para la región de Chamela, Camou (2001) indica que a lo largo del año la humedad relativa presenta valores superiores al 65%, debido a que el mar constituye una fuente continua de humedad atmosférica (Maass *et al.* 2002) lo que le permiten mantenerse por encima de los valores esperados durante la época de sequía.

En la mayoría de las variables el factor Año-Época muestra una modificación evidente en el valor promedio para el periodo de lluvias de 1999 (Tab. 1, Fig. 2), mismo que puede atribuirse a un incremento drástico en la precipitación anual en el sitio de estudio (1162 mm), de acuerdo a los valores reportados en la estación meteorológica de la estación de biología Chamela de la UNAM.

(<http://www.ibiologia.unam.mx/ebchamela/www/clima.html>; 2006).

Tabla 1. Variables micro-ambientales, valores de F y p en el análisis estadístico, Grados de libertad (gl), Profundidad de la Influencia del Borde (PIB) y tendencia del efecto (+) Positivo (-) Negativo. Se reporta para la Pradera (P) y el Bosque (B), en fragmentos de BTS en Chamela, Jalisco.

Variable	F	p	gl	PIB (m)		Tendencia del efecto	
Humedad de suelo				P	B	P	B
Gradiente	22.31	<0.0001	13				
AñoÉpoca	87.81	<0.0001	3	5	5	-	+
AñoÉpoca*Gradiente	5.36	<0.0001	39				
Humedad relativa							
Gradiente	34.66	<0.0001	13				
AñoÉpoca	1.83	0.1573	3	0	5	-	+
AñoÉpoca*Gradiente	8.64	0.5583	39				
Índice de infiltración							
Gradiente	481.92	<0.0001	13				
AñoÉpoca	1.75	0.1704	3	10	20	-	+
AñoÉpoca*Gradiente	4.78	<0.0001	39				
Max-Tmin nivel suelo							
Gradiente	44.34	<0.0001	13				
AñoÉpoca	1.124	0.3504	3	10	0	+	-
AñoÉpoca*Gradiente	1.53	0.0245	39				
TMax-T Min a 1m suelo							
Gradiente	22.55	<0.0001	13				
AñoÉpoca	2.13	0.1111	3	10	0	+	-
AñoÉpoca*Gradiente	1.54	0.0208	39				
Luz a 0 m							
Gradiente	143.89	<0.0001	13				
AñoÉpoca	55.74	<0.0001	3	1	5	+	-
AñoÉpoca*Gradiente	1.45	0.0038	39				
Luz a 1 m							
Gradiente	234.75	<0.0001	13				
AñoÉpoca	33.13	<0.0001	3	5	5	+	-
AñoÉpoca*Gradiente	2.36	<0.0001	39				
Mantillo							
Gradiente	146.9	<0.0001	13				
AñoÉpoca	31.32	<0.0001	3	2	10	-	+
AñoÉpoca*Gradiente	6.49	<0.0001	39				

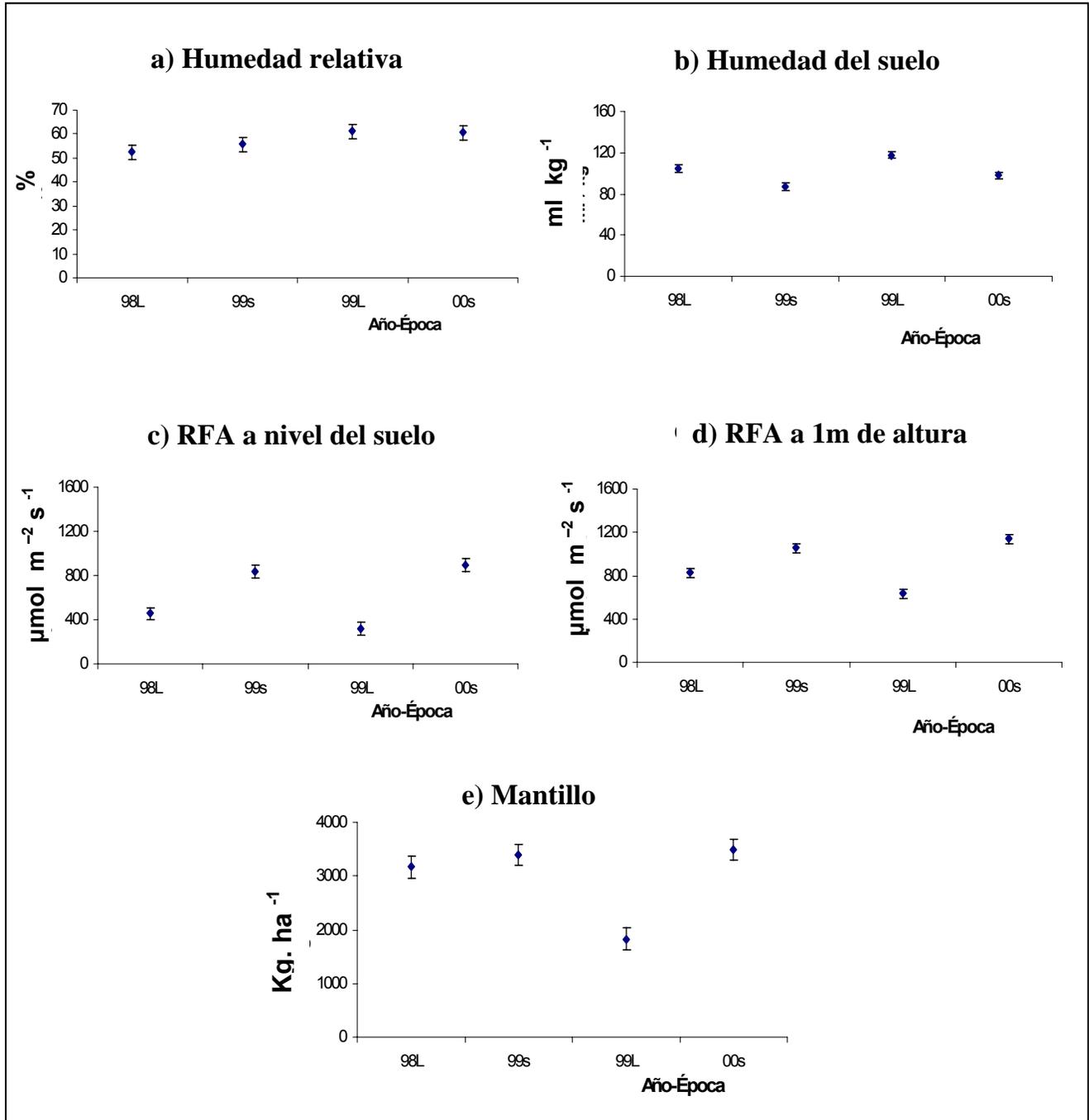
Tabla 2. Pruebas de Tukey y t de student para factor Año-Época en fragmentos de BTS en Chamela, Jalisco. Letras diferentes indican diferencias significativas entre los eventos de muestreo.

Luz a 1		Tukey	t de Student
00S	A	1140.6397	1140.6397
99S	A	1053.6158	1053.6158
98L	B	824.5830	824.5830
99IL	C	632.4241	632.4241

Luz a 0		Tukey	t de Student
00S	A	893.65789	893.65789
99S	A	836.28677	836.28677
98L	B	455.18006	455.18006
99IL	C	317.32738	317.32738

Mantillo		Tukey	t de Student
00S	A	3486.8789	3486.8789
99S	A	3395.9649	3395.9649
98L	A	3199.4436	3199.4436
99IL	B	1826.1517	1826.1517

Figura 2. Promedio y desviación estándar de las variables con efectos significativos en el factor Año-Época. Las variables son : a) Humedad del suelo, b) Humedad relativa, c) RFA a nivel del suelo, d) RFA a 1 m de altura y e) Mantillo en pie.



Análisis de Variables

Diferencias contrastantes entre el Bosque Tropical Seco (BTS) nativo y la pradera, ya han sido discutidas en estudios anteriores en los que se analizan las modificaciones estructurales y funcionales del sistema transformado de BTS original a praderas ganaderas (Castellanos *et al.* 2001, Wilson y Kleb 1996, Maass 1995, Maass *et al.* 2002). De las variables analizadas en esta investigación, el índice de infiltración, el mantillo, la RFA y la humedad del suelo, mostraron un efecto más claro de modificaciones en su patrón de comportamiento en los puntos a lo largo del gradiente de distancia, debidas a la existencia del borde (Fig. 3).

Humedad de suelo y humedad relativa

Estudios anteriores (Redding *et al.* 2003, Giambelluca *et al.* 2003, Didham y Lawton 1999, Wilson y Kleb 1996, Camargo y Kapos 1995, Matlack 1994, Kapos 1989) han evidenciado una marcada influencia del efecto de borde en la cantidad de humedad del suelo y la humedad relativa presentes en las inmediaciones del bosque aledaño a parcelas no forestales. Los resultados obtenidos en éste estudio para estas variables, muestran un incremento gradual de la pradera hacía el interior del bosque (Fig. 3a y 3b).

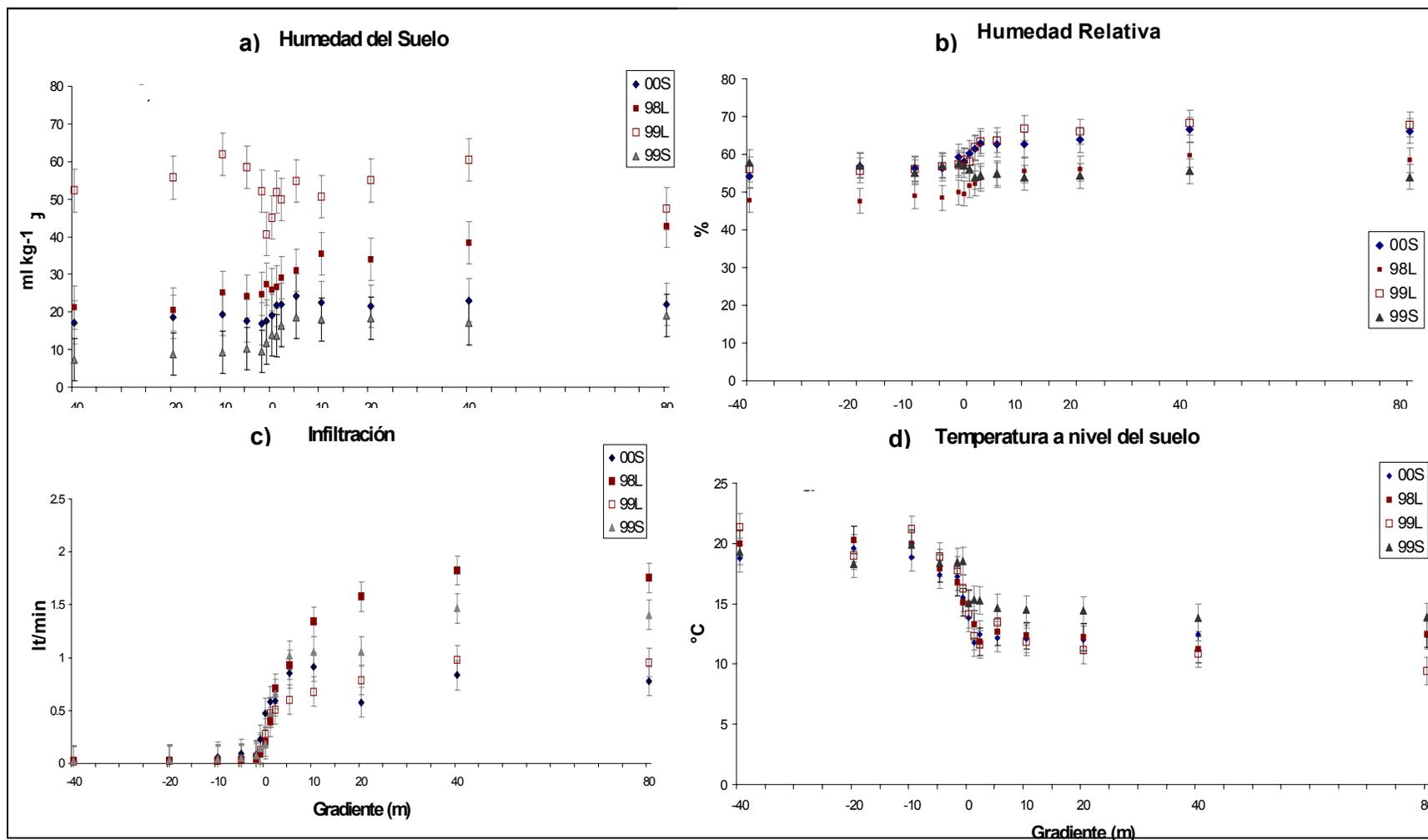
Para el contenido de humedad del suelo, el factor Año-Época presentó una marcada influencia ($F= 87.81$, $p<0.0001$); no así para la humedad relativa ($F=1.83$, $p>0.0001$) (Tab. 1, Fig. 2a y 2b), quizá porque la influencia del borde se mezcla con la influencia del mar, la cual constituye una fuente continua de humedad atmosférica dada su localización geográfica en la costa de Jalisciense. Camou (2001) reporta que la humedad relativa promedio mensual en la zona se mantiene por encima de 65% durante

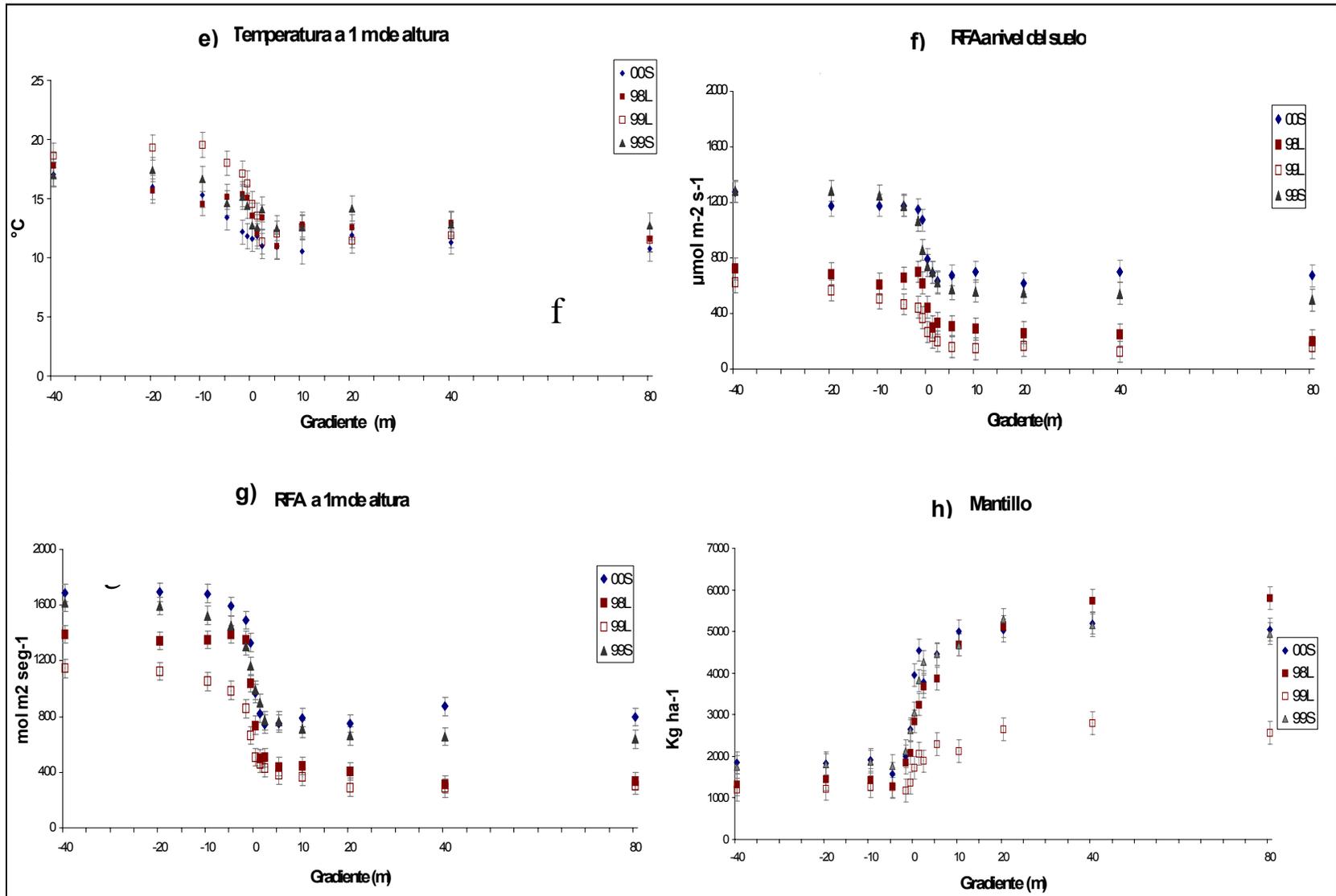
prácticamente todo el año, ocurriendo valores por arriba del 90% en agosto y septiembre y valores más bajos en marzo y abril, cuando existe una mayor velocidad del viento y radiación promedio mensual en la región.

A pesar de encontrar diferencias debidas a la estacionalidad del sistema y al gradiente de distancia desde el borde (Fig. 2a y 3a), las variaciones en el patrón de la humedad de suelo no coinciden con los valores esperados de acuerdo a los registros de precipitación y capacidad de campo del suelo para la época lluviosa. A este respecto debe considerarse que la disponibilidad de agua en el suelo depende en gran medida, del régimen estacional de lluvias (Huante *et al.* 2002), y que la permanencia del agua en el sistema edáfico en bosque tropical (BT) es de pocas semanas y hasta días posteriores a un evento de lluvia (Camargo y Kapos 1995).

Felipe García-Oliva (comunicación personal) estima que con una humedad antecedente del 25% de la capacidad de campo, en 5 días la humedad en el sitio puede reducirse hasta un 5%. Aunado al patrón de eventos aleatorios de precipitación, en la estación de biología tropical de Chamela se han hecho registros de “condiciones de sequía” (humedad menor al 5%) en el suelo en periodos intermedios entre un evento de precipitación y otro, durante el periodo de lluvias que va de junio a septiembre (Felipe García-Oliva, comunicación personal).

Figura 3. Valor promedio y desviación estándar de las variables analizadas respecto al factor gradiente (Pradera-Bosque), en las cuatro fechas de estudio. Las variables son: a) Humedad del suelo, b) Humedad relativa, c) Índice de infiltración, d) Temperatura del aire a nivel del suelo, e) Temperatura del aire a 1 m de altura, f) RFA a nivel del suelo, g) RFA a 1 m de altura y h) Mantillo en pie.





Dado lo anterior, se puede sugerir que los registros de humedad de suelo clasificados como época de lluvias, pueden estar representado cortos veranos como los que menciona García-Oliva, dado que el periodo entre el último evento de precipitación en la región y las fechas de registro, fue mayor a 3 semanas, debido a la remota localización de las parcelas, así como al mal estado de los caminos de terracería, limitando el acceso a las parcelas de estudio en las semanas inmediatas a los eventos severos de precipitación.

Investigaciones anteriores han demostrado que la humedad del suelo es uno de los factores que se modifican con la proximidad al borde (Camargo y Kapos 1995, Kapos 1989), pero ninguno ha demostrado que el suelo presente un potencial hídrico menor que pueda afectar adversamente el crecimiento de las plantas (Kapos 1989). En el caso del BTS, a pesar de que el agua juega un papel determinante en muchos de los procesos del ecosistema, las modificaciones en el status hídrico de la zona de borde, pueden estar dentro del rango de condiciones de estrés a los que la biota nativa está sometida durante la época drástica de sequía, en este sistema marcadamente estacional.

Bullock y Solís-Magallanes (1990) en la región de estudio, encuentran que la variación fenológica entre individuos arbóreos nativos del BTS es provocada por la variación de la rehidratación interna, y por la variación en la humedad del suelo entre los micro-sitios estudiados. Por su parte, Van Gestel *et al.* (1996, 1993) encuentra una variación en la diversidad y en la respuesta microbiana debido a la desecación y rehidratación del suelo. Dichas evidencias dan pie a suponer que las modificaciones a nivel del micro-sitio provocado por la existencia de bordes, a largo plazo, pueden repercutir en los patrones fenológicos de adaptación de la biota y microbiota nativas en la

zona de borde. Sin embargo, tomando en consideración la gran diversidad de especies en Chamela y la heterogeneidad del ambiente, es lógico esperar que se adapten de manera diferencial a las condiciones particulares que el micro-hábitat les imponga. Así, el comportamiento de la humedad en la zona de borde, también podría estar influyendo en este patrón de los diferentes niveles de adaptación.

Índice de infiltración

La capacidad de infiltración del agua en el suelo depende de varios factores, entre los que se pueden mencionar: la profundidad del suelo, su textura y estructura (determinada por la forma, distribución y conectividad de poros en el suelo), el contenido de materia orgánica y la humedad antecedente. En Chamela pese a lo somero de sus suelos, se han estimado valores promedio de infiltración para toda la cuenca experimental de la estación de biología de la UNAM de 54.8 mm/h (Maass *et al.* 2002).

Los resultados de este estudio para la zona de la pradera, coinciden con los resultados de García-Oliva y Maass (1998) quienes reportan que debido a una compactación en los primeros 4cm del suelo en praderas con 11 años de uso agropecuario, la tasa de infiltración de agua se reduce y aumenta la susceptibilidad a la erosión hídrica. Sin embargo, en los 2 metros de la parcela adyacentes al bosque, los valores obtenidos para el índice de velocidad de infiltración, son significativamente diferentes al resto de los puntos de los transectos en la zona de pastos. Lo anterior puede deberse a que el ganado usa con menos frecuencia el área perimetral de las parcelas que con frecuencia está circulada por alambre de púas incluyendo la línea de borde a fin de que el ganado no invada el predio forestal.

La reducción en la frecuencia del paso del ganado por las inmediaciones del borde, aunado a la influencia que el dosel y el sistema radicular de la vegetación del borde ejercen a través del porte de materia orgánica al suelo, podrían estar enmascarando el impacto del cambio de uso de suelo en el sistema edáfico en esta franja de borde (0-2 m en la pradera). Se sabe que la transformación del bosque a pradera conduce a una pérdida de 68% de la biomasa subterránea (Rentarías 1997). Así mismo, el fuego utilizado como herramienta de manejo de los pastos consume la totalidad del mantillo acumulado. Estos dos factores son importantes en la estructura del sistema edáfico y por tanto en su capacidad de infiltración.

La profundidad de la Influencia del borde (PIB) estimada para el índice velocidad de infiltración resultó en 20 m hacia el interior del bosque (Tab. 1, Fig. 3c), observándose un marcado aumento de su velocidad desde el borde hacia el interior del fragmento ($F=481.92$, $p<0.0001$). La disminución del índice de velocidad de infiltración en la zona de borde pueden atribuirse a cambios en la estructura del sistema edáfico (Maass *et al.* 2002), que puede estar relacionada con la disminución del mantillo en la zona de borde, aunque la amplitud de su efecto abarca sólo 10 m al interior del fragmento (ver la sección de la discusión sobre los resultados del mantillo en este mismo capítulo). Menor cantidad de mantillo también puede significar menor cobertura del suelo y mayor susceptibilidad a la erosión hídrica y eólica favorecidas estas últimas por la fuerte pendiente del terreno (30° a 40°; Apéndice I).

El índice de velocidad de infiltración es una medida indirecta del estatus hídrico a lo largo de la zona bosque-Pradera. Estudios sobre regeneración de BTS (Janzen 2002, 1998, Kennard 2002, Kennard *et al.* 2002), mencionan que las condiciones tanto en el

bosque como en el ambiente antrópico una vez perturbado el ecosistema, presentan pocas variaciones mientras la perturbación se mantiene. De esta manera, la reducción observada de la capacidad del suelo para infiltrar el agua en los puntos de muestreo aledaños al borde, puede significar una disminución de su disponibilidad en el sistema edáfico durante la época húmeda, así como una reducción de su aporte a la humedad del aire en el micro-ambiente por evaporación. Recordemos que las lluvias en la región son eventos torrenciales de corta duración (García-Oliva *et. al* 2002) y por lo tanto, el volumen de agua infiltrado depende de la duración del evento y de la capacidad de infiltración del suelo. En la discusión sobre las modificaciones en la humedad del suelo se plantearon posibles repercusiones que cambios en el status hídrico del sistema puede generar sobre la vegetación nativa.

Radiación Fotosintéticamente Activa (RFA) y Temperatura del aire.

Estudios realizados por Williams-Linera (1990) y Kapos (1989), han evidenciado que el microclima cercano al borde es más caliente y seco que el del bosque continuo, con gran variación respecto a la PIB observada para variables como temperatura y RFA; aunque otros como el de Williams-Linera *et al.* (1998) no encuentran variaciones importantes en la temperatura del suelo en fragmentos de BTH. En el BTS las variaciones de luz ocurren tanto horizontal como vertical y estacionalmente, presentando valores bajos durante los meses de invierno y los más altos en primavera e inicio del verano (abril a junio) (García-Oliva *et al.* 2002). Por lo anterior, los cambios observados en la RFA por efecto de la estacionalidad ($F=2.3$, $p<0.0001$) en los fragmentos de estudio, fueron predecibles (Fig. 2d), ya que durante el periodo de sequía en Chamela se han registrado valores diarios de RFA de 58, 45 y 30 mol m⁻² día⁻¹ a nivel del dosel y a los 5 y 0.2 metros desde el suelo

respectivamente. Así mismo, se reportan valores de 35, 10 y 3 mol m⁻² día⁻¹, en el periodo lluvioso a las alturas antes mencionadas (Huante *et al.* 2002).

Para el caso de la temperatura del aire, no se obtuvieron variaciones significativas para el factor Año-Época (Tab. 1), y pese a que el factor gradiente tuvo efectos significativos en las dos alturas muestreadas (F=44.34, p<0.0001 a 0m; y F=22.55, p<0.0001, a 1m de altura), los resultados no evidencian un claro efecto de borde al interior del bosque, ya que la PIB observada es 0 m para las dos alturas muestreadas (Fig. 3d y 3e).

A pesar de que la pruebas de Tukey HSD y de t de Student, muestran un patrón homogéneo de la temperatura al interior del bosque sin efecto aparente en la zona de borde; hacia el lado de la pradera sugieren que el dosel de los árboles de la zona limítrofe puede estar ejerciendo cierta influencia en el microclima (menor incidencia de RFA), ya que su copa se extiende por encima del tronco (punto cero o referencia del borde en el estudio). Redding *et al.* (2003) han discutido que los patrones espaciales del micro-clima incluyendo la temperatura del aire, están influenciados por la radiación neta en un efecto combinado con factores del micro-sitio tales como la cobertura forestal (Fetcher *et al.* 1985), la pendiente, latitud y, en sistemas fragmentados, la orientación del borde. En el caso particular de Chamela, el efecto podría estar matizado por el aporte importante de humedad atmosférica proveniente del mar.

La temperatura del aire al igual que la velocidad de infiltración, podría estar resumiendo la compleja mezcla de factores que influyen en el estatus del microclima, ya que a pesar de que se ha reportado que la temperatura del suelo mineral y del aire decrecen cuando disminuye la incidencia directa de radiación solar y se incrementa el

contenido de humedad (Balisky y Burton 1995, Chen *et al.* 1993), los resultados muestran un patrón homogéneo al interior del bosque al igual que en el caso de la humedad relativa y la humedad del suelo (Fig. 3a, 3b).

Por otra parte, si contemplamos que la temperatura del aire es parcialmente dependiente de la penetración del viento (Didham y Lawton 1999) y que tiene una fuerte influencia del contenido de humedad del aire y del suelo del bosque, en una correlación negativa entre temperatura y contenido volumétrico de humedad (Redding 2003); podemos suponer que las condiciones particulares de la zona de estudio, podrían contribuir a disminuir el efecto que la presencia del borde ejerce sobre el comportamiento esperado de la temperatura del aire, a partir de los valores de la RFA observados.

Mantillo

La cantidad de mantillo por hectárea mostró efectos significativos en relación al factor Año-Época ($F=31.32$, $P<0.0001$), con un promedio de 1826 Kg ha^{-1} para el periodo de lluvias de 1999 en comparación con el promedio más alto del estudio registrado en la época seca de 1999 de 3487 Kg ha^{-1} (Fig. 2e). Los resultados coinciden con lo reportado por Maass *et al.* (2002), quienes describen que en el BTS el proceso de producción de hojarasca está significativamente acoplado al patrón de distribución de la precipitación; como en este estudio. En Chamela, la tasa de producción de hojarasca es máxima al inicio de la sequía y mínima durante los meses de lluvia y varía tanto espacial como temporalmente entre ciclos anuales (Martínez-Yrizar y Sarukhán 1990), así como del proceso de descomposición de la materia orgánica (Huante *et al.* 2002).

Recordemos que en 1999 la precipitación acumulada en Chamela (1162.31 mm) se incrementó casi al doble del promedio estimado (750 mm; García-Oliva *et al.* 2002). Esta

historia de eventos con alta precipitación, aunados a que el tiempo de recambio del mantillo en el suelo para Chamela se calculo en sitios de BTS en 2.1 años (Martínez-Yrizar y Sarukhán 1993), explican el comportamiento de la variable para 1999, que registra valores muy por debajo del promedio general estimado en el modelo.

La cantidad de mantillo por hectárea presentó valores contrastantes entre la pradera y el bosque (Fig. 3h), como lo reportado en estudios donde se compara la producción en ambos ambientes (Feeley 2004). El patrón de cambios significativos ($F=146.9$, $p<0.001$) debidos a la presencia del borde (Fig. 3h) coincide con otros estudios en ambientes secos (Feeley 2004, Terborgh *et al.* 1997) para los que se reporta una menor acumulación de mantillo en la zona del bosque aledaño al borde, opuesto con lo que ocurre en bosques húmedos (Sizer *et al.* 2000, Laurance *et al.* 1999). Se ha sugerido que las condiciones de menor humedad en el microclima de la zona de borde, pueden generar estrés en los árboles y provocar la abscisión de sus hojas (Laurance *et al.* 2002, Sizer *et al.* 2000), aunque en ambientes estacionales como el BTS de Chamela, la vegetación está adaptada a cierto rango de sequía por efecto de la estacionalidad del sistema, en contraste con los árboles del bosque húmedo que pueden resultar más susceptibles a la desecación.

La zona de pastos registró un patrón homogéneo salvo en los metros 1 y 2, cuyos valores medios fueron estadísticamente diferentes al resto de los puntos en la pradera. Este comportamiento puede asociarse al “efecto de sombra” propuesto para el caso de la temperatura y la infiltración, ya que el dosel de los árboles de la zona limítrofe del bosque, al perder sus hojas, éstas inciden directamente sobre el piso de la pradera en la zona

inmediatamente adena al bosque. El viento también puede jugar un papel importante en el proceso de reacomodo de la hojarasca en el suelo hacia ambos lados del borde.

Como se describe en estudios anteriores (Coûteaux *et al.* 1995, Montagnini y Sancho 1994a, 1994b; Vitousek 1984), la descomposición de la hojarasca es un factor primordial en el reciclaje de nutrientes, y vital para la formación del suelo y el crecimiento y desarrollo de la biota. De tal forma que una reducción en la cantidad de mantillo puede potencialmente significar una reducción en el aporte de nutrientes al suelo y concomitantemente, un impacto en el estatus de la biota en los fragmentos de bosque (Feeley 2004, Sizer *et al.* 2000, Carvalho y Vasconcelos 1999, Didham 1998). La identificación de variaciones al nivel de la productividad del sistema, medida indirectamente por la acumulación de mantillo, puede ser una aproximación inicial para la identificación de alteraciones en procesos funcionales debidos a la presencia del borde (Varela y Feria 2004). Dado que la ruta principal de reciclaje de nutrientes de la vegetación al suelo es a través de la mineralización del mantillo, cualquier modificación en su producción podría influir directamente sobre la cantidad de nutrientes disponibles para las plantas.

CONCLUSIONES

Este estudio confirmó que la zona de borde hacia el interior de los fragmentos de BTS, es funcionalmente diferente al comportamiento del interior del bosque y enfatiza la complejidad de la alteración de los patrones ambientales por efectos de la presencia del borde, en variables que juegan roles importantes en la fisiología de las plantas del bosque tropical seco.

La caracterización del efecto de borde en los fragmentos de BTS estudiados, sugiere que su magnitud y penetración son una función directa de la estacionalidad del sistema, así como del contraste entre los ambientes adyacentes a cada lado del borde.

La profundidad de la influencia del borde (PIB) estimada (de 5 a 20 m) para las variables que se midieron, resulta menor a lo reportado en estudios anteriores para ecosistemas tropicales. Dos factores pueden contribuir a reducir el efecto de la PIB: 1) La natural adaptación del ecosistema a las variaciones entre épocas (lluvias y secas, incluyendo efectos aleatorios de ciclones y monsoones) y 2) que el marcado contraste en estructura y función entre los dos ambientes (bosque y pradera), enmascara la influencia que la permanencia del borde ejerce sobre los dos ambientes adyacentes.

El comportamiento de algunas variables, como la humedad relativa, la temperatura y la humedad del suelo, podrían estar influenciadas por otros factores no evaluados en este trabajo, tales como la influencia de los vientos húmedos por la cercanía al mar de la costa Jalisciense, la humedad antecedente y la permanencia del agua en el sistema edáfico.

LITERATURA CITADA

- Báldi, A. 2005. The important of temporal dynamics of edge effect in reedbed design: a 12-year study on five bird species. *Wetlands Ecology and Management* 13:183-189.
- Balisky, A. C., y P. J. Burton. 1995. Root-zone soil temperature variation associated whit microsite characteristics in high-elevation forest openings in the interior of British Columbia. *Agriculture and. Forest. Meteorology* 77: 31-54.
- Barradas, V. 1991. Radiation regime in a tropical dry deciduous forest. *Theoretical and Applied Climatology* 44:57-64.
- Benítez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12:380-389.
- Benítez-Malvido, J.1995. The ecology of seedlings in Central Amazonian forest fragments. Ph. D. Dissertation, University of Cambbridge, England.
- Bogaert, B., S. V. Eysenrode, I. Impens, y P. Van Hecke. 2001. The interior-to edge breakpoint distance as a guideline for nature conservation policy. *Environmental Management* 27: 493-500.
- Bullock, S. H. y Solís-Magallanes, A. 1990. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* 22(1): 270-274.
- Cadenasso, M. L. y S. T. A. Pickett. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interior. *Conservation Biology* 15(1):91-97
- Cadenasso, M. L. M. M. Traynor y S. T. A. Pickett. 1997. Functional location of forest edges: gradients of multiple physical factors. *Canadian Journal of Forestry Research*. 27: 744-782.

- Camargo, J. L. y V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Camou, A. 2001. Análisis de los patrones microclimáticos en una selva baja caducifolia de Chamela, Jalisco, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Carvalho, K. S. y H. L. Vasconcelos. 1999. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation* 91: 151-157.
- Castellanos, J.; V. J. Jaramillo, R. L. Sanford Jr., y J. B. Kauffman. 2001. Flash-and-burn effects on fine root biomass and productivity in a tropical dry forest ecosystem in México. *Forest Ecology and Management* 148: 41-50.
- Chapin III, F. S., E. Zavaleta, V. Eviner, R. Taylor, P. Vitousek, H. Reynolds, D. Hooper, S. Lavorel, Et al. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Chen, J., J. F. Franklin y T. A. Spies. 1993. An empirical model for predicting diurnal air-temperature gradients from edge into old-growth Douglas-fir forest. *Ecological Model* 67:179-198.
- Chen, J., J. F. Franklin, T. A. Spies. 1991. Microclimatic pattern and basic biological responses at the clear-cut edge of old-growth Douglas-Fir stands. *Northwest Environmental Journal* 6:424-425.
- Chen, J., J. F. Franklin y T. A. Spies. 1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-Fir forest. *Ecological Applications* 5: 74-86.
- Cotler, H., E. Duran, y C. Siebe. 2002. Caracterización morfoedafológica y calidad de sitio de un bosque tropical caducifolio. In: Noguera, F.A., J.H. Vega Ribera, A.N. García

Aldrete y M. Quezada (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. pp: 17-79.

Coûteaux, M.M., P. Bottner, y B. Berg. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 63-66.

Didham, R. 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* 116: 397-406.

Didham, R. y J. H. Lawton, 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31(1):17-30.

Estación de biología Chamela. 2006. Base de datos climáticos (°T y pp mensuales y anuales) de la estación meteorológica de Chamela. Instituto de Biología, UNAM, México. <http://www.ibiologia.unam.mx/ebchamela/www/clima.html>

Euskirchen, E. S., J. Chen, y R. Bi. 2001. Effects of edges on plant communities in a managed landscape in norther Wisconsin. *Forest Ecology and Management* 148: 93-108.

Feeley, J. K. 2004. The effects of forest fragmentation and increased edge exposure on leaf litter accumulation. *Journal of tropical Ecology*.20:1-4.

Fetcher, N., S. F. Oberbauer y B. R. Strain. 1985. Vegetation effects on microclimate in lowland tropical forest in Costa Rica. *International Journal of Biometeorology* 29: 145-155.

Galicia, L., F. García-Oliva, R. Murillo y M. Oliva. 2002. Flujos de C, N y P al suelo de dos especies de árboles remanentes en una pradera tropical estacional. *Acta Botánica Mexicana* 61: 41-57.

- García-Oliva, F. y J. M. Maass. 1998. Efecto de la transformación de la selva a pradera sobre la dinámica de los nutrientes en un ecosistema tropical estacional en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 62: 39-48.
- García-Oliva, F., A. Camou, y M. Maass. 2002. El clima de la región central de la costa del Pacífico mexicano. *En: Noguera, F. A., J. H. Vega Ribera, A. N. García Aldrete y M. Quezada (Eds.) Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. 3-10 pp.*
- Gascon, C., G. B. Williamson y G. A. B. da Fonseca. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288(5470):1356-1358.
- Giambelluca, T. W., A. D. Ziegler, M. A. Nullet, A. M. Truong y L. T. Tran. 2003. Transpiration in a small tropical forest patch. *Agricultural and Forest Meteorology* 117:1-22.
- Harper, K. A., E. Macdonald, P. J. Burton, J. Chen, K. D. Brososke, S. Saunders, E. S. Euskirchen, D. Roberts, M. S. Jaiteh y P. A. Esseen. 2005. Edge influence on foest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19(3): 768-782.
- Huante, P., L. V. Barradas y E. Rincón. 2002. Ecofisiología vegetal. *In: Noguera, F. A., J. H. Vega Ribera, A. N. García Aldrete y M. Quezada (Eds.) Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. pp. 473-489.*
- Janzen, D. H. 1988. Management of habitat fragments in a tropical dry forest. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75:105-116.

- Janzen, D. H. 2002. Tropical dry forest: area de conservación Guanacaste, northwestern Costa Rica. pp 559-583. *En*: Perrow, M., y A. J. Davy (eds). Handbook of Ecological Restoration. Vol. II. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom.
- JMP. 2002. JMP® Statistics and Graphics Guide, Version 5. Cary, N.C. SAS Institute. Pp. 315–334.
- Kapos, V., E. Wandelli, J. L. Camargo y G. Ganade. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. *En*: Laurence, W. F. y Bierregaard, R. O. J. (eds.). Tropical Forest Remnants Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. The University Chicago Press, Chicago, USA. pp 33-43.
- Kapos, V.; G. Ganade, E. Matsui y R. L. Victoria. 1993. $\delta^{13}\text{C}$ as an indicator of edge effects in tropical rainforest reserves. *Journal of Ecology* 81:425-432.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173-185.
- Kennard, D. K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18: 53-66
- Kennard, D. K.; K. Gould, F. E. Putz, T. S. Fredericksen y F. Morales. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 162: 197-208.
- Kingston, S. R., y D. Morris. 2000. Voles looking for an edge: habitat selection across forest ecotones. *Canadian Journal of Zoology* 8: 2174-2183.

- Laurance, W. F. 2002. Hyperdinamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13:595-602.
- Laurance, W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales?. *Tree* 15(4):134-135.
- Laurence, W. F. 1991. Edge effects in the tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 50:205-219.
- Laurance, W. F.; T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Dirham, P.C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance, y E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605-618.
- Laurance, W. F., R. K. Dirham y M. E. Power. 2001. Ecological boundaries: a search for synthesis. *Trends in Ecology and Evolution* 16(2): 70-71.
- Laurance, W. F., P. M. Fearnside, S. G. Laurance, P. Delamonica, T. E. Lovejoy, J. M. Rankin-de Merona, J. Q. Chambers y C. Gascon. 1999. Relationships between soil and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. *Forest ecology and Management* 118: 127-138.
- Laurance, W. F., y E. Yensen. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77-92.
- Lott, E. J. 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela, bay region, Jalisco, México. *Occasional Papers of the California Academy of Sciences*. 168:1-60.
- Maass, J. M. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. In: Bullock, S., E. Medina, y H. Mooney (eds.). *Tropical deciduous forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge. pp 399-422.

- Maass, J. M., V. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, F. García-Oliva, A. Pérez-Jiménez y J. Sarukhán. 2002. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. In: Noguera, F. A., J. H. Vega Ribera, A. N. García Aldrete y M. Quezada (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. pp 525-542.
- Malcom, J. R. 1994. Edge effects in a central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75(8):2438-2445.
- Mancke, R. G. y T. A. Gavin. 2000. Breeding bird density in woodlots: effects of depth and buildings at the edge. *Ecological Applications* 10(2): 598-611
- Martínez-Yrizar, A., J. M. Maass, L. A. Pérez-Jiménez y J. Sarukhán. 1996. Net primary productivity of a tropical deciduous forest ecosystem in western Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 12: 169-175.
- Martínez-Yrizar, A., y J. Sarukhán. 1993. Cambios estacionales de mantillo en el suelo de un bosque tropical caducifolio y un subcaducifólio en Chamela, Jalisco, México. *Acta botánica Mexicana* 21:1-6.
- Martínez-Yrizar, A., y J. Sarukhán. 1990. Litterfall patterns in a tropical deciduous forest in Mexico, over a five-year period. *Journal of Tropical Ecology* 6:433-444.
- Matlack, G. R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge - trends in space and successional time. *Journal of Ecology* 82: 113-23.
- Matlack, G. R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern Unites States. *Biological Conservation* 66(3): 185-194.
- Meli, P. 2003. Restauración ecológica de bosque tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia* 28: 581-589.

- Mesquita, R., P. Delamônica, y W. F. Laurance. 1999. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91:129:134.
- Miranda, F. G., y E. Hernández-X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. Boletín de la Sociedad Botánica de México pp. 29–179.
- Montagnini, F., y Sancho F. 1994a. Net nitrogen mineralization in soils under six indigenous tree species, an abandoned pasture and a secondary forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica. *Plant and Soil* 162: 117-124.
- Montagnini, F., y Sancho F. 1994b. Above-ground biomass and nutrients in young plantations of four indigenous tree species: implications for site nutrient conservation. *Journal of Sustainable Forestry* 1(4); 115-139.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Ohman, K., y L. O. Eriksson. 1998. The core area concept in forming contiguous areas for long-term forest planning. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1032-1039.
- Redding, T.E, G.D. Hope, M.J. Fortin, M.G. Schmidt y W.G. Bailey. 2003. Spatial patterns of soil temperature and moisture across subalpine forest-clearcut edges in the southern interior of British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science* 83:121-130.
- Rentería, L. Y. 1997. Biomasa y almacenes de carbono radical en tres comunidades vegetales en la costa de Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional, Autónoma de México. D. F.
- Riedel, S. M., y E. H. Epstein. 2005. Edge effects on vegetation and soils in a Virginia old-field. *Plant and Soil* 270: 13-22.

- Ries, L. F., R. J. Battin, T. D. Sisk. 2004. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35:491-522.
- Robinson, W. D. 1999. Long-term changes in the avifauna of Barro Colorado Island, Panama, a tropical forest isolated. *Conservation Biology* 13:85-97.
- Rocha, R.F.L. 2004. Guía de medición de humedad del suelo: método gravimétrico. Boletín del Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua. 3:1-4.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México . Limusa, México. 432p.
- Sizer, N. C., E. V. J. Tanner, y F. I. D. Kossmann. 2000. Edge effect on litterfall mass and nutrient concentration in forest fragments in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16: 853-863.
- Stratford, J. A., y Stouffer 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13:1416-1423.
- Tabarelli, M., y C. Gascon. 2005. Lessons from fragmentation research: Improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 9(3):734-739.
- Terborgh, J., L. López, J. Tello, D. Yu y A. R. Bruni. 1997. Transitory status in relaxin ecosystems of land bridge islands. *En: Laurence, W. F, and R. O. Bierregaard. Tropical forest remnants: Ecology, Management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, IL. pp. 256-274.*
- Trejo, I., y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest-a national and local analysis in México. *Biological Conservation* 94(2):113-142.

- Van Gestel, M., R. Merckx, y K. Vlassak. 1996. Spatial distribution of microbial biomass in microagregates of a silty-loam soil and the relation with the resistance of microorganisms to soil drying. *Soil Biology and Biochemistry* 28:503–510.
- Van Gestel, M., R. Merckx y K. Vlassak. 1993. Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: the fate and fast- and slow-growing microorganisms in soils from different climates. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 109-123.
- Varela, A. y I. L. Feria. 2004. Comparación de la actividad microbiana en hojarasca entre un fragmento y un área continúa de bosque nublado del sector occidental de la sabana de Bogotá. *Universitas Scientiarum* 9: 47-58.
- Vieira, D. L. M., y A. Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14(1): 11-20.
- Vitousek, P. M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology* 65: 285-298.
- Weathers, K. C., M. L. Cadenaso y T. A. Pickett. 2001. Forest edges as nutrient and pollutant concentrators: Potencial synergisms between fragmentation, forest canopies, and the atmosphere. *Conservation Biology* 15(6): 1506-1514.
- Williams-Linera, G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology* 78: 356-73.
- Williams-Linera, G., V. Dominguez-Gastelu y M. E. García-Zurita. 1998. Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology* 12:1091-1102.
- Wilson, S. D. y H. R. Kleb. 1996. The influence of prairie and forest vegetation on soil moisture and available nitrogen. *The American Midland Naturalist* 136: 222-231.

APÉNDICE 1. Características generales de las parcelas de estudio

Descripción	Parcela A	Parcela B	Parcela C	Parcela D
Exposición	165 SE	320 NO	210.5SO	55 NE
Rumbo	65 NE	40 NE	110 SE	115 SE
Pendiente	30°	10°	40°	40°
Años de uso	18	15	16	15
Tiempo sin quema	2 años	1año	2 años	2 años
Variedad de pasto	guinea	guinea	buffel	guinea

EVALUACIÓN DEL EFECTO DE BORDE SOBRE DOS ESPECIES ARBÓREAS DEL BOSQUE TROPICAL SECO DE JALISCO, MÉXICO

INTRODUCCIÓN

El uso de un ecosistema conlleva, con frecuencia, a una transformación profunda de su estructura y funcionamiento. Como resultado del uso de estos sistemas se encuentran la deforestación y la fragmentación del paisaje en el que colindan zonas de vegetación primaria con áreas transformadas. El efecto de borde se define como el conjunto de cambios que ocurren en los márgenes entre el ecosistema natural y las áreas manejadas. En el contexto de este estudio, un borde se define como la barrera entre la vegetación primaria y la vegetación antrópica, que para el caso de la zona de estudio se trata del bosque tropical seco (BTS) y las praderas ganaderas. En su concepto actual se define al borde como una “membrana” que modula el intercambio de materia y organismos entre dos hábitats, derivando en el concepto de permeabilidad de bordes (López-Barrera 2004).

El efecto de borde genera cambios a diferentes escalas y sobre diferentes variables que pueden ocasionar reducción de especies y la alteración de procesos ecosistémicos (William 2002). Los efectos negativos de la creación de bordes incluyen una mayor mortalidad de flora y fauna cerca del borde con respecto al interior del fragmento y la consecuente reducción de su área (Harris 1998).

Estudios de Camargo y Kapos (1995) han puesto de manifiesto que muchas variables físicas (radiación fotosintéticamente activa [RFA], el déficit de presión de vapor [DPV], la temperatura ambiente y el contenido de agua en el suelo se modifican más allá de los 40m a partir del borde hacia el interior del bosque. Cerca del borde el ambiente es

más cálido, seco e iluminado que las zonas hacia el interior del bosque. La exposición al borde afecta también la fisiología de las plantas (Benítez-Malvido y Martínez-Ramos 2003a).

Los estudios del efecto de borde sobre dinámica y regeneración natural de la comunidad de árboles del bosque, aún dicen poco acerca de la variación en la respuesta de diferentes especies a la creación del borde. Hay evidencia de que la densidad de plántulas es menor en fragmentos de bosque que en bosques continuos (Benítez-Malvido y Martínez-Ramos 2003b). La persistencia de especies en fragmentos depende de la disponibilidad de semillas, plántulas y árboles jóvenes. Se puede evaluar la respuesta de la vegetación a la fragmentación de manera experimental usando plántulas nativas de especies conocidas, que pueden ser trasplantadas en el interior del fragmento y evaluar su respuesta (supervivencia, crecimiento, reproducción, etc.).

Dada la naturaleza del bosque tropical seco, caracterizado por una gran diversidad biológica (Lott 1993) y una distribución muy heterogénea, la evaluación del efecto de borde en sus poblaciones individuales requiere analizar el fenómeno a escalas muy grandes (de cientos de hectáreas). Nuestro interés se centró en analizar como plántulas de 2 especies responden al gradiente ambiental generado en el borde. La idea central fue utilizar individuos jóvenes como indicadores de la respuesta de la vegetación nativa a las condiciones de borde.

El enriquecimiento de áreas de bosque para proveer futuras cosechas de productos maderables ha sido aplicado a la conservación de los recursos naturales y la protección a los bosques nativos como parte del manejo de “zonas de amortiguamiento”, definidas como áreas circundantes a los fragmentos de bosque, que son manipuladas para reducir

los cambios asociados con las características físicas, biológicas y culturales de las zonas antropogénicas aledañas.

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la región de Chamela, Jalisco, México. La región de la costa de Jalisco se caracteriza por su topografía irregular, con lomeríos que van de 20 a 250 msnm y que conforman numerosos sistemas de cuencas pequeñas. La geología está representada por rocas ígneas terciarias y cuaternarias (Cotler *et al.* 2002). La temperatura media anual es de 21.4°C. El promedio total anual de lluvia es alrededor de los 718 mm con una amplitud que va de 350 a 1200 mm, distribuyéndose el 80 % de la lluvia entre los meses de julio a noviembre (García-Oliva *et al.* 2002). La dinámica del ecosistema está controlada, en gran medida, por el patrón estacional de la precipitación (Maass *et al.* 2002). La estación seca transcurre de diciembre a junio.

El patrón estacional característico de lluvias del bosque tropical caducifolio (Rzedowski 1978 o selva baja caducifolia Miranda y Hernández-X 1963), causa variaciones en los periodos fenológicos de la producción y caída de hojas por las plantas (Bullock y Solís-Magallanes 1990). Los cambios estacionales modifican la disponibilidad de luz y agua en el sotobosque y el suelo respectivamente (Maass *et al.* 2002). La dispersión de semillas también se lleva a cabo durante la estación seca (Bullock y Solís-Magallanes 1990), y las semillas remanentes en el banco de semillas del suelo aguardan el arribo del período de lluvias, el cual provee condiciones favorables para la germinación y establecimiento de las plántulas.

El listado de la flora de la Estación de Biología en Chamela incluye 1120 especies en 544 géneros y 124 familias (Lott 1993). En esta región el ecosistema tropical estacional

representa el 47% del área total forestal, la cual ha tenido la mayor tasa de deforestación (Trejo y Dirzo 2000). El principal factor de cambio de uso de la tierra es la ganadería extensiva en donde se usa el fuego como herramienta de manejo de los pastos introducidos (Maass 1995).

OBJETIVO

En este experimento se evaluó la respuesta (crecimiento en altura y supervivencia) de dos especies arbóreas nativas en estado juvenil que crecen en un gradiente ambiental generado por el efecto de borde entre un BTC y potreros.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección de especies

Las especies que se seleccionaron para el experimento fueron: *Caesalpineia platyloba* S. Wats. (Leguminosae), llamada localmente “acatzpa” o “coral”, es una especie maderable de lento crecimiento, propia de bosques sin alterar o con poca perturbación, con mucha demanda en el mercado regional y *Spondias purpurea* L. (Anacardiaceae) también conocida como “ciruelo” (Mandujano, 2002), que es un frutal de rápido crecimiento, que se le encuentra en suelos rocosos (Pimienta-Barrios y Ramírez-Hernández, 2003a; 2003b). Ambas tienen demanda actual y un interés por su cultivo y manejo por parte de los lugareños de los ejidos circundantes a Chamela, además de pertenecer a dos grupos funcionales diferentes en términos de su crecimiento.

Los criterios de selección de especies que se consideraron incluyeron: importancia biológica (en términos de su densidad, frecuencia y dominancia dentro de la comunidad),

plasticidad (generalistas vs. especialistas), su uso (forestal, medicinal, alimenticio, etc.), y disponibilidad de propágulos al inicio del estudio.

Diseño experimental

A mediados de la época de lluvias se trasplantaron 30 plántulas (de 8 meses de edad) de *C. platyloba* y 30 estacas de *S. purpurea* (de 30 cm de altura) en cada uno de 5 cuadrantes (5 x 50 m²) dispuestos en cada una de las dos parcelas experimentales constituidas por un fragmento remanente de BTC aledaño a una matriz de vegetación antropogénica (potreros). Los cuadrantes se situaron en posición paralela al borde y a 0 - 5, 30 - 35 y 75 - 80 m del borde hacia el interior del bosque, y a 0 - 5 y 30 - 35 m hacia el potrero. Los individuos se distribuyeron en cada cuadrante por medio de un diseño aleatorio restringido. Es decir, el punto de siembra se situó a una distancia mínima de 1 m respecto a los troncos de árboles adultos establecidos (con DAP > 5 cm), guardando una distancia de 1.5 m entre individuos. El trasplante incluyó un espacio de limpia en un radio de 1 m, a fin de disminuir el efecto de competencia. Las variables evaluadas fueron: supervivencia y crecimiento (altura).

El promedio de peso y diámetro basal inicial en las estacas de *S. purpurea* que se utilizó, fue de 101.7 ± 37.2 g y 3.56 ± 0.04 cm, respectivamente. Cabe señalar que estos valores están dentro de la gama de tolerancia recomendados para la producción de plántulas por medio de estacas en la literatura de viveros (Macía y Barfod, 2000).

Análisis estadístico

En el análisis de datos se tomaron como variables de respuesta la supervivencia y el crecimiento en altura. Los datos de supervivencia se trabajaron como una variable de

respuesta binaria (vivo o muerto) y fueron evaluados por medio de un análisis de sobrevivencia (Méndez *et al.* 2004). El análisis consistió en dos factores (2 parcelas) x (5 corredores en el gradiente pasto-bosque) y su interacción. La significancia fue estimada usando las pruebas de Log-Rank y de Wilcoxon ($p \leq 0.01$). Los datos de crecimiento en altura se analizaron hasta el mes de mayo, por medio de un análisis de varianza en un diseño de bloques al azar, tomando como covariable la altura inicial de cada planta. Se tomaron como factores las 2 parcelas y los 5 corredores distribuidos en el gradiente pasto bosque y su interacción. Los datos fueron analizados a través del programa estadístico JMP (2002).

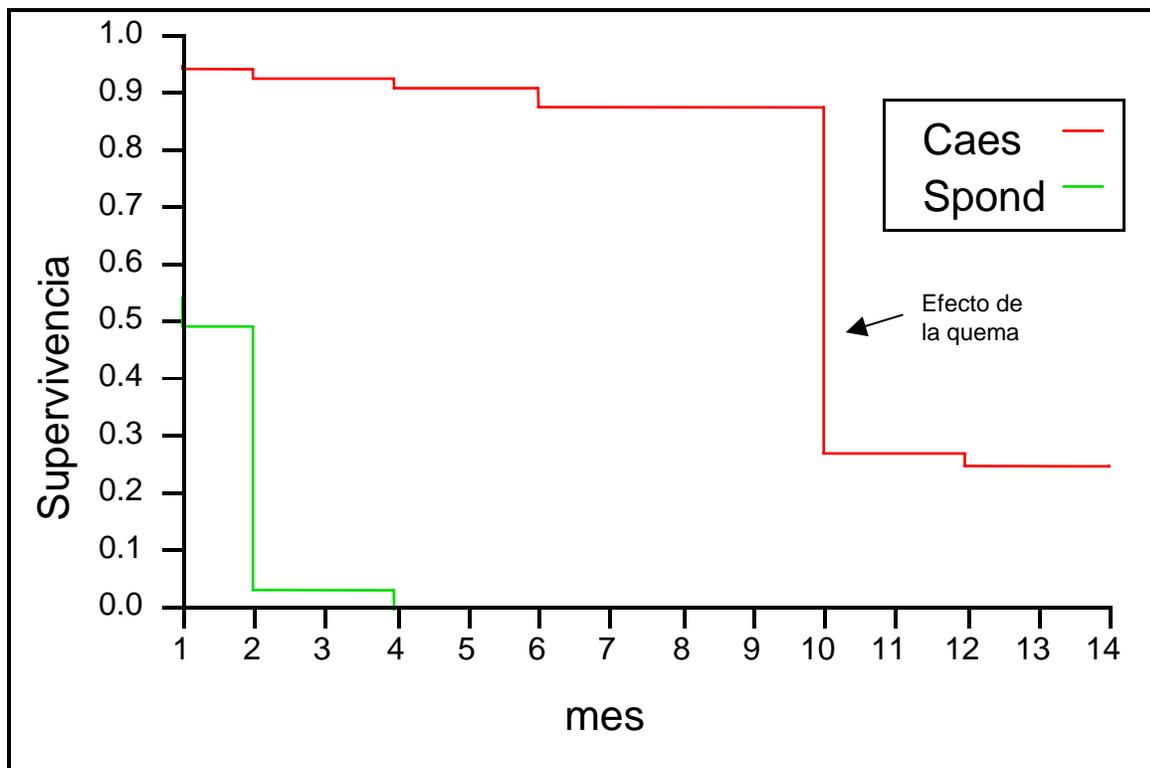
Al final del periodo de secas, diez meses después de iniciado el experimento (mayo 2000), las dos parcelas de estudio fueron expuestas a una quema accidental por los campesinos del lugar. La mayoría de las plantas, que hasta esa fecha habían sobrevivido en la zona de pradera de ambas parcelas, murieron a causa del fuego. Por esta razón, los análisis de sobrevivencia los hicimos censurando los datos: 1) hasta septiembre (todas las fechas) para ver el efecto de la quema, y 2) hasta mayo (con las fechas anteriores a la quema), para excluir su efecto; y 3) sólo con las plantas sembradas del borde hacia el interior del bosque en todas las fechas, ya que se observó que el fuego no sobrepasó los 10 m hacia el interior del bosque.

RESULTADOS y DISCUSIÓN

Después de 4 meses de haberse iniciado el experimento se observó una respuesta diferencial al gradiente micro-ambiental entre las dos especies utilizadas (χ^2 en Log-Rank=519.5934, $p \leq 0.0001$ y χ^2 en Wilcoxon=441.0816, $p \leq 0.0001$). En lo concerniente *S. purpurea*, a los cuatro meses después del trasplante su población ya había decrecido

hasta 2% del total inicial; mientras que *C. platyloba* conservó más de 50% de sobrevivientes (Figura 1).

Figura 1. Supervivencia de *S. pupurea* y *C. platyloba* después de 14 meses de su trasplante a las parcelas de estudio.



La baja supervivencia de las plántulas de *S. pupurea* en el experimento puede estar asociado a limitaciones ecológicas del ambiente o a un deficiente procesos de establecimiento. Sin embargo, el hecho de no encontrar diferencias significativas en la supervivencia entre las estacas creciendo a lo largo del gradiente ambiental impuesto por efecto de borde ni en lo referente al ambiente contrastante entre el bosque y la pradera,

nos hace pensar que el problema con las estacas desde el inicio del experimento fue un deficiente proceso de establecimiento de manera homogénea entre las estacas trasplantadas. Un estudio reciente realizado en Cuba con estacas de 1 m de altura de *S. purpurea* (Alonso, *et al.* 2001), mostró una supervivencia de 80% al año de haberse efectuado la plantación.

La investigación de Pimienta-Barrios y Ramírez-Hernández (2003a y 2003b) demuestra la eficacia en la capacidad de aclimatación a nivel fisiológico y estructural de *S. purpurea* en términos del contenido de clorofila y la conductancia estomática, las cuales variaron de acuerdo a la disponibilidad de luz. En un análisis de la variación diurna en las tasas instantáneas de asimilación neta de CO₂ y conductancia estomática, muestran que la ganancia de carbono en *S. purpurea* es alta, no obstante que la especie prospera en suelos pedregosos de baja fertilidad, con un manejo agronómico mínimo (Pimienta-Barrios y Ramírez-Hernández, 2003a). Estos datos ponen de manifiesto la alta plasticidad que tiene *S. purpurea* para crecer en sitios con condiciones físicas extremas. Sin embargo, consideramos que en nuestro experimento no hubo un óptimo proceso de enraizamiento de las estacas trasplantadas.

La tasa de supervivencia para *C. platyloba* fue mucho mayor a la de *S. purpurea*. Esto seguramente no sólo se debió a diferencias en la fisiología de las especie, sino también al hecho de que para el caso de *C. platyloba* lo que se transplantó fueron plántulas ya desarrolladas (raíz, tallo y hojas), a diferencias de las estacas de *S. purpurea* que suponemos carecían de suficiente masa radical para su establecimiento.

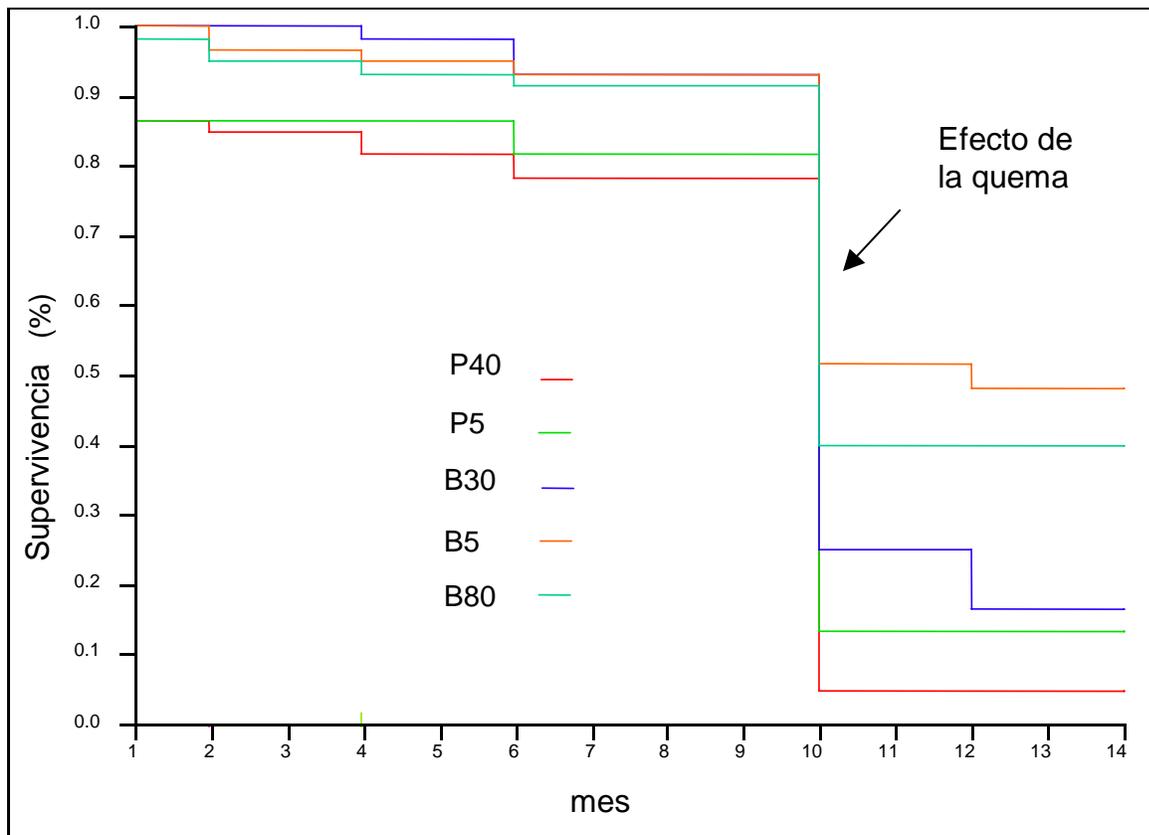
C. platyloba muestra, de manera general, que el porcentaje de supervivencia varía significativamente (χ^2 en Log-Rank=45.8192, $p \leq 0.0001$ y χ^2 en Wilcoxon=45.9501,

$p \leq 0.0001$) en razón a su posición con respecto al borde (Figura 2). El análisis hecho con todas las fechas y los cinco corredores evidencia, por un lado, una mayor supervivencia en los corredores del interior del bosque y por otro, un decremento significativo de la supervivencia en el mes de mayo por el efecto de quema mencionado en los métodos. Sin embargo, la diferencia de la supervivencia entre los corredores del interior del bosque no es significativa (χ^2 en Log-Rank=11.2917, $p=0.0235$ y χ^2 en Wilcoxon=12.1199, $p=0.0165$). Es clara la diferencia en la supervivencia entre las plántulas creciendo en la pradera y aquellas creciendo en el interior del bosque (Figura 2). Se ha discutido que la disponibilidad de agua limita la supervivencia y crecimiento de las plantas del BTC (Holbrook *et al.* 1995) y se ha reportado, a su vez, que la erosión que sufre el suelo de los potreros modifica, en gran medida, su capacidad de infiltración y retención de agua, así como el ciclo de nutrientes en comparación con el suelo del bosque (Maass 1995). En este sentido, hacia el interior del bosque las condiciones ambientales resultan más propicias para el desarrollo de las plántulas, ya que en los bosques secos, en donde la evapotranspiración potencial supera la precipitación, la cantidad de agua en el sistema puede estar condicionando el establecimiento y desarrollo de la vegetación.

Los datos de supervivencia de *C. platyloba*, muestran diferencias significativas en términos de los dos ambientes contrastantes (potrero y bosque). A pesar de que Huante y Rincón (1998) la describen como una especie con una amplia plasticidad en ambientes contrastantes de luz. Sin embargo, como se mencionó con anterioridad, la luz no es el único factor que se modifica en el gradiente entre el potrero y el interior del fragmento de

bosque; la alta temperatura y la baja disponibilidad de agua pueden ser factores también determinantes del estrés para las plántulas en el potrero.

Figura 2. Supervivencia de *C. platyloba* en los cinco corredores de las dos parcelas de estudio.



Dada la gran heterogeneidad en la diversidad y estructura del BTS, no nos sorprende que nuestros resultados evidencien un claro efecto de sitio en términos de la supervivencia y el crecimiento en altura de *C. platyloba* (Figuras 3 y 4). Es pertinente mencionar que observaciones de campo realizadas en las dos parcelas de estudio, indican que la Parcela 2 tiene un suelo más profundo y menos pedregoso, así como un

dosel más alto y una capa más gruesa de mantillo comparada con la Parcela 1. El hecho de encontrar diferencias significativas (χ^2 en Log-Rank=523.8811, $p \leq 0.0001$ y χ^2 en Wilcoxon=445.6398, $p \leq 0.0001$) en la supervivencia de *C. platyloba* en las dos parcelas experimentales (Figura 3), nos da evidencia de que en un ambiente heterogéneo como el BTS, en donde la vegetación se encuentra adaptada a las variaciones que un ambiente marcadamente estacional le impone; el efecto de sitio puede llegar a “enmascarar” el efecto del gradiente ambiental generado por la creación del borde.

Figura 3. Supervivencia de *C. platyloba* en las dos parcelas de estudio.

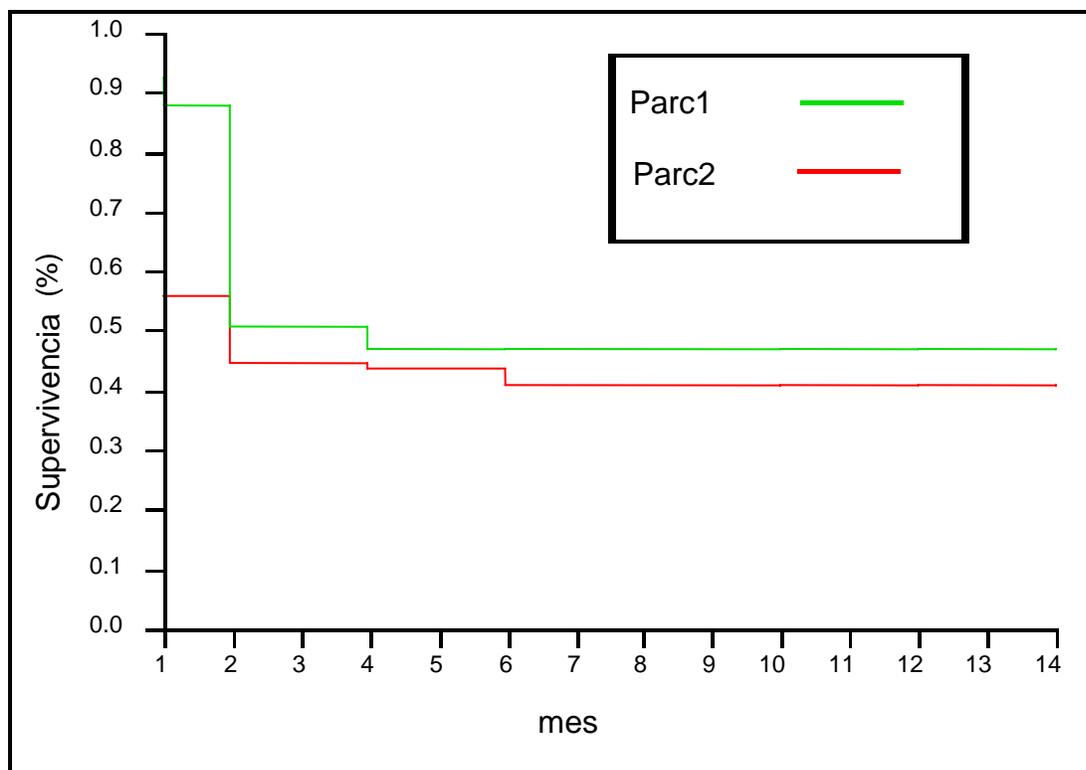
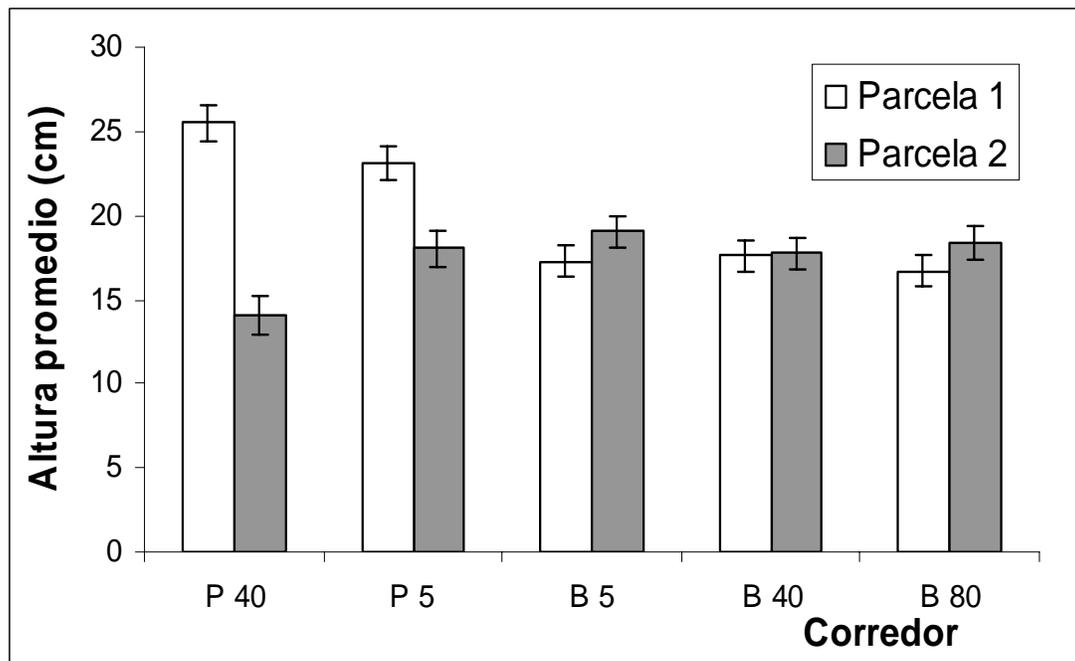


Figura. 4. Crecimiento en altura de *C. platyloba* después de 14 meses del trasplante en las dos parcelas de estudio (P=Pasto, B=Bosque).



El análisis de varianza del incremento relativo en altura para *C. platyloba*, mostró diferencias entre los sitios de estudio y nuevamente entre las plántulas que crecen en el pasto respecto a aquellas que los hacen en el bosque (efecto de la interacción distancia*parcela $F=15.8309$, $p \leq 0.0001$). Cabe destacar que las plántulas que sobrevivieron en la pradera de la parcela 1 tuvieron una respuesta muy favorable en cuanto a su crecimiento (Figura 4). Al parecer, las plántula que sobreviven al periodo de sequía se ven favorecidas por la combinación entre el periodo de lluvias y la disponibilidad de un ambiente lumínico más homogéneo que proveen los pastos a diferencia de las

plántulas en el bosque donde la competencia por recursos está presente aún en el periodo de mayor humedad.

El uso del fuego como herramienta de manejo de la matriz antrópica en la que se encuentran inmersos los parches de BTS en la región, es una limitante en la gestión de iniciativas de manejo orientadas a la restauración del ecosistema natural. No solo se ha reportado que el tipo de cobertura vegetal adyacente a los fragmentos de bosque genera un borde abrupto poco permeable al flujo de semillas y propágulos a través de sus dispersores (Cadenasso y Pickett 2001, Gascon *et al.* 2000), sino además, las quemadas frecuentes matan el banco de semillas y merman el desarrollo de las plántulas establecidas en las inmediaciones de los fragmentos.

CONCLUSIONES

Los factores del ambiente están influyendo de manera diferencial en las especies, particularmente en su supervivencia. La baja supervivencia de las plántulas de *S. purpurea* en nuestro experimento puede estar asociado a limitaciones ecológicas del ambiente o a un deficiente procesos de establecimiento de las estacas. El experimento evidencia que en un ambiente tan heterogéneo como el BTS, el efecto de sitio puede llegar a enmascarar el efecto del gradiente ambiental generado por la creación de bordes.

El uso del fuego como herramienta de manejo pone en riesgo no sólo las parcelas donde pudiera establecerse un tipo de manejo alternativo a la ganadería; si no que su efecto paulatino está afectando, por un lado, las zonas limítrofes entre los potreros y los fragmentos remanentes de selva y, por otro, la posible recuperación de los potreros en desuso.

La complejidad en el manejo de los sistemas forestales hace que estudios como el que aquí presentamos, además de ayudarnos a comprender los cambios ocasionados por el efecto de borde, pueden ser de gran utilidad en el diseño de planes de gestión del BTS, que incluyan la construcción de zonas de amortiguamiento.

LITERATURA CITADA

- Alonso, J., G. Febles, T. E. Ruiz, y J. C. Gutiérrez. 2001. Fecha de plantación para el establecimiento de árboles como cercas vivas en área de pastoreo. *Revista Cubana de ciencia Agrícola* 35(2): 183-187
- Benítez-Malvido, J., y M. Martínez-Ramos. 2003a. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17: 598-606.
- Benítez-Malvido, J., y M. Martínez-Ramos. 2003b. Influence of edge exposure on seedling species richness in tropical rainforest fragments. *Biotropica* 35: 530-541.
- Bullock, S. H., y A. Solís-Magallanes. 1990. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* 22(1): 270-274.
- Cadenasso, M. L., y S. T. Pickett. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology* 15: 91-97.
- Camargo, J. L., y V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Cotler, H., E. Duran, y C. Siebe. 2002. Caracterización morfoedafológica y calidad de sitio de un bosque tropical caducifolio. In: Noguera, F.A., J.H. Vega Ribera, A.N. García Aldrete y M. Quezada (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. D. F. pp. 17-79.
- García-Oliva F., A. Camou, y M. Maass. 2002. El clima de la región central de la costa del Pacífico mexicano. En: Noguera, F. A., J. H. Vega Ribera, A.N. García Aldrete y M. Quezada (Eds.). Historia natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. D. F. pp. 3-10.

- Gascon, C., G. B. Williamson, and G. A. Da Fonseca. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358.
- Harris, L.D. 1998. Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conservation Biology* 2: 330-332.
- Holbrook, M. N., J. L. Whitbeck, y H. A. Mooney. 1995. Drought responses of neotropical dry forest trees. *En: Bullock, S. H., Mooney H. A., and Medina, E. (eds). Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press, New York. pp. 243–270.*
- Huante P., y E. Rincón, 1998. Responses to light changes in tropical deciduous woody seedlings with contrasting growth rates. *Oecologia* 113: 53-66.
- JMP. 2002. JMP® Statistics and Graphics Guide, Version 5. Cary, N.C. SAS Institute. pp. 315–334.
- López-Barrera, F. 2004. Estructura y función en bordes de bosques. Ecosistemas. <http://www.aeet.org/ecosistemas/041/revision1.htm>).
- Lott, E. J. 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela Bay Region, Jalisco, México. *Occasional Papers of the California Academy of Sciences*. 148: 1-60.
- Maass, J. M. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. *En: Bullock, S. H., H. A. Mooney y E. Medina (eds.). Seasonally dry tropical forest. Cambridge University Press, Cambridge. 450 p.*
- Maass, J. M., V. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, F. García-Oliva, A. Pérez-Jiménez y J. Sarukhán. 2002. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. *In: Noguera, F. A., J. H. Vega Ribera, A. N. García Aldrete y M. Quezada (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. D. F. pp. 525-542.*

- Macía, M., y A. S. Barfod. 2000. Cultivation, Management and Economic Botany of Ovo (*Spondias purpurea* L.) in Ecuador. *Economic Botany* 54(4):449-458.
- Mandujano, S. 2002. *Spondias purpurea* L. (Anacardiaceae). Ciruelo. In: Noguera, F. A., J. H. Vega Ribera, A. N. García Aldrete y M. Quezada (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. D. F. pp. 145-150.
- Méndez, I., N. Guerrero, L. Moreno, y C. Sosa. 2004. El protocolo de investigación: Lineamientos para su elaboración y análisis. Ed. Trillas. México. D. F. . 210 p.
- Miranda, F. G., y E. Hernández-X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* pp 29–179.
- Pimienta-Barrios, E., y B. C. Ramírez-Hernández. 2003a. Phenology, growth, and response to light of ciruela mexicana (*Spondias purpurea* L., Anacardiaceae). *Economic Botany* 57(4): 481-490.
- Pimienta-Barrios, E., y B. C. Ramírez-Hernández. 2003b. Photosynthesis in Mexican plum [*Spondias purpurea* L. (Anacardiaceae)]. *Revista Chapingo* 9(2): 271-277.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México* . Limusa, México. 432p.
- Trejo, I., y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest-A national and local analysis in México. *Biological Conservation* 94(2):113-142.
- William, F. L. 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13:595-602.

ANÁLISIS MULTIFACTORIAL PARA ESTIMAR LA MAGNITUD Y LA AMPLITUD DEL EFECTO DE BORDE EN EL AMBIENTE DE FRAGMENTOS DE BOSQUE SECO EN CHAMELA, JALISCO.

INTRODUCCIÓN

En México, y muchas partes de Latinoamérica, las zonas agrícolas o pecuarias representan un porcentaje importante de los territorios nacionales, y su número va en aumento, incentivado por programas regionales diseñados como políticas públicas a nivel de país (De Ita y Barradas 1986, Gutiérrez 1993). El proceso común de desmonte en la historia de nuestro país para el establecimiento de parcelas agrícolas, ha sido conocido como roza, tumba y quema. Dicho sistema, particularmente en zonas de lomeríos con pendientes pronunciadas, rara vez tiene más de 5 años de productividad comercial, ya que su rendimiento se reduce drásticamente (Maass 1995).

En la región de Chamela Jalisco, el proceso de aclareo (desmonte) ha producido un imbricado paisaje altamente fragmentado y ha conducido a un incremento de zonas abandonadas con alto nivel de degradación, cuya recuperación suele ser un proceso muy lento, particularmente en aquellas áreas sometidas a disturbios intensos y frecuentes (Ortiz 2001). El manejo de praderas en la zona involucra la sustitución total del bosque, una alta perturbación del sistema edáfico y quemas a intervalos frecuentes (García – Oliva, *et al.* 1994, Laurance *et al.* 1999, Maass *et al.* 2002).

Dado la acelerada tasa de sustitución de áreas forestales por zonas de cultivo y principalmente praderas para ganado en la región de la costa alegre de Chamela, Jalisco; el planteamiento de investigaciones con énfasis en el entendimiento de los cambios en los

patrones de las variables del ambiente debidas a la perturbación del BTS natural, pueden ser una primera aproximación para identificar las alteraciones de los procesos funcionales en el ecosistema alterado. La caracterización del patrón de cambios posteriores a la perturbación puede proporcionar un esquema conceptual para la toma de decisiones sobre el manejo y conservación del BTS a nivel regional, tomando en cuenta su actual condición de ecosistema fragmentado.

La definición del concepto de “efecto de borde” y “zona de borde” insertado en la teoría de la fragmentación ecológica, trajo consigo un numeroso acervo de investigaciones sobre el tema, cuyo objetivo central fue determinar el patrón de cambios en múltiples variables analizadas de manera individual, para caracterizar y definir la profundidad de la influencia de dicho efecto (Cancino 2005, Camargo y Kapos 1995, Williams-Linera 1990).

Asimismo, con el desarrollo de los sistemas de información geográfica (SIG), el enfoque de los estudios sobre la fragmentación de los ecosistemas se avocó a determinar los porcentajes de cobertura, el índice de fragmentación, la velocidad del cambio de cobertura en análisis históricos y la estructura forestal a nivel del paisaje (Dale y Pearson 1997, Blanco y García 1997).

Pocos estudios recientes han investigado sobre los factores limitantes para la recuperación de los bosques después de haber sido transformados a zonas con pastos inducidos (Holl 1999). Además, la influencia que el efecto de borde ejerce sobre la posible expansión o reducción del bosque en relación a la pradera, ha sido poco explorada (Gascon *et al.* 2000, Castellanos *et al.* 2001).

La creciente aparición de ambientes perturbados con alto grado de degradación y fragmentación, hacen imprescindible caracterizar el patrón de cambios en la cobertura y la estructura de bosques nativos, pero también caracterizar los efectos que estas perturbaciones ejercen sobre la dinámica natural de los bosques. La escala espacial de los efectos de borde ha sido señalada como el factor principal en la determinación de la influencia del borde (Donnovan *et al.* 1997, Laurance, 1991, 2000). Las evidencias registradas a la fecha, muestran serias discrepancias en el comportamiento de las variables estudiadas para caracterizar el efecto de borde (Murcia 1995), en la determinación de la profundidad del efecto (Sizer *et al.* 2000), así como en los patrones registrados según el ecosistema que se trate: a) bosques tropicales (Williams-Linera *et al.* 1998), b) Bosques templados c) Bosques deciduos (Goldblum y Beatty 1999). Existen pocos estudios que analicen de manera conjunta las variables involucradas en la caracterización del efecto de borde, a fin de jerarquizar aquellas con mayor relevancia en su magnitud y amplitud. Ello permitirá integrar un modelo conceptual relevante para la tomar decisiones respecto a diferentes esquemas de manejo en las áreas remanentes de los bosques fragmentados.

Área de estudio

Ver *Área de estudio* en la sección de “introducción general” en este mismo trabajo, en las páginas 10 a la 13.

OBJETIVO

Este capítulo tiene el objetivo de determinar, a través de un análisis conjunto de las variables evaluadas en el Capítulo 2, los factores que muestran los efectos más importantes para caracterizar la influencia del borde en los fragmentos estudiados. Se

puso particular interés en determinar la amplitud de la expresión del fenómeno hacia ambos lados del borde (la zona de pradera y la zona de bosque), para las variables con mayor influencia en la caracterización del fenómeno. Las interrogantes base de este estudio fueron:

- ¿La influencia del efecto de borde se expresa con la misma magnitud y amplitud en todas las variables ambientales medidas?
- ¿Cuáles variables expresan mayores modificaciones por la presencia del borde?
- ¿Es posible determinar de manera discreta la amplitud de la expresión del efecto de borde con base en el conjunto de las variables estimadas?

MÉTODO

Los métodos de muestreo para las variables utilizadas en este análisis están descritos en la sección de “Materiales y métodos” del Capítulo 2 en este trabajo (pp 28-33). Para realizar los análisis multivariados, los datos fueron organizados en una matriz con el siguiente arreglo:

Fechas	Parcela	Gradiente	T 0m	T 1m	RFA 0m	RFA 1m	HRel	HSue	Man	Infilt
Lluv 98 Sec 99 Lluv 99 Sec 00	A, B, C y D.	14 puntos	° C	° C	$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	%	ml kg^{-1}	kg ha^{-1}	L min^{-1}

T 0m= Temperatura a nivel del suelo

T 1m= Temperatura a 1m de altura

RFA 0m= Radiación Fotosintéticamente Activa a nivel del suelo

RFA 1m= Radiación Fotosintéticamente Activa a 1m de altura

HRel= Humedad Relativa

HSuel= Humedad del Suelo

Man= Mantillo en pie

Infilt= Índice de velocidad de infiltración

Análisis multivariados

Los métodos multivariados utilizados para el análisis de las variables fueron: El análisis discriminante (Johnson 1998, Hubert 1994) y el análisis de clasificación jerárquica (JMP 2002, Breiman *et al.* 1984). Los datos fueron analizados con el programa estadístico JMP (2002).

RESULTADOS

Análisis discriminante

El análisis discriminante se utilizó como una herramienta estadística que permitió tipificar el gradiente en términos de las variables muestreadas. En la figura 1 se observa una gran concordancia entre la selección de los grupos y el orden ascendente (desde el punto 0 o borde) del gradiente hacia ambos lados del borde. Lo anterior indica que existe una tendencia general que asocia el patrón de comportamiento del conjunto de las variables utilizadas para caracterizar el efecto de borde respecto al gradiente. La varianza explicada por los dos primeros eigenvalores fue de 97.8% (Tab. 1). Los vectores (Fig. 1) muestran que las variables con un peso importante para la caracterización del efecto de borde en la zona de bosque son: un aumento en el índice de velocidad de infiltración y en la cantidad de mantillo en pie, así como una disminución en la RFA a nivel del suelo. En la pradera se observa que el aumento en la RFA a 1m de altura es la variable con mayor peso en la caracterización del ambiente, seguida por incrementos en la temperatura a 1m de altura y a nivel del suelo (Fig. 1).

Tabla 1. Resumen de los eigenvalores y del porcentaje de la varianza explicada, la varianza acumulada y la correlación canónica en el análisis discriminante.

Eigenvalores	%	% Acumulado	Corr. Canónica
5.3382	93.62	93.62	0.92
0.2404	4.22	97.84	0.44
0.0813	1.43	99.26	0.27
0.0187	0.33	99.59	0.14
0.0131	0.23	99.82	0.11
0.0065	0.11	99.94	0.08
0.0031	0.06	99.99	0.06
0.0005	0.01	100.00	0.02

Figura 1. Representación gráfica de los datos de las variables muestreadas, en el espacio canónico del análisis discriminante. Al centro (en líneas negras) se muestra la representación gráfica de los eigenvectores en el análisis. En la parte superior (en líneas azules) se amplió una copia de dicha representación para la fácil identificación de las variables.

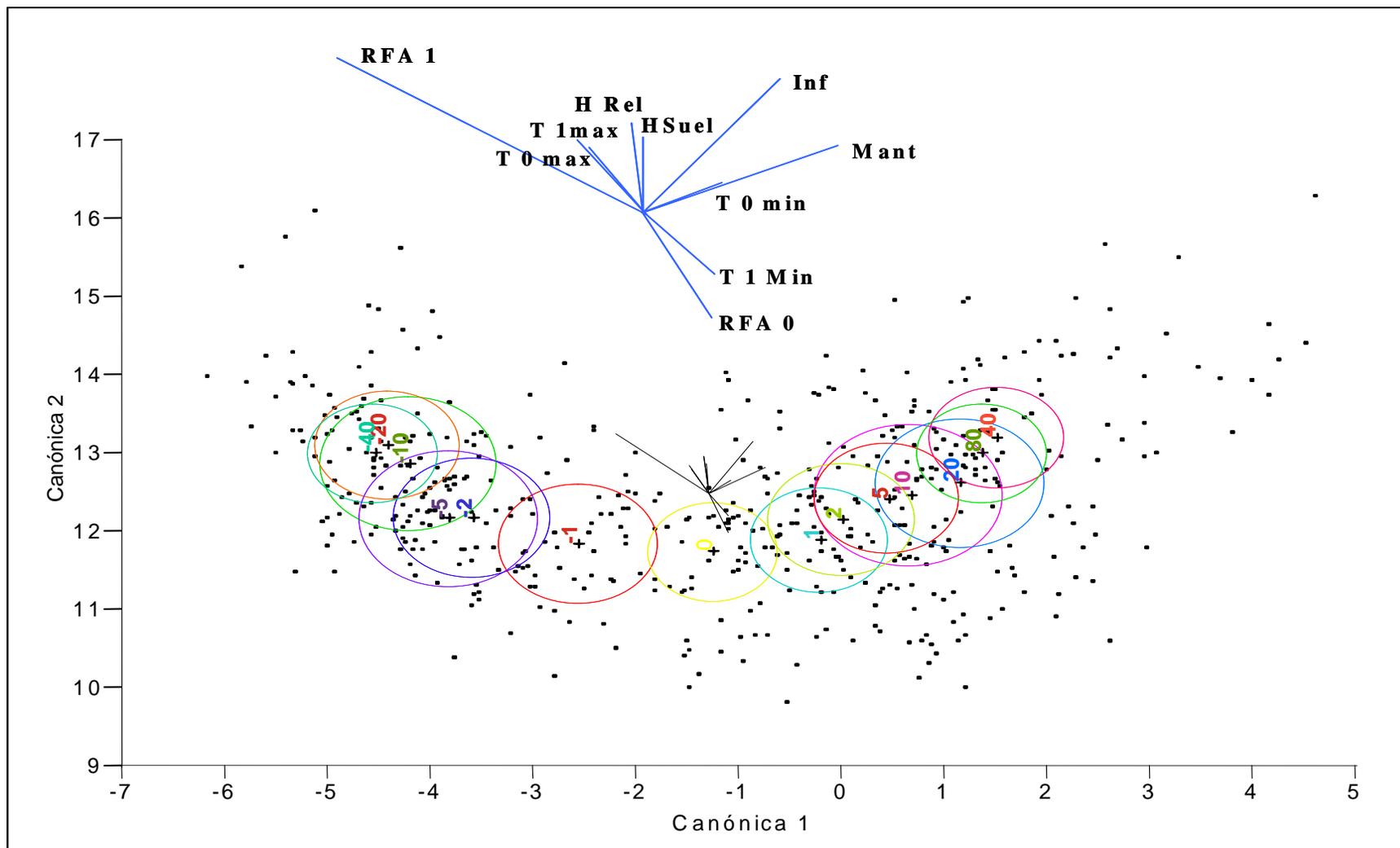


Tabla 2. Resume los datos de los eigenvectores del análisis discriminante.

Eigen- vectores	Hrel	T 1	T 0	X Luz 1	X Luz 0	HSuel ml kg ⁻¹	Inf L min ⁻¹	Mant kg ha ⁻¹
Canon1	-0.0012	-0.0681	-0.0693	-0.00299	0.00056	-0.0011	0.8628	0.00049
Canon2	0.0383	0.0951	0.0544	0.00291	-0.00141	0.0182	1.3404	0.00028
Canon3	0.0258	0.1834	-0.1238	-0.00178	0.00318	-0.0143	0.3769	-0.00015
Canon4	0.0138	0.1579	0.0084	0.00004	-0.00053	0.0045	-1.1366	0.00059
Canon5	0.0013	-0.1353	0.1806	-0.00069	0.00114	-0.0149	-0.0214	0.00027
Canon6	-0.0039	0.0796	0.1412	-0.00281	0.00147	-0.0001	0.4023	-0.00026
Canon7	-0.0534	-0.1116	-0.0253	-0.00023	0.00228	0.0465	-0.1316	0.00019
Canon8	0.0717	-0.0608	0.1148	-0.00134	0.00148	0.0166	-0.3989	-0.00002

Análisis de clasificación jerárquica

El análisis de clasificación jerárquica permitió caracterizar el gradiente en términos de las variables micro-ambientales que se ven más afectadas por la presencia del borde. El análisis mostró una distancia promedio para el conjunto de variables de 5.7m. Dicho sesgo se debió a que en el diseño de muestreo se tomaron registros de más puntos en el gradiente del lado del bosque (7 puntos en el bosque y 6 en la pradera). La variable seleccionada en la primera partición en el análisis, puede interpretarse como aquella que hace más diferentes los promedios o proporciones entre los grupos conformados, es decir, aquella con un peso mayor en la discriminación sobre el fenómeno de interés (JMP 2002).

La primera partición en el análisis fue el índice de velocidad de infiltración con un valor promedio estimado de menos de 0.343 a 0.343 L min⁻¹, para los puntos cercanos a los 8m en promedio, hacía la pradera, y con valores mayores a 0.343 L min⁻¹ alrededor de los 25m, hacia el interior del bosque (Fig. 2). La segunda partición indica que para el bosque la cantidad de mantillo por unidad de área es la segunda variable más importante para discriminar el efecto de borde con un promedio de 5134 kg ha⁻¹. Lo cual indica que

cantidades menores a ese promedio de mantillo por unidad de área se podrían encontrar cerca de los 20m y valores superiores a dicho promedio a los 37m hacia el interior del bosque. La RFA ($X=105.5 \mu\text{mol m}^2 \text{s}^{-1}$) en la zona más cercana al borde (18 a 42m) y la humedad de suelo ($X=40.58 \text{ ml kg}^{-1}$) en el interior del bosque (34 a 59m) resultaron variables con menor capacidad de discriminación que el índice de infiltración o el mantillo, pero con efectos importantes para la caracterización del efecto de borde en la zona de bosque (tercera partición, Fig. 2).

En la pradera, el índice de velocidad de infiltración fue también la variable principal para discriminar entre los ambientes adyacentes, así como para señalar el efecto de “sombra” discutido en el Capítulo 2 para ésta y otras variables como la RFA y el mantillo. Como se observa en la figura 2 y en la tabla 4, el índice de infiltración es la variable que aparece en 3 niveles de partición y tiene un peso importante en la formación de los nodos. Estos resultados indican que la infiltración juega un papel muy importante en la influencia que el borde ejerce en este ambiente. En la tercera partición, se propone a la cantidad de mantillo como la variable que conforma los nodos para las distancias promedio entre los 3m en la pradera y los 11.5m en el bosque. Este resultado refuerza los argumentos discutidos en el Capítulo 2 sobre el “efecto de sombra” que el dosel del bosque ejerce sobre la zona de la pradera más cercana al borde.

Figura 2. Árbol jerárquico en el que se resumen las particiones (niveles), el promedio (en gris) y la desviación estándar para cada nodo (grupo) formado, así como el promedio de la distancia en el gradiente en la que se presenta la condición de la variable seleccionada (candidato).

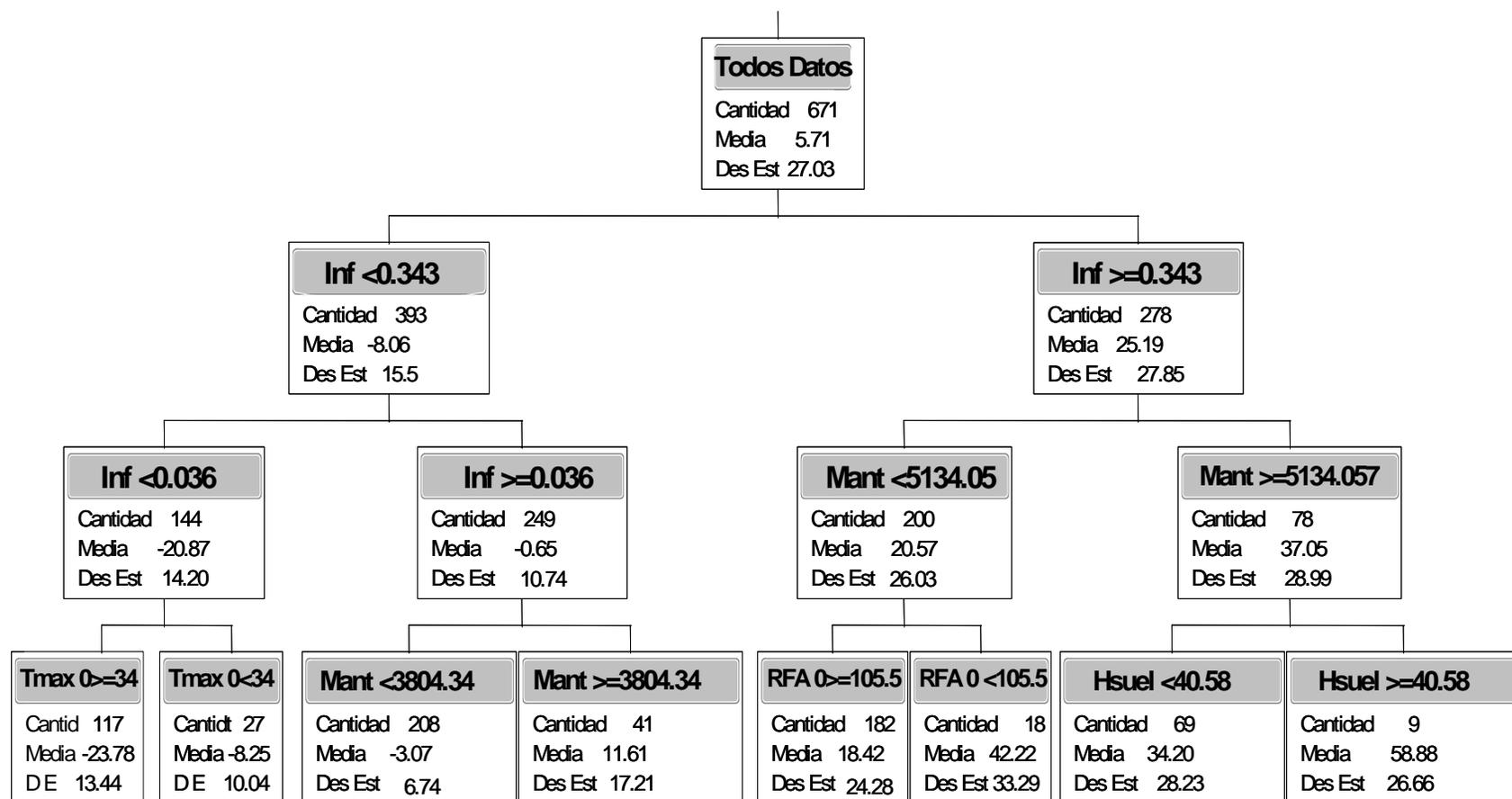
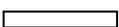
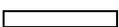
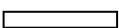
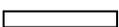
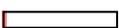


Tabla 4. Contribución de las variables en el análisis y el número de veces que aparecen en los niveles de partición que forman el árbol jerárquico.

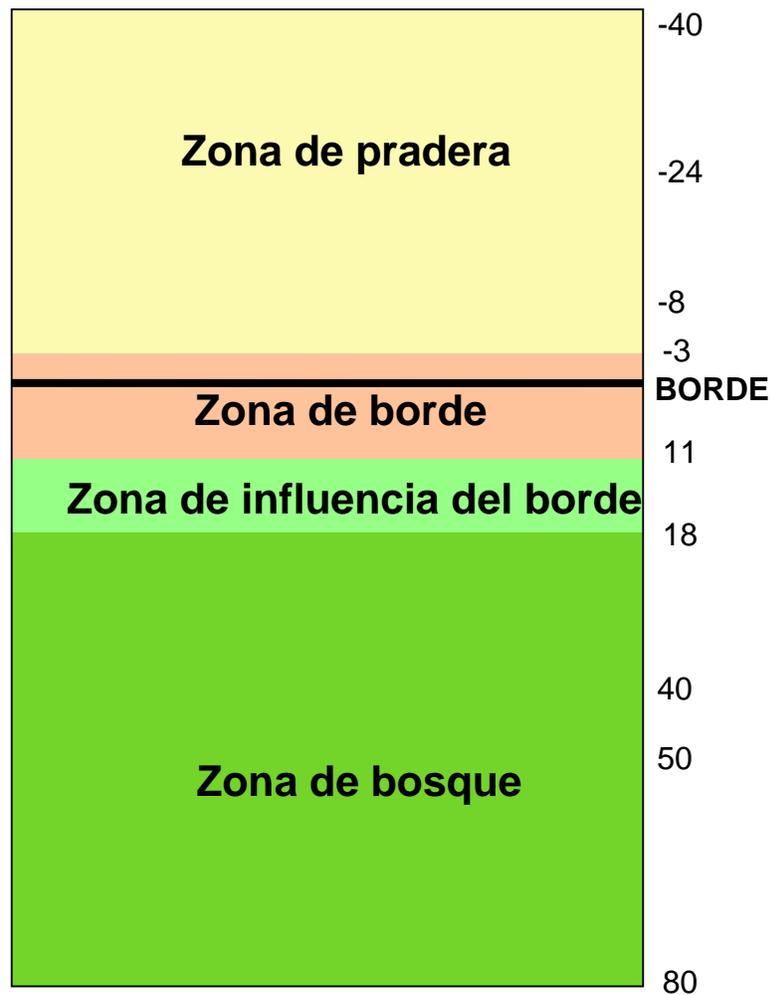
Variable	# Particiones	Suma de cuadrados	Suma de cuadrados
Hrel	0	0	
T del aire a 1 m	0	0	
T del aire a 0 m	0	0	
X Luz 1	0	0	
X Luz 0	1	9,273.34	
HSuel ml kg ⁻¹	1	4,851.75	
Inf L min ⁻¹	3	220,503.74	
Mant kg ha ⁻¹	2	22,614.52	

En la tabla 5 se presenta un resumen de la caracterización de las zonas del gradiente representadas por un promedio en la distancia respecto al borde (+ bosque y – pradera) en el que se esperaría encontrar las condiciones descritas para las variables con mayor influencia en la conformación de los nodos del árbol jerárquico de la figura 2.

Tabla 5. Descripción de la caracterización de las zonas del gradiente determinadas por la combinación de rangos de las variables muestreadas.

Nivel de hojas en el árbol jerárquico	Distancia # de	
	Media	observaciones
Inf <0.343, Inf <0.036, Tmax 0>=34	-23.79	117
Inf <0.343, Inf <0.036, Tmax 0<34	-8.26	27
Inf <0.343, Inf >=0.036, Mant<3804.34	-3.07	208
Inf <0.343, Inf >=0.036, Mant>=3804.34	11.61	41
Inf >=0.343, Mant<5134.06, RFA 0>=105.5	18.43	182
Inf >=0.343, Mant>=5134.06, HSuel<40.58	34.20	69
Inf >=0.343, Mant<5134.06, RFA 0<105.5	42.22	18
Inf >=0.343, Mant>=5134.06, HSuel>=40.58	58.89	9

Figura 3. Esta figura muestra de manera gráfica la zonificación propuesta para caracterizar el efecto de borde en el gradiente micro-ambiental de las parcelas de estudio. La zonificación está basada en la descripción de las hojas del árbol del análisis de clasificación jerárquica.



Los ocho niveles de hojas en el árbol jerárquico resumidas en la tabla 5, se pueden describir como zonas paralelas al borde y perpendiculares al gradiente, y distribuirse de forma esquemática como en la figura 3.

Zona de pradera.- La zona entre 8 a 24m se caracteriza por presentar valores del índice de infiltración inferiores a 0.036 L min^{-1} y se distingue por presentar valores superiores a $34 \text{ }^{\circ}\text{C}$ de temperatura máxima a nivel del suelo, en la zona de los 24m.

Zona de borde. Zona hacia ambos lados de la parcela de estudio (3m en la pradera y 11m en el bosque), que se caracteriza por presentar un índice de infiltración superior a los 0.036 L min^{-1} , pero menor a 0.34 L min^{-1} , además muestra una cantidad menor a los $3,804 \text{ kg ha}^{-1}$ de mantillo en la pradera y mayor que este promedio hacia el interior del bosque.

Zona de influencia del borde.- Más allá de los 11m y hasta los 18m hacia el interior del bosque, la zona presenta valores del índice de infiltración superiores a 0.34 L min^{-1} y cantidades de mantillo menores a $5,134.09 \text{ Kg. ha}^{-1}$.

Zona de bosque.- Más allá de los 40m en el bosque, además del aumento en el índice de infiltración descrita en la zona anterior, aumenta también la cantidad de mantillo ($>5,134.06 \text{ kg ha}^{-1}$) y las condiciones de RFA a nivel del suelo son menores a $105.5 \text{ } \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Mas adentro del bosque aún (59m), se podría esperar una humedad de suelo superior a los 40.6 ml Kg^{-1} .

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los patrones encontrados con los 2 análisis multivariados utilizados, indican que el índice de velocidad de infiltración es la variable con mayor poder de discriminación para caracterizar el efecto de borde en el gradiente hacia ambos lados de las parcelas de estudio, seguido por la cantidad de mantillo en pie por unidad de área. En general se puede considerar que la amplitud del efecto de borde está en función de la variable ambiental a la que se haga referencia, ya que sus promedios se asocian a diferentes valores a lo largo del gradiente. Sin embargo, en un intento por construir un esquema conceptual que sintetice los cambios producidos en el microclima del bosque por efecto de la adyacencia a la pradera, se consideró la descripción de las hojas del árbol en el análisis de clasificación jerárquica para la zonificación y descripción de los perfiles microclimáticos en cada una de las zonas propuestas (Fig. 3). En el esquema conceptual del fenómeno de borde, la zona de borde tiene una amplitud de 11m en el bosque lo que concuerda mejor con estudios antecedentes que reportan una PIB estimada de 15-20m (Mora 2004, Williams-Linera 1990, Kapos *et al.* 1997) y de más de 20 y hasta 50m (Chen *et al.* 1995, Matlack 1993), considerando variables ambientales para caracterizar la influencia del borde.

La definición de la zona de borde coincide con los análisis individuales de las variables realizados en el capítulo 1, en los que la zona del gradiente donde se aprecian los principales cambios en el patrón de comportamiento de las variables en el bosque o en el pasto, es precisamente la zona más adyacente al borde en ambos ambientes. Un aspecto importante a resaltar es que, en términos generales, los análisis univariados también coinciden con la profundidad de la influencia del borde (PB) descrita por los multivariados

para las variables muestreadas. Por ejemplo, para el caso del índice de velocidad de infiltración la PIB estimada a través de la prueba de Tukey y t de Student fue de 20m en el bosque, y la PIB estimada por el análisis de clasificación jerárquica fue de 25m.

Una de las ventajas que el análisis multivariado nos ofrece es poder jerarquizar en orden de prioridad, respecto a la magnitud o peso que cada variable tiene con relación al conjunto de los cambios de los que el fenómeno se compone. En este sentido, la utilización de análisis multivariados en la caracterización del efecto de borde fue una herramienta de gran utilidad para la elaboración de un modelo que nos permitió describir de manera integral (en términos del peso de las variables en explicar la varianza de los datos), el patrón de cambios en el microclima de las parcelas estudiadas.

En términos generales, la zona de la pradera puede considerarse como una zona con un microclima más seco, con temperaturas más altas y menor cantidad de mantillo en pie, en comparación con el microclima del bosque. Y las zonas de borde y de influencia del borde presentan un microclima intermedio entre ambos ambientes.

El esquema conceptual que explica el fenómeno de borde basado en las variables micro-climáticas estudiadas, puede contribuir en la planeación de estrategias de conservación y manejo del BTS en su condición de ambiente fragmentado.

LITERATURA CITADA

- Blanco, J. L. A., y G. J. García. 1997. A study of habitat fragmentation in Southeastern Brazil using remote sensing and geographic information systems (GIS). *Forest Ecology and Management* 98(1): 35-47.
- Breiman, L., J. Friedman, R. Olshen y C. Ston. 1984. Classification and regression trees. Chapman and Hall/CRC. pp. 384.
- Camargo, J. L. y V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Cancino, J. 2005. Modelling the edge effect in even-aged Monterey pine (*Pinus radiata* D. Don). Stand. *Forest Ecology and Management* 210: 159-172.
- Castellanos, J.; V. J. Jaramillo, R. L. Sanford Jr., y J. B. Kauffman. 2001. Flash-and-burn effects on fine root biomass and productivity in a tropical dry forest ecosystem in México. *Forest Ecology and Management* 148: 41-50.
- Chen, J., J. F. Franklin, y T. A. Spies. 1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-Fir forest. *Ecological Applications* 5: 74-86.
- Dale, V. H., y S. M. Pearson. 1997. Quantifying habitat fragmentation due to land-use change in Amazonia. In: Laurence, W. F, y R. O. Bierregaard (eds.). Tropical forest remnants: Ecology, Management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- De Ita-Martínez, C., y V. Barradas. 1986. El clima y los patrones de producción agrícola en una selva baja caducifolia de la costa de Jalisco, México. *Biótica* 11: 237-245.
- Donovan, T. M., P. W. Jones, E. M. Annand y F. R. Thompson III. 1997. Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology* 78: 2064-2075.

- García-Oliva F., I. Casar, P. Morales y M. Maass. 1994. Forest-to-pasture conversion influences on soil organic carbon dynamics in a tropical deciduous forest. *Oecologia* 99: 392-396.
- Gascon, C., B. Williamson y G. A. B. da Fonseca. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358.
- Goldblum, D., y W. S. Beatty. 1999. Influence of an old field/forest edge on a northeastern United States deciduous forest understory community. *Journal of the Torrey Botanical Society* 126(4): 335-343.
- Gutiérrez, A. A. 1993. La ganadería extensiva en el trópico seco mexicano : Causas, consecuencias y manifestaciones en su medio social. *Tesis de licenciatura*. Fac. de Filosofía y Letras, UNAM.
- Holl, D. K. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: Seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31(2):229-242.
- Hubert, C. J. 1994. Applied discriminant analysis. A Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons, Inc. New York. pp25-35.
- JMP. 2002. JMP® Statistics and Graphics Guide, Version 5.1. Cary, N.C. SAS Institute.
- Johnson, R. A. y D. W. Wichern. 1998. Applied Multivariate Analysis, 4th ed., Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Kapos, V., E. Wandelli, J. L. Camargo y G. Ganade. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. *En: Tropical Forest Remnants Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities* (eds. Laurence, W. F. y Bierregaard, R.O.J.), pp. 33-43, The University Chicago Press, Chicago, USA.

- Laurance, W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales?. *Tree*. 15(4):134-135.
- Laurence, W. F. 1991. Edge effects in the tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 50:205-219.
- Laurance, W. F., P. M. Fearnside, S. G. Laurance, P. Delamonica, T. E. Lovejoy, J. M. Rankin-de Merona, J. Q. Chambers y C. Gascon. 1999. Relationships between soil and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. *Forest ecology and Management* 118: 127-138.
- Maass, J. M. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. *In*. Bullock, S., E. Medina, y H. Mooney (eds.). Tropical deciduous forest ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge. 399-422 pp.
- Maass, J. M., V. Jaramillo, A. Martínez-Yrizar, F. García-Oliva, A. Pérez-Jiménez y J. Sarukhán. 2002. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. *In*: Noguera, F. A., J. H. Vega Ribera, A. N. García Aldrete y M. Quezada (Eds.). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. pp. 525-542.
- Matlack, G. R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66(3): 185-194.
- Mora, G. J. 2004. Influencia de los factores modeladores sobre el efecto de borde, en un relicto de bosque altoandino en Colombia. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Bogotá, Colombia. 165 p.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.

- Ortiz, T. 2001. Estructura arbórea en sitios perturbados y caracterizados por la presencia de *Mimosa arenosa* (Willd.) Poir. Var *leiocarpa* (D.C.) Barneby, en el bosque tropical seco de la costa de Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM, México.
- Sizer, N. C., E. V. J. Tanner, y F. I. D. Kossmann. 2000. Edge effect on litterfall mass and nutrient concentration in forest fragments in central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16: 853-863.
- Trejo, I., y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest-a national and local analysis in México. *Biological Conservation* 94(2):113-142.
- Williams-Linera, G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology* 78: 356-73.
- Williams-Linera, G., V. Dominguez-Gastelu y M. E. García-Zurita. 1998. Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology* 12:1091-1102.

CONCLUSIONES GENERALES Y PERSPECTIVAS

Esta investigación caracterizó del efecto de borde generado en fragmentos de BTS aledaños a praderas establecidas con fines agropecuarios. La evaluación del efecto de borde se concentró en el análisis de los patrones de variables ambientales y en la determinación de la profundidad de su influencia y magnitud. Así mismo, se estudió la respuesta a las condiciones de borde, de dos especies arbóreas nativas en términos de su supervivencia y crecimiento.

Los resultados confirmaron que la zona de borde, hacia el interior de los fragmentos del BTS, es funcionalmente diferente al comportamiento del interior del bosque en términos de las variables ambientales analizadas. Se enfatizó la complejidad de la alteración de los patrones ambientales por la permanencia del borde en variables que juegan roles importantes en la ecofisiología de las plantas del bosque tropical estacional.

La caracterización del efecto de borde en los fragmentos de BTS estudiados, sugiere que su magnitud y penetración son una función directa de la estacionalidad del sistema, del status hídrico del sitio y del contraste entre los ambientes adyacentes a cada lado del borde.

En comparación con estudios anteriores, la profundidad de la influencia del borde (PIB) para las variables que se midieron (estimada de 5 a 20 m), resultó menor a lo reportado para otros ecosistemas tropicales. Se considera que la adaptación natural del ecosistema a las variaciones estacionales (lluvias y época seca, incluyendo efectos aleatorios de ciclones y monsoones) y el marcado contraste en estructura y función entre los dos ambientes (bosque y pradera), amortigua la influencia que el borde ejerce sobre

los dos ambientes adyacentes, dado que el ecosistema tiene como un componente intrínseco de su dinámica anual la perturbación ocasionada por efecto de la estacionalidad.

Los resultados del experimento con las especies arbóreas nativas, mostraron que los factores del ambiente influyen de manera diferencial en las especies, particularmente en su supervivencia. La baja supervivencia de las plántulas de *S. purpurea* en el experimento puede estar asociada a limitaciones ecológicas del ambiente o a un deficiente proceso de establecimiento de las estacas. *C. platyloba* tuvo un mayor porcentaje de supervivencia en los corredores del interior del bosque, y una mejor respuesta a los factores de la calidad del sitio que regulan su incremento en altura. El experimento evidenció que en un ambiente tan heterogéneo como el BTS, el efecto de sitio puede llegar a amortiguar el efecto del gradiente ambiental generado por la creación de bordes.

El efecto de borde en el contexto de la conservación y el manejo del BTS

Para el caso de los BTS, el planteamiento de investigaciones con énfasis en el entendimiento de la naturaleza, las causas y consecuencias sobre la dinámica de los cambios en los patrones de las variables del ambiente ante la permanencia de bordes, pueden ser una primera aproximación para identificar las alteraciones de los procesos funcionales respecto al ecosistema natural. Los resultados de este estudio pueden contribuir significativamente en el diseño de planes de conservación a nivel regional, pues dan elementos para delimitar el ancho de las zonas de amortiguamiento.

Son aún pocos los estudios sobre el efecto de borde que se desarrollan en ecosistemas tropicales secos. Esta investigación contribuyó en la caracterización del efecto de borde en fragmentos de BTS en términos del ambiente, pero aún falta explorar la respuesta de la biota nativa a las nuevas condiciones derivadas de la fragmentación del bosque continuo. El siguiente paso en este campo de investigación será, por tanto, abordar aspectos relacionados con los cambios en el nivel de adaptación de la flora y la fauna del bosque al estrés generado en las inmediaciones del borde, así como estudios sobre el desempeño ecofisiológico de los organismos que se desarrollan en esta zona.

Si tomamos en cuenta la acelerada tasa de cambio de cobertura de los bosques tropicales secos de nuestro país, es urgente incentivar estudios que nos ayuden a profundizar el conocimiento sobre el fenómeno de la fragmentación en este ecosistema, ya que en poco tiempo sólo nos quedarán islas de bosque inmersas en una matriz de vegetación antrópica.