I SIMPOSIO: ECOLOGÍA, MANEJO Y CONSERVACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DE MONTAÑA EN MÉXICO

MEMORIAS

Xalapa, Veracruz, MÉXICO, 17-18 de noviembre, 2005

DIRECTORIO
Universidad Veracruzana

Dr. Raúl Arias Lovillo
Rector

Dr. Ricardo Corzo Ramírez
Secretaría Académica

Dr. Víctor M. Alcaráz Romero
Director General de Investigaciones

Dr. Lázaro R. Sánchez Velásquez
Director del LABIOTECA

M. en C. Antonio Andrade Torres
Editor de las Memorias

Agradecemos el patrocinio de:

Comisión Nacional Forestal
Treviño computación
Café Parroquia

GRUPO PAUSA S.A. DE C.V.
TELS:55845558 55845218, grupopausa@prodigy.net.mx

UNIVERSIDAD VERACRUZANA

Presidente del Simposio
Dr. Lázaro Rafael Sánchez Velásquez

Vicepresidente del Simposio
Dr. Víctor M. Alcaráz Romero

Comité de Organización

M. en C. Antonio Andrade Torres
Dr. Francisco Díaz Fleischer
Dr. Jorge Galindo González
Dr. Carlos González Gándara
L. C. Eric Hernández Velasco
Dr. Lourdes Iglesias Andreu
Ing. Cuauhtemoc Landa Torralba
M. en C. Ivonne Landeros Torres
M. en C. Maurilio López Ortega
Dr. Juan Carlos Noa Carrazana
Dr. Gustavo Ortiz-Ceballos
M. en C. Ma. del Rosario Pineda López
M. en C. Alejandro Retureta Aponte
M. en C. Karla Ruíz Santos
M. en C. Laura Yesenia Solís-Ramos

Grupo de Apoyo Logístico
Bernardo Andrade Torres, Yalbi I. Balderas Martínez, Josué Miguel Díaz Aguilar, Diego Domínguez Hernández, Dra. Norma Flores Estévez, Yureli García de La Cruz, Rubén F. Guzmán Olmos, Moisés Martínez Vásquez, Iván Oros Ortega, Carlos C. R. Pérez de San Martín, Concepción Ramos Jiménez, Edgar A. Rivera León, Paola Rodríguez Torres, Guadalupe Sosa Valencia, Suria G. Vásquez Morales, Guillermo Vázquez Domínguez

Circuito Los Lagos s/n, Campus para la Cultura, las Artes y el Deporte, Zona Universitaria, Av. Presidentes, Xalapa de Enríquez, Veracruz, Apdo. Postal 250, 91000, Tel/Fax (228) 842-2773. labioteca@uv.mx

INSTITUCIONES PARTICIPANTES

Centro de Cooperación Internacional Agrícola para el Desarrollo (CIRAD).
FLHOR - Station de Neufchâteau, Sainte-Marie, Francia.

Centro de Investigación Científica de Yucatán.
Unidad de Recursos Naturales.
Unidad de Biotecnología y Biología Molecular de Plantas.

Colegio de Postgraduados.
Programa de Botánica, Montecillo, Estado de México.
Programa de Edafología, Montecillo, Estado de México.

Comisión Nacional Forestal.
Gerencia Regional Golfo Centro, Banderilla, Veracruz.

El Colegio de la Frontera Sur.
Unidad San Cristóbal de las Casas, Chiapas.
Unidad Villahermosa, Tabasco.

Instituto de Ecología A. C. Xalapa, Veracruz

Instituto Politécnico Nacional.
Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados, Unidad Irapuato.
CIIDIR, Unidad Oaxaca.

Iowa State University.
Department of Natural Resources, Ecology and Management.

Universidad Autónoma de Aguascalientes.
Biotecnología Vegetal, Departamento de Química.

Universidad Autónoma de Nuevo León.
Facultad de Ciencias Forestales, Linares.

Universidad Autónoma Metropolitana.
Unidad Iztapalapa.

Universidad de Guadalajara.
IMECBIO, Centro Universitario de la Costa Sur, Autlán, Jalisco.

Universidad Nacional Autónoma de México.
- Centro de Ciencias de la Atmósfera, Distrito Federal.
- Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Morelia.
- Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas, Veracruz.
- Facultad de Ciencias.
  - Departamento de Ecología y Recursos Naturales.
  - Departamento de Biología Evolutiva.
- Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Biología. Distrito Federal.
- Instituto de Ecología, Distrito Federal.

Universidad Veracruzana.
- Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada, Xalapa.
- Instituto de Investigaciones Biológicas, Xalapa.
- Instituto de Genética Forestal, Xalapa.
- Facultad de Biología, Xalapa.
- Facultad de Economía, Xalapa.
- Facultad de Ingeniería en Sistemas de Producción Agropecuaria, Acayucan.

PRESENTACIÓN

Como respuesta a la problemática que enfrentan los Ecosistemas de Montaña en México, el Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada (LABIOTECA-UV), junto con su Cuerpo Académico Ecología y Conservación de la Biodiversidad Forestal, y la destacada participación de otros grupos de trabajo académico del CUCSUR de la U. de G., UNAM-Morelia, ECOSUR-Chiapas, CIIDIR-IPN Oaxaca, organizamos el **I Simposio: Ecología, manejo y conservación de los ecosistemas de montaña en México**. Este simposio se desarrolla en el marco del primer aniversario del LABIOTECA como entidad académica y es el primer evento que realiza dentro de un contexto nacional.

El LABIOTECA es una entidad académica adscrita a la Dirección General de Investigaciones de la Universidad Veracruzana, creada el 24 de septiembre del 2004. Su misión es desarrollar actividades de investigación científica y tecnológica, docencia y vinculación en el área de biotecnología y ecología aplicada. Y contribuir a la solución integral de problemas en los sectores agrícola, forestal y, de manejo y conservación de los recursos naturales con una perspectiva de desarrollo sustentable.

El Simposio agrupa una amplia diversidad de instituciones (académicas, investigación y del gobierno) que tienen actividades o funciones dentro de los ecosistemas de montaña en México. El Comité Organizador desea que este evento sirva como catalizador para la vinculación entre académicos, instituciones y para formación de redes nacionales, para la conservación y manejo de los ecosistemas de montaña en México.

EL COMITÉ ORGANIZADOR

PROGRAMA 17 de Noviembre 2005 Salas 1, 2, 3

8:30 – 9:00 **Registro**

9:00 – 9:30 **INAUGURACIÓN**

9:30 – 10:00 **R E C E S O**

Mesa: Ecología y Conservación I

10:00 – 10:30 *Variación macroespacial de la diversidad arbórea en Chiapas: Patrones y posibles explicaciones*. **Dr. Mario González Espinosa**, Dr. Neptalí Ramírez Marcial y Dr. José Maria Rey Benayas (El Colegio de la Frontera Sur -ECOSUR, San Cristóbal de las Casas, Chis.).

10:30 – 11:00 *Demografía de plantas y regeneración de selvas en áreas degradadas.* **Dr. Miguel Martínez Ramos** y M. en C. Ximena García Orth (Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Mich.).

11:00 – 11:30 *Conservación de la biodiversidad en ambientes fragmentados*. **Dr. Sergio Guevara Sada** (INECOL, Xalapa, Ver.).

11:30 – 12:00 **C A F E**

12:00 – 12:30 *Dinámica y conservación de especies de árboles en peligro de extinción*. **Dr. Lauro López Mata** (Colegio de Postgraduados, Montecillo, Edo. de Méx.).

12:30 – 13:00 *Clasificación de grupos funcionales vegetales para la restauración del bosque mesófilo de montaña*. **Dr. Neptalí Ramírez Marcial**, Dra. Angélica Camacho Cruz y Dr. Mario González Espinosa (El Colegio de la Frontera Sur -ECOSUR, San Cristóbal de las Casas, Chis.).

13:00 – 13:30 *Biodiversidad y restauración ecológica en el paisaje del bosque de niebla del centro de Veracruz*. **Dra. Guadalupe Williams-Linera**. Dra. Claudia Álvarez-Aquino y Dra. Rosa Amelia Pedraza (INECOL, Xalapa, Ver.; Instituto de Genética Forestal, Universidad Veracruzana).

13:30 – 14:00 *Ecología y florística del bosque mesófilo de montaña en México.* **Dr. Lázaro Rafael Sánchez-Velásquez**, M. en C. Elizabeth Ramírez-Bamonde, M. en C. Antonio Andrade-Torres y Biól. Paola Rodríguez-Torres (Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana).

14:00 – 15:30 **C O M I D A**

SESIÓN DE CARTELES MEZANINE USBI

15:30 – 18:00 Temas: Ecología y conservación; Servicios ambientales; Manejo forestal; Vinculación de la biotecnología y la ecología. **Explicación de carteles por los autores responsables de 4 PM a 5 PM, la entrega de constancias se realizará durante esta hora.**

18 de Noviembre 2005 Salas 1, 2, 3

Mesa: Servicios Ambientales

9:00 – 9:30 *Evaluación del cambio en el uso del suelo de los bosques templados de Oaxaca*. **Dra. Ma. De Jesús Ordóñez** (UNAM).

9:30 – 10:00 *Estimación del precio de los servicios ambientales: Las Cañadas, Huatusco, Veracruz, México*. **Cand. Dr. José Antonio Benjamín Ordóñez Díaz** (Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Mich.).

10:00 – 10:30 *Afinando los esquemas de pago por servicios hidrológicos de bosques del Estado de Veracruz*. **Dr. Robert Manson** (INECOL, Xalapa, Ver.).

10:30 – 11:00 *Uso del agua por la vegetación y sus implicaciones en la captura de* CO^2. **Dr. Víctor Barradas Miranda**, Dr. Juan Cervantes Pérez, Dr. Gustavo Pérez Calvillo. (Universidad Nacional Autónoma de México, DF).

11:00 – 11:30 *Almacenamiento de carbono en los agroecosistemas cafetaleros de la región Xalapa-Coatepec, Veracruz.* **Dr. Gustavo Ortiz-Ceballos**, Dra. Mónica de la Cruz Vargas Mendoza y Dr. Martín Mendoza Briceño (Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada, Fac. de Agronomía, Universidad Veracruzana; Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz).

11:30 – 12:00 **C A F E**

Mesa: Ecología y Conservación II

12:00 – 12:30 *Manejo forestal sustentable de los ecosistemas de montaña en México*. **Cand. Dr. José Luis Zúñiga-González** (CONAFOR, Xalapa, Ver.).

12:30 – 13:00 *Ordenación y clasificación de los oyametales del estado de Jalisco, México*. **Dr. Ramón Cuevas-Guzmán**, Dr. Luis Manuel Martínez Rivera y M. en C. Enrique V. Sánchez Rodríguez (CUCSUR, Universidad de Guadalajara).

13:00 – 13:30 *Impactos de los incendios sobre la composición florística y estructura de un bosque mesófilo de montaña en los Chimalapas, Oaxaca*. **Dra. Heidi Asbjornsen**, Dra. Claudia Gallardo Hernández y Dr. Noe Velázquez Rosas (IOWA State University; INECOL; Universidad Nacional Autónoma de México).

13:30 – 14:00 *Uso tradicional del venado cola blanca y su variación en la densidad poblacional en algunas comunidades de la Sierra Norte de Oaxaca*. **Dra. Graciela González Pérez** y Dr. José Antonio Santos Moreno (Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR, Oaxaca).

14:00 – 14:30 *Educación ambiental y conservación de la biodiversidad: Una estrategia universitaria*. **M. en C. Salvador García-Ruvalcaba** (CUCSUR, Universidad de Guadalajara).

14:30 – 15:30 **C O M I D A**

Mesa: Vinculación Biotecnología y Ecología Salas 2, 3

15:30 – 16:00 *Aplicaciones de la biología molecular al manejo y conservación de los recursos naturales*. **Dr. Tomás González Estrada** (Centro de Investigación Científica de Yucatán, Mérida).

16:00 – 16:30 *Marcadores moleculares y diversidad genética de árboles forestales*. **Dra. Patricia Delgado** y Dr. Daniel Piñero (Centro de Investigación Científica de Yucatán, Mérida; UNAM).

16:30 – 17:00 *Técnicas de cultivo de tejidos en la conservación de algunas especies forestales*. **Dr. Eugenio Pérez Molphe,** Dr. Carlos Dávila Figueroa, Dr. Enrique Villalobos Amador y Dra. Blanca Olivia Cañedo Ortíz (Universidad Autónoma de Aguascalientes).

17:00 – 17:30 *Genética y dispersión del virus del rayado del banano (BSV) y su relación con el ecosistema de montaña*. **Dr. Juan Carlos Noa Carrazana**, Dra. Norma Flores-Estévez, Dr. Pierre-Yves Teycheney y Dra. Laura Silva-Rosales (Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana; CIRAD-FLHOR - Station de Neufchâteau, Sainte-Marie–France; Cinvestav-Irapuato).

17:30 – 18:00 *El cultivo de tejidos vegetales como una alternativa para la conservación y propagación de especies del bosque de niebla*. **Dr. Martín Mata Rosas** (INECOL, Xalapa, Ver.).

18:00 – 18:30 **C L A U S U R A**

Programa de Carteles		
	Servicios ambientales	
C-1	Domínguez-Cabrera Gabriel, Aguirre-Calderón Oscar A., Jiménez-Pérez Javier, Rodríguez Laguna Rodrigo y José A. Díaz Balderas.	Biomasa y factores de expansión de especies características en bosques del sur de Nuevo León
C-2	Espinosa-Pérez Mónica Ivonne, Almeida-Leñero Lucía y Ordoñez-Díaz José Antonio Benjamín.	Servicio ambiental de captura de carbono en la cuenca del Río Magdalena, D.F.
C-3	Rodríguez-Romero Ma. Lucía, Pacheco-Mota Leticia y Zaval Hurtado José Alejandro.	Pteridofitas indicadoras de alteraciones ambientales en San Jerónimo Amanalco, Texcoco, Estado de México.
C-4	Rojas-García Fabiola y Villers-Ruíz Lourdes.	Escenario 2023 de la captura de carbono en el Parque Nacional la Malinche, Tlaxcala.
	Manejo forestal	
C-5	Domínguez-Hernández Diego, Sánchez-Velásquez Lázaro Rafael y Corral-Aguirre Juan.	Sobrevivencia y crecimeinto de plántulas de *Abies religiosa* bajo cobertura de *Baccharis conferta* en el Cofre de Perote.
C-6	Lara-González Rogelio, Sánchez-Velásquez Lázaro R., y Corral-Aguirre Juan.	Dinámica y regeneración en claros del bosque de oyamel (*Abies religiosa* H.B.K. Schl et Cham.) en el Cofre de Perote, México.
C-7	Mendoza Pedro Eloy, Ruiz-Jiménez Carlos A., Escutia Jorge A., y Mejía-Domínguez Nancy.	Propuesta metodológica para la restauración de un tramo carretero: reintroducción selectiva de especies clave.
C-8	Ruiz-Jiménez Carlos A., Escutia Jorge A., Mejía-Domínguez Nancy y Mendoza Pedro Eloy.	Estructura y composición de la vegetación sobre un trazo carretero: Un estudio en un bosque amenazado.
C-9	Sánchez-Velásquez Lazaro Rafael y Pineda Lopez Maria del Rosario.	Vacas y bosques de la sierra de Manantlán: Restauración y forraje.
C-10	Sosa-Hernandez Norma, Montiel-Bustos Rocío Penélope, Muñoz-Gómez Dan, Romero-Cuenca Juan, Ángeles-Cervantes Efraín R., López-Barrera Faustino y Cruz-Flores Gerardo.	Apertura de claros y regeneración de bosques de oyamel en el centro de México.
C-11	Suárez-Guerrero Ana Isabel.	Rehabilitación del bosque de niebla en Veracruz: impacto de ensambles de leñosas nativas.
C-12	Travieso-Bello Ana Cecilia, Moreno-Casasola Patricia y Priego-Santander Ángel Guadalupe.	Potencial natural: base para el manejo sustentable de la ganadería bovina.
	Ecología	
C-13	Almeida Lucia, Ávila Victor, Espinosa Mónica, Jujnovsky Julieta, Nava Mariana, Ramos Alya, Ordoñez Maria de Jesús y Ordoñez Díaz José.	Estudio integral de la cuenca del Río Magdalena, D.F. México.
C-14	Álvarez-Delgadillo Antonio, Sánchez-Hernández Carmen, Tovar-Sánchez Efraín y Esteban Jiménez Rocío.	Análisis de la estructura morfológica foliar de *Quercus crassifolia* (Fagacea: erythrobalanus) asociada a diferentes microambientes en el Parque Nacional, El Chico, Hidalgo.
C-15	Ángeles-Cervantes Efraín. R., y Gutiérrez-Castorena Carmen.	Efecto de diferentes tipos de incendios sobre la micromorfologia del suelo en bosques de oyamel.
C-16	Ávila-Bello Carlos H., López-Mata Lauro y Mandujano María del Carmen.	Dinamica poblacional de *Abies hickelii* (Flous et Gaussen), una especie en peligro de extinción sometida a fuego y cosecha en el Pico de Orizaba, Veracruz, México.

C-17	Cisneros-Palacios Ma. Emma.	Analisis de la comunidad de aves en cuatro etapas sucesionales de bosque mesofilo de montaña.
C-18	Enriquez-Roa Jazmín, Morales-Mávil Jorge E., Corona-López Carlos Roberto.	Diversidad de la herpetofauna en el Parque Ecológico Francisco Javier Clavijero, Xalapa, Veracruz, México.
C-19	Falcón-Sáenz Oscar Leao y Galindo-González Jorge.	¿El efecto de borde influye la dispersión de semillas por murcielagos?
C-20	Flores-Peredo Rafael y Galindo-González Jorge.	Diversidad y abundancia de roedores depredadores de semillas de *Pinus teocote* en Veracruz, México.
C-21	García-Guzmán Jerónimo, Vergara Carlos H., y Sanchez-Calanca Rena Janice.	Evaluación de la biodiversidad y estado de conservación de cuatro tipos de vegetación en la UMA "San Gabriel", Parque Nacional Izta-Popo.
C-22	González-Tagle Marco Aurelio, Himmelsbach Wibke y Jiménez-Pérez Javier.	Diversidad ecológica forestal en una cronosecuencia de incendios forestalse en la Sierra Madre Oriental, México.
C-23	Gutiérrez-García Genaro y Ricker Martín.	Reconstruyendo el clima pasado con anillos arbóreos en la Sierra de San Antonio Peña Nevada, Nuevo León (México)
C-24	Hernández-Arévalo José C., Gutiérrez-García Genaro, Almeida-Leñero Lucia y Ordoñez-Díaz José Antonio Benjamín.	Análisis dendroclimático de *Pinus hartwegii* en el Volcán Nevado de Toluca, México
C-25	Himmelsbach Wibke, González-Rodríguez Humberto y Treviño-Garza Eduardo Javier.	Caracterización de bosques mixtos en la Sierra Madre Oriental considerando el factor limitante hídrico.
C-26	Islas-Ojeda Efraín, Gutíerrez-González José de Jesús.	Obtención, criopreservación y estudio morfométrico de Coyote (*Canis latrans*) de la Sierra Fría de Aguascalientes.
C-27	Junovsky-Orlandini Julieta, García-Aguirre María Concepción y Almeida-Leñero Lucía.	Ecología del paisaje como herramienta para la planificaión ambiental de la cuenca del Río Magdalena, DF.
C-28	Manson Robert H., López-Barrera Fabiola, Tejera-Cruz César y Hernández-Martínez Gerardo.	Cambios multi-taxonómicos en un gradiente de manejo del cultivo de café en Veracruz, México.
C-29	Martínez-Vázquez Moises, Sánchez-Velásquez Lázaro R., y Corral-Aguirre Juan.	Demografía de *Abies hickelli* Flous & Gausen de una población del Cofre de Perote, México.
C-30	Mehltreter Klaus y González-Gálvez José Luis.	Estudio comparativo de la diversidad de helechos en bosques mesófilos de montaña (BMM) y cafetales.
C-31	Mejía-Domínguez Nancy y Meave Jorge.	Dinamica de la comunidad de árboles de un bosque mesófilo de montaña en la Sierra Madre del Sur (Oaxaca), México.
C-32	Montes de Oca Enrique, Spence John R., Ball George E.	Diversidad de Carabidos (Insecta, Coleoptera, Carabidae): respuesta al gradiente altitudinal y uso del suelo
C-33	Morales-Perez Viridiana J., Cervantes-González Cynthia S., y Angeles-Cervantes Efraín R.	Longevidad y tamaño foliar como indicador de decline en bosques de oyamel.
C-34	Nava-López Mariana Z., Ávila-Akerberg Víctor y Almeida-Leñero Lucia.	Estudio de vegetación y fitodiversidad en la cuenca del Río Magdalena, D.F. México.
C-35	Palacios-Rios Mónica	El maquique de las montañas de México.
C-36	Palacios-Rios Mónica	Guía ilustrada de los helechos de Banderilla, Veracruz, México.
C-37	Pavón-León Luis, Salomón-Armenta Gerardo T., Sánchez-Vargas Hugo y Rojas-Hernández Ocotlan.	Proyecto de inversión orquídeas 2000.

C-38	Ramírez-Gutierrez Arturo, Serrano-Ramírez Rafael, Ángeles-Cervantes Efraín R., López-Barrera Fustino y Cruz-Flores Gerardo.	Incendios superficiales y su efecto sobre la humedad del suelo y el decline en bosques de oyamel
C-39	Rocha-Loredo Ana Guadalupe y Ramírez-Marcial Neptalí.	Producción y descomposición de hojarasca de especies arbóreas en diferentes estados sucesionales del bosque mesófilo de Chiapas.
C-40	Uribe Jorge, Carbajal Hernando, Contreras Alberto, March Ignacio, Monroy Roberto, Reséndiz Cynthia y Rodríguez-Luna Ernesto.	La planéación ecorregional: una oportunidad para identificar áreas de conservación y restauración de la biodiversidad en los bosques y selvas del nosreste del Golfo de México.
C-41	Vargas-Rodríguez Yalma L., Platt William y Vásquez-García Antonio.	Relaciónes genéticas y gradientes ambeintales en poblaciones disyuntas de *Acer saccharum* subsp. *skutchii* en Norte y Centro América.
C-42	Vázquez-Domínguez Guillermo y Galindo-González Jorge.	Efecto de borde sobre la abundancia y diversidad de murcielagos en un paisaje de selva mediana subperennifolia, Veracruz, México.
C-43	Vázquez-Torrez Mario, Campos-Jiménez Jaqueline y Cruz-Pérez Alfredo.	Los helechos y plantas afines del municipio de Banderilla, Veracruz.
	Biotecnología	
C-44	Andrade-Torres Antonio, Oros Ortega Iván, Rodríguez Morelos Víctor Hugo y Guzmán Olmos Ruben Fernando.	Ectomicorrizas de *Abies religiosa* .
C-45	Andrade-Torres Antonio, Solís-Ramos Laura Yesenia y Alonso López Alejandro.	Recursos genéticos de *Cedrela odorata* L.
C-46	Camacho-Díaz Eloy, Deyta S. Mariela, Deyta S. Yoli, García G. Miguel, Alejandre R. Jorge y Sinohara Nobuo.	Evaluación de productos orgánicos obtenidos por dos tecnologías para el mejoramiento de la fertilidad de suelos.
C-47	Deyta S. Mariela, Camacho D. Eloy, Deyta S. Yoli y Gamboa Miguel G.	Efecto de los microorganismos solubilizadores de fósforo y *Azospirillum* en la nutrición de la caña de azucar.
C-48	Iglesias-Andreu Lourdes G., Luna-Rodríguez Mauricio y Barrales-Palacios Anael.	Polimorfismo bioquímico en la población de *Pinus hartwegii* del Cofre de Perote, Ver., México.
C-49	Luna-Rodríguez Mauricio, Iglesias-Andreu Lourdes G., y Ramos-Prado José María.	Variabilidad morfométrica e isoenzimática en una plantación de *Pinus patula* en Veracruz, México.
C-50	Tivo-Fernández Yamilet y Iglesias-Andreu Lourdes G.	Estudios citogenéticos en *Pinus hatwegii* Lindl. del Cofre de Perote, Veracruz, México.
C-51	Tivo-Fernández Yamilet y Iglesias-Andreu Lourdes G.	Radiosencibilidad con 60 CO en semillas de *Abies religiosa* (Kunth Schltdl. et Cham.) del Cofre de Perote, Veracruz, México.

CONFERENCIAS

AFINANDO LOS ESQUEMAS DE PAGO POR SERVICIOS HIDROLÓGICOS DE BOSQUES DEL ESTADO DE VERACRUZ

REFINING PAYMENT SCHEMES FOR THE HIDROLOGICAL SERVICES OF FORESTS IN THE STATE OF VERACRUZ

Robert H. Manson[1]
José Ramón Gómez Sandoval[2]

[1]Instituto de Ecología, A.C., km 2.5 Carretera Antigua a Coatepec No. 351, Congregación el Haya, Xalapa Veracruz 91070, manson@ecologia.edu.mx.

[2]Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana, Campus Cordoba, plantsfire@hotmail.com.

Summary

Given the deterioration of water quantity and quality in Mexico, considerable interest exists in establishing markets as a mechanism for protecting forests ecosystems and the hydrological services they provide. Nevertheless, given the limited funding available for establishing such markets, studies are needed that help identify key watersheds and municipalities where the establishment of such markets would have maximum impact. We combined the results of a simple hydrological balance model with biological and socio-economic data in order to identify such areas in Veracruz state. Our study documented an increase in surface runoff and flood risk in most watersheds, and provides a list of priority municipalities where markets for hydrological services would have the most impact on conserving biodiversity and minimizing the risk of such natural disasters.

Introducción

Dado los vínculos estrechos que existen entre el agua y los bosques, así como su estado de deterioro, estos mismos son considerados hoy día asuntos de seguridad nacional en México (CNA 2001, Manson 2004). La combinación de altas tasas de precipitación (12% del total nacional), escurrimiento pluvial (28%; CNA 2002) y deforestación (perdida de 36% de 1984 a 2000, resultados de este estudio) parece estar vinculada al aumento en la frecuencia y magnitud de las inundaciones y sequías, las cuales han generando miles de millones de pesos en daños y afectado miles de personas (Bitrán Bitrán 2001) en el estado de Veracruz. Debido a ello, existe cada vez más interés en establecer esquemas de pago por los servicios hidrológicos (PSH) como un mecanismo importante en la conservación de estos mismos y para promover un desarrollo regional sustentable.

Con pagos de más de $600 millones de pesos protegiendo 880 mil ha en el país, el Fondo Forestal Mexicano (FFM) es la mas importante PSH establecida en México hasta la fecha (CONAFOR 2005). Sin embargo, dado la gran superficie boscosa que aún hace falta proteger a través de este esquema (98.2%) y una escasez de recursos financieros, urgen estudios que ayuden identificar cuencas y municipios claves donde dichos programas tendrán la mayor probabilidad de éxito y un máximo impacto en la conservación ecosistemas boscosos proporcionando servicios hidrológicos importantes. Este estudio describe los resultados de un análisis de factores hidrológicos, biológicos y socio-económicos en las cuencas del estado de Veracruz que esperamos sea útil en lograr este reto.

Materiales y Métodos

Este estudió se llevó a cabo en la RHX, la cual contiene 31 cuencas principales y que cubren una superficie aproximada de 114,000 km2 (incluyendo un 85% del estado de Veracruz). En cada cuenca, calculamos cambios en los recursos hídricos disponibles debido a la deforestación y otros cambios de uso de suelo. Para estos cálculos usamos un modelo simple de balance hidrológico que consideró las tasas de precipitación (P), evapotranspiración (ET), infiltración (I) y escurrimiento pluvial (E) en cada cuenca. Modificamos esta formula, usando cálculos del coeficiente de escurrimiento (E_1) con el fin de estimar el impacto de cambios en la cantidad de escurrimiento pluvial saliendo de estas cuencas o el riesgo de inundaciones en estas mismas entidades:

$$P - ET = I + E \Rightarrow \text{Riesgo} = E_1 * (P - ET)$$

Los datos para la parameterización del modelo durante el periodo del estudio (1984-2000) provinieron de las estaciones de monitoreo de la CNA (temperatura y

precipitación diaria), mapas de uso de suelo del inicio y final del proyecto (1:250,000; INEGI 1984 y Palacio-Prieto et al. 2000) y datos de carreteras, cuerpos de agua, pendientes y la porosidad de suelos proporcionados por la CNA.

Combinamos estos mapas de riesgo (pixeles de 300 m^2) con mapas similares identificando áreas de importancia biológica y factores socio-económicos que consideramos claves en garantizar el éxito y maximizar el impacto de PSH establecidos en esta región. Asignamos valores mayores (escala 1 a 10) a áreas señaladas como las más importantes en cada dimensión de este análisis. El mapa final, basado en la suma de estas tres dimensiones, identifica municipios claves para la creación de esquemas de PSH en la RHX.

Resultados y discusión

Combinando todas las capas de información hidrológica, y relativizando el área de la cuenca, observamos un aumento promedio de 7.24 + 8.18% o 102 millones de m^3 de escurrimiento pluvial en las cuencas de la RHX, siendo las zonas norte y sur de la RHX (y el estado de Veracruz) más amenazadas por las inundaciones debido al aumento de agua disponible. Ocupando los extremos hubo un aumento predicho del escurrimiento pluvial de 20.26% en el río Coachapa, mientras que en la cuenca del río Colipa hubo una reducción de 8.34%. En general hubo mucha concordancia entre estas predicciones y los datos reales del número de damnificados en cada municipio del estado de Veracruz. Combinando esta información con la existente sobre zonas de importancia biológica y zonas con mayor factibilidad socio-económica para la creación de mercados para el PSH, creamos una clasificación jerarquizada de los municipios de la RHX que permitirá a la CONAFOR usar sus recursos para la creación de esquemas de PSH con máxima eficiencia. Dada la incertidumbre política de los PSH en México, resaltamos la importancia de asegurar la participación del sector privado en el establecimiento de los esquemas de PSH en estas entidades, así como la consideración del conjunto de servicios ambientales que los bosques proporcionan en está y otras regiones de México.

Bibliografía

Bitrán Bitrán, D. 2001. Características del impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en México en el Periodo 1980-1999. Serie Impacto Socioeconómico de los desastres en México. Área de Estudios Económicos y Sociales, Centro Nacional de Prevención de Desastres, UNAM, México, D.F., 112 p.

Comisión Nacional del Agua (CNA). 2001. Hidráulico: 2001-2006 Resumen Ejecutivo. Segunda Edición. Comisión Nacional del Agua. México, D.F. 23 p.

CNA. 2002. Compendio Básico del Agua en México: 2002. Comisión Nacional del Agua. México, D.F. 96 p.

INEGI. 1984. Land use and vegetation cover. Dirección General de Geografía, Instituto Nacional de Estadística, Geografía y Informática, México, D.F.

Manson, R.H. 2004. Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México. Madera y Bosques 10(1): 3-20.

Palacio-Prieto, J.L., G. Bocco y A. Velásquez et al. 2000. Technical Note: Current situation of forest resources in Mexico: results of the 2000 National Forest Inventory. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM 43: 183-203.

ALMACEN DE CARBONO EN EL ESTRATO ARBOREO DEL AGROECOSISTEMA CAFETALERO DE LA REGIÓN XALAPA-COATEPEC, VERACRUZ.

STORAGE OF CARBONO IN THE ABOVEGROUND VEGETATION OF THE COFFE AGROECOSYSTEMS OF THE XALAPA-COATEPEC REGION, VERACRUZ.

Gustavo Ortiz Ceballos[1], Mónica de la Cruz Vargas Mendoza[2] y Martín Mendoza Briseño[2]

SUMMARY

This study evaluated the storage of C in the aboveground vegetation of the coffee agroecosystems (**AES**) of the Xalapa-Coatepec region, in central state of Veracruz, Mexico. It was found that the species with the most C storage potential are *Lonchocarpus guatemalensis*, *Oreopanax capitatus*, *Enterolobium cyclocarpum* and *Zinowiewia integérrima,* although its current contribution by surface unit is not important due its low density. The highest concentration of C per surface unit was for *Inga sp.*, corresponding to its high density and wide distribution in the region. The highest total storage corresponded the AES denominated coffee-high species with 73.2835 t ha^{-1}, while the lowest value was for coffee-Acacia-Inga with 38.4862 t ha^{-1}. The AES contributing the most storage on the region were coffee-Ingas and coffee-high species; together they cover 88.09% of the region's total surface. The potential storage of C of the coffee AES for the whole region was of 2.5 million tons over surface of 39,921.13 ha

INTRODUCCION

El estudio del ciclo global del carbono (C) ha llamado la atención a un número importante de investigadores en todo el mundo, principalmente por su relación con el llamado calentamiento global. La acumulación de los gases de efecto invernadero podrían ya haber causado cambios en el clima mundial (7, 5 y 6). La conservación de los bosques así como el establecimiento y manejo de sistemas agroforestales, pueden contribuir a la conservación y secuestro global del C (1). La zona centro del estado de Veracruz concentra el 96.4% del total de la superficie cultivada con café y el 94.1 % de los productores del estado, así mismo, el 98.8% de esa superficie podría tener potencial para almacenar C debido a que es cubierta por cafetales con sombra diversificada (4). Por lo anterior, se realizó la presente investigación cuyo propósito fue comparar la cantidad de C almacenado en el componente arbóreo de los diferentes agroecosistemas (AES) de café, identificar las especies asociadas al café con mayor potencial en el almacén de C y cartografiar la densidad de C de acuerdo a los tipos de cafetales.

[1] Docente. Facultad de Ciencias Agrícolas y Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada. Circuito Los Lagos S/N, Zona Universitaria Campus Sur. Xalapa, Veracruz, Mexico. C.Postal 91001. e-mail: ortiz_gus24@hotmail.com.

[2] Profesor-Investigador, Colegio de Postgraduados, Campus Veracruz, México. Rancho Tepetates C.P. 91690, Mpio. de Manlio Fabio Altamirano, Veracruz, Ver.

MATERIALES Y MÈTODOS.

El estudio fue realizado en la región Xalapa-Coatepec , de la parte central del estado de Veracruz, México. Se delimitó espacialmente la cobertura regional de cada tipo de AES de café utilizando ortofotos digitales blanco y negro y herramientas GIS, posteriormente se muestreó la cobertura de cada especie arbórea en cada AES mediante la técnica de cuadrantes centrados en un punto. Utilizando modelos alométricos no destructivos disponibles en la literatura (1,3,8), se obtuvo una estimación de la biomasa en pie y del C almacenado de cada especie y tipo de AES, densidad de C y su total regional.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Se encontró que aunque Lonchocarpus guatemalensis, Oreopanax capitatus, Enterolobium cyclocarpum Y Zinowiewia integerrima tienen gran capacidad de almacenaje individual, su contribución al total regional de C es baja debido a su baja densidad. En contraste, Inga sp. Almacena la mayor cantidad de C en la región, debido a su mayor densidad y distribución. Café-especies altas fue el AES con mayor almacenaje por unidad de superficie (73.2835 t ha^{-1}) mientras que el menor fue Café-acacias-inga (38.4862 t ha^{-1}). Los AES de mayor almacenaje total en la región fueron café-Ingas y café-especies altas, ya que cubren el 88.09 % de la superficie total. El almacén de C en los AES cafetaleros de toda la región fue estimado en 2.5 millones de t, para una superficie de 39, 921.13 ha.

CONCLUSIONES

Los resultados muestran que el AES café tiene potencial para el almacenamiento de C. Por la extensión que ocupan y por su estratégica distribución geográfica en la porción central del estado de Veracruz, el AES café debería ser considerado como sumidero de C, por lo anterior se recomienda continuar con estudios enfocados a la estimación del C contenido en otros reservorios (raíz, suelo, hojarasca, malezas y epífitas) así como la estimación dinámica del secuestro de C, establecimiento de una línea base e identificar y analizar las posibles fugas.

BIBLIOGRAFIA

1. Acosta M, M., J Vargas H, A Velázquez M y J Etchevers B (2002). Agrociencia **36**: 725-736.
2. Avila, J. F., J. Beer, M. Gomez y M. Ibrahim. 2001. Revista Agroforestería de las Americas 8: 32-35.
3. Brown S, A., J R Gillespie and A E Lugo (1989). Forest Science **35**: 881-902.
4. Lopéz, M. R., A Contreras., J Ruiz., G Castillo., A Contreras y J.L Martinez (1999). Diagnóstico de la cafeticultura en la zona centro del estado de Veracruz. In: Decima Segunda Reunión Científica-Tecnológica Forestal y Agropecuaria, 2-3 diciembre. Veracruz.
5. Martínez, J. y A. Fernández. 2004. Cambio Climático: una Visión desde México. INE-SEMARNAT. 521p.
6. McCarty, J.P. 2001. Conservation biology. 15:320-331.
7. IPCC. 1996. Climate change 1995: the sience of climate change. Contribution of working group I to the second assessment report of the IPCC. Cambridge University Press. Cambridge, Massachusetts.
8. Parresol B, R. (1999). Forest Science **45**: 573-593.

ECOLOGÍA, FLORÍSTICA Y RESTAURACIÓN DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA

Ecology, floristic and restoration of mountain cloud forest

Lázaro Rafael Sánchez-Velásquez, Elizabeth S. Ramírez-Bamonde,
Antonio Andrade-Torres y Paola Rodríguez Torres

Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada (LABIOTECA), Universidad Veracruzana, Xalapa Ver., lasanchez@uv.mx

Summary
Mountain cloud forest (MCF), an endangered plant community records the highest biodiversity per area in Mexico. We conduct an exhaustive compilation on MCF publications (floristic inventories, geographical distribution, conservation, restoration, environmental services, and natural resources utility). Approximately 184,484 ha of MCF with more than 2,300 plant species (107 endemic to Mexico and 13 listed in NOM-059), are distributed into 21 Mexican protected areas. Eleven no endemic species are listed as endangered, 33 threatened and 28 under special protection. We found 562 uses from 414 species. The few studies on ecological process, report interesting options for MCF rehabilitation and conservation.

Palabras clave: bosque mesófilo de montaña, conservación, ecología, sucesión, rehabilitación.
Key words: Mountain cloud forest, conservation, ecology, succession, rehabilitation.

Introducción

El bosque mesófilo de montaña (BMM) es la comunidad vegetal mas biodiversa de los bosques de México por unidad de superficie. Es una comunidad en peligro de extinción. Constituye un ecosistema de transición entre selvas húmedas y bosques templados, y puede adoptar diferentes formas y alturas, dependiendo de la altitud, latitud, pendiente y clima en que se encuentre[1,2]. El BMM ha sido estudiado por su relación con el origen y desarrollo de una gran diversidad biológica y endemismos[3,4], así como por su importancia en el ámbito de servicios ambientales y fuente de recursos naturales. Su lenta regeneración, perturbación y la reducción de su distribución, han ocasionado que sea considerado como un ecosistema relicto con prioridad de conservación[5,6].

Materiales y Métodos

Se realizó una exhaustiva revisión y análisis de la bibliografía sobre BMM de México, incluyendo temas como; inventarios florísticos, distribución geográfica, fitogeografía, estatus de conservación, restauración, servios ambientales y sucesión, entre otros. Mas de ochenta trabajos fueron revisados, sin embargo aún falta mucho por hacer debido a la cantidad de publicaciones y la amplia diversidad de temas y revistas (algunas de distribución limitada).

Resultados y discusión

En 21 áreas naturales protegidas del país, el BMM ocupa 184,484 ha y se reportan más de 2,300 especies de plantas; su flora de origen holártico y neotropical alberga 107 especies endémicas. Trece especies endémicas se listan en la NOM-059, bajo alguna característica de riesgo. De las demás especies, 11 se reportan en peligro de extinción, 33 amenazadas y 28 bajo protección especial. Se encontraron 562 usos derivados de 414 especies de plantas (cercas vivas, ornato, rehabilitación ecológica, medicina, leña y carbón). Los estudios sobre procesos ecológicos y experimentos de restauración y reforestación son escasos. Sin embargo, existen algunos estudios que comienzan a dar luz para poder hacer una rehabilitación del BMM en áreas degradas[7]. En el occidente y sureste de México, el BMM remplaza al bosque de pino en ausencia de disturbios (principalmente fuego y ganadería), y el BMM es remplazado por el bosque de pino en presencia de disturbios. La reforestación sucesional parece ser un camino viable para la restauración del BMM, e. i., imitando y acelerando el proceso de la sucesión forestal. Por ejemplo, el dosel de *Pinus* y *Liquidambar*, pueden facilitar la introducción de especies del BMM[8,9]. Los mecanismos de sucesión presentes a lo largo del desarrollo

del BMM permiten identificar 65 especies con potencial para ser utilizadas en proyectos de rehabilitación ecológica, mediante plantaciones mixtas en áreas abiertas como bajo el dosel de especies nodrizas como *Pinus* y *Liquidambar*.

Referencias

[1] Luna I., Velázquez A. y Velázquez E. 2001. El bosque mesófilo de México. En: Kappelle M. y Brown A.D. Eds. *Bosques nublados del Neotrópico,* pp.183-229, Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), FUA, Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), 2002 Año Internacional de las Montañas, Costa Rica.

[2] Mejía-Domínguez N.R., Meave J.A. y Ruíz-Jiménez C.A. 2004. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **74**:13-29.

[3] Rzedowski J. 1996. *Acta Botánica Mexicana* **35**:25-44.

[4] Alcántara, O., Luna, I. y Velásquez, A. 2002. *Plant Ecology* **161:**167-174.

[5] Hamilton L.S., Juvik J.O. y Scatena F.N. 1995. Tropical montane cloud forests. Serie de Estudios Ecológicos, No. 110, New York, Springer Verlag.

[6] Challenger A. 1998. *Utilización y Conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Instituto de Biología, Universidad Autónoma de México, Agrupación Sierra Madre, S.C. México, D.F.

[7] Williams-Linnera G. 2005. Ver memorias de este simposio.

[8] Sánchez-Velásquez L.R. y García-Moya E. 1993. *Agrociencia, Serie Recursos Naturales Renovables* **3**:7-26.

[9] Ramírez-Bamonde, E., L. R. Sánchez-Velásquez and A. Andrade-Torres. 2005. New Forests 30:95-101.

DEMOGRAFÍA DE PLANTAS Y REGENERACIÓN DE SELVAS EN AREAS DEGRADADAS
PLANT DEMOGRAPHY AND RAINFOREST REGENERATION IN DEGRADED AREAS

Miguel Martínez-Ramos[1,2] y Ximena Garcia-Orth[1,3]

[1]Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia. Ap. Post. 27-3, Xangari CP 58089, Morelia, Michoacán, México. Tel +(43) 20 05 17, Fax +(43) 20 0830,
[2]Email mmartine@oikos.unam.mx
[3]Email xgarcia@oikos.unam.mx

Summary
Restoration ecology needs the use of detailed demographic knowledge of ecologically key native tree species. Based on such knowledge, population dynamic models can be constructed to explore guidelines of how to establish such kind of species in degraded lands. To exemplify this approach, we use the cases of two ecologically contrasting rainforest species: the pioneer tree *Cecropia obtusifolia* and the shade-tolerant palm *Astrocaryum mexicanum*. We explored the best transplanting options to establish these species considering the economic and time costs and the ecological gains. Our work suggests establishment success is maximized when transplanting saplings for pioneer species and seeds for shade tolerant ones. In both cases, propagule protection may be needed, but it will depend on the economic protection cost and ecological performance of the propagules.

Introducción
El cambio de uso de suelo en los trópicos es un fenómeno común y en aumento. Debido a actividades agrícolas y ganaderas, los sitios donde antes se desarrolló selva tropical madura son ahora matrices complejas conformadas por espacios abiertos (campos agrícolas y pastizales ganaderos), remanentes de selva secundaria de diversas edades y remanentes aislados de selva madura. Cuando la selva es reemplazada por comunidades de pastos y poblaciones de animales domésticos, la estructura y función de la comunidad de plantas y animales nativas se reducen a su mínima expresión, resultando en baja productividad de los sitios. En grandes regiones, este proceso culmina con el abandono del terreno en condiciones degradadas.

En el contexto anterior, un reto abierto es encontrar herramientas científicas que permitan la recuperación del ecosistema nativo en áreas improductivas, fuertemente alteradas y abandonadas. En esta contribución enfatizamos que la ecología de poblaciones, en particular la demográfia, puede proveer herramientas prácticas muy importantes para este propósito. Basado en la experiencia obtenida con el estudio de la ecología de poblaciones de especies arbóreas en la región de Los Tuxtlas, México, presentamos ejemplos de modelos de dinámica de poblaciones que pueden utilizarse para explorar criterios de introducción de especies de plantas nativas en ambientes alterados, que ayuden a acelerar el proceso de regeneración.

Este trabajo emplea el enfoque demográfico para explorar principios de restauración ecológica a través de la modelación de la dinámica de poblaciones en campos degradados de especies arbóreas representativas de gremios regenerativos contrastantes (pioneras y persistentes). Se emplea el conocimiento detallado que se tiene sobre las historia de vida de *Cecropia obtsuifolia* (especie pionera típica) y de la palma tolerante a la sombra *Astrocaryum mexicanum* para explorar, a través de modelos matriciales de proyección lineal, los costos y beneficios de usar semillas, plántulas ó juveniles en el proceso de promover la regeneración de selvas en campos abandonados.

Materiales y métodos
Con el fin de generar modelos matriciales de proyección lineal, usamos modelos demográficos de dos especies representativas de ambientes contrastantes de Los Tuxtlas, Ver., el árbol pionero *Cecropia obstudifolia* (longevidad máxima 35 años) y la palma tolerante del sotobosque *Astrocaryum mexicanum* (longevidad máxima

130 años), las cuales han estado sujetas a un programa de observaciones demográficas por periodos mayores a seis años. Con esta base de datos se desarrollaron modelos matriciales de la dinámica de poblaciones de cada especie. Ambas especies están sujetas a mecanismos de regulación dependiente de la densidad. En *C. obtusifolia*, la sobrevivencia y fecundidad de los individuos adultos disminuyen al aumentar la densidad de la población adulta. En *A. mexicanum*, la sobrevivencia de las semillas, plántulas, palmas jóvenes y palmas adultas disminuye al aumentar la densidad de palmas juveniles. Realizamos tratamientos de simulación considerando dos "acciones de manejo": i) cuantitativo, cambiando la densidad de propágulos sin modificar el medio de desarrollo y ii) cualitativo, cambiando factores ambientales (i.e., aumentando la sobrevivencia de los propágulos) sin modificar la disponibilidad de los propágulos, o modificando el tipo de propágulo (por ejemplo, semillas vs plántulas vs individuos juveniles) a introducir en el área a regenerar. Los efectos de los tratamientos se evaluaron en tres parámetros de los modelos: K (número de árboles en equilibrio), R_{max} (tasa máxima de crecimiento de la población), T_k (tiempo requerido para alcanzar la densidad en equilibrio).

Usando los modelos matriciales se evaluaron trayectorias de una población de plantas pioneras si suponemos que: 1) al abandonarse el área alterada la densidad de la lluvia de semillas (o la densidad de plántulas) es similar a la registrada en potreros (90 semillas m^{-2}) y ii) las tasas demográficas observadas en la selva se mantienen en el área alterada, suposición que en el mejor de los casos es una hipótesis optimista.

Resultados y discusión

Los resultados para *Cecropia obtusifolia* sugieren que introducir plantas juveniles (cuatro meses, aprox. 50 cm altura), criadas en invernadero, a densidades bajas y protegidas de factores de mortalidad (sobrevivencia cercana al 100%) es una estrategia que puede ayudar a desarrollar poblaciones viables, maximizando la tasa de crecimiento de la población y reduciendo el tiempo de establecimiento de la población con individuos maduros. Por otro lado, para el caso de *Astrocaryum mexicanum,* se sugiere favorecer aumentos en la supervivencia de semillas introducidas (por ejemplo, protegiéndolas de depredadores) y cuidar a las plántulas emergidas disminuyendo su riesgo de muerte (por ejemplo, protegiéndolas de herbívoros y daños físicos).

Conclusiones

Información demográfica de especies que representan gremios regenerativos contratantes es valiosa en la exploración de acciones que lleven en áreas alteradas a la recuperación rápida de poblaciones de plantas que juegan un papel importante en la estructura, dinámica y funcionamiento de la selva. De acuerdo con los modelos desarrollados, para el establecimiento de poblaciones de árboles pioneros es recomendable el transplante de árboles juveniles (criados en vivero) más que la siembra de semillas y plántulas. Cuando la cobertura de un bosque secundario de árboles demandantes de luz y rápido crecimiento se ha ya establecido, es recomendable el trasplante de semillas de especies tolerantes a la sombra con el fin de aumentar la diversidad biológica y la complejidad funcional de ecosistema en desarrollo. El éxito de transplante y desarrollo de las poblaciones en los ambientes degradados aumenta cuando se considera una reducción de individuos transplantados pero que son cuidados (de condiciones adversas y enemigos naturales) durante el primero año de desarrollo. Se discute las circunstancias de costo-beneficio, tanto económico como ecológico, que habría que tomar para decidir la cantidad de árboles a transplantar y los cuidados que habría que darles en su desarrollo inicial.

Bibliografía

Alvarez-Buylla, E. & M. Martínez-Ramos. 1990. Oecologia **84**:314-325.

Guevara-Sada, S. 1986. Plant species availability and regeneration in Mexican tropical rain forest. Tesis doctoral. Universidad de Uppsala.

Martínez-Garza, C. 1996. Lluvia de semillas en pastizales: potencial florístico para la regenración de la selva de Los Tuxtlas, Veracruz. Tesis Profesional. Universidad Nacional Autónoma de México.

BIODIVERSIDAD Y RESTAURACION ECOLÓGICA EN EL PAISAJE DEL BOSQUE DE NIEBLA DEL CENTRO DE VERACRUZ
BIODIVERSITY AND RESTORATION IN A CLOUD FOREST LANDSCAPE IN CENTRAL VERACRUZ, MEXICO

Guadalupe Williams-Linera[1], Claudia Alvarez-Aquino[2], Rosa Amelia Pedraza[2]

[1]Instituto de Ecología, A. C.; Apartado Postal 63; Xalapa, Ver. 91000; lupew@ecologia.edu.mx

[2]Instituto de Genética Forestal; Universidad Veracruzana; Apartado Postal 551; Xalapa, Ver. 91000; aaclaudia@yahoo.com, rpedraza@uv.mx

SUMMARY. Programs to promote ecological restoration of cloud forests have to consider using reference systems, sets of focal species, and match species to particular site conditions. We tested seven native tree species performance in different scenarios, evaluated direct seeding techniques, and measured the potential of soil seed banks for restoration. We found that disturbance level affects tree species performance, and size and composition of seed banks. Results strongly suggested that species success depends on site quality and therefore outlined the importance of accurate species-site matching if optimum survival and growth rates are to be obtained during the restoration process.

INTRODUCCIÓN. La rehabilitación del bosque mesófilo de montaña (BMM) puede llevarse a cabo pasivamente, mediante la protección de sitios degradados y permitiendo la regeneración a partir del banco de semillas del suelo y del proceso de la sucesión secundaria. O activamente, plantando arbolitos de especies nativas cultivadas en vivero y en caso de que fuera más fácil y económicamente atractivo, sembrando las semillas directamente en el suelo.

El diseño de programas de restauración debe incluir información sobre la ecología de la perturbación, los procesos de sucesión secundaria, y condiciones ambientales para establecimiento y crecimiento exitosos de especies nativas. Creemos que en tales diseños se debe incluir el uso de "estados de referencia" o patrón ecológico, de conjuntos de especies focales, y la visión de empate entre especies particulares y condiciones específicas del sitio.

Dado que la expansión urbana está amenazando los remanentes de bosque en el centro de Veracruz, la conservación y restauración deben de formar parte de una estrategia activa para el desarrollo regional. Los objetivos de este trabajo fueron determinar el potencial de especies nativas para ser usadas en restauración y los mejores criterios para empatar especies arbóreas a condiciones particulares del sitio, evaluar la germinación y establecimiento temprano de algunas de esas especies en el interior de bosque, borde y abierto, y determinar la capacidad del sistema para regenerarse a partir del banco de semillas del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS. El área de estudio se ubica en las cercanías de Xalapa, Veracruz, México, y detalles de los sitios de estudio se encuentran en citas 1, 2, 3, 4, 5. Se plantaron individuos de *Carpinus caroliniana*, *Fagus grandifolia* var. *mexicana, Juglans pyriformis*, *Liquidambar styraciflua, Podocarpus matudae*, *Quercus acutifolia* y *Symplocos coccinea* en el interior de fragmentos de bosque, en áreas adyacentes a éstos y en áreas abiertas utilizando plantaciones mixtas. Se monitoreo sobrevivencia y crecimiento en altura y diámetro en 1998, 2000 y 2004. El porcentaje de sobrevivencia y el incremento anual en altura y diámetro se estimaron y compararon entre especies y sitios (1, 3).

La siembra directa de semilla para usarse en actividades de restauración se evaluó en tres microambientes (interior del bosque, borde y claro) y con tratamientos de riego y exclusión de herbívoros; en estos experimentos se evaluaron la germinación y desarrollo de plántulas de *Carpinus caroliniana* y *Liquidambar styraciflua* (4). Para determinar la densidad y composición florística del banco de semillas del suelo se

colectaron muestras de suelo en seis fragmentos de bosque de niebla con distinto nivel de alteración humana y se germinaron en invernadero (2).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN. De un total de 1680 plántulas de siete especies en ocho sitios, 67% sobrevivieron en 2000. En 2004, 49% de los plántulas estaban vivas y con una altura promedio mayor en área adyacente al bosque (4.6 m) y plantaciones mixtas (3.6 m) que en el interior del bosque (0.62 m). La edad inicial de las plántulas al momento del transplante afectó la sobrevivencia pero no las tasas de crecimiento. La sobrevivencia fue mayor en plantaciones experimentales mixtas y privadas, mientras que el incremento en altura fue mayor para las plántulas creciendo en campos adyacentes al bosque. El análisis indica que con el tiempo baja el riesgo de mortalidad y disminuye el crecimiento relativo. Las tendencias al empatar especies con sitios específicos son: *Juglans* y *Quercus* tienen un alto potencial de uso en sitios altamente perturbados. *Carpinus* y *Liquidambar*, con tasas intermedias de sobrevivencia y tasas altas de crecimiento, tienen un alto potencial de uso en reforestaciones. *Podocarpus* se recomienda para enriquecer bosques y plantaciones. *Fagus* y *Symplocos,* presentaron bajas tasas de sobrevivencia y crecimiento pero fueron capaces de sobrevivir y crecer en varios microambientes por lo que es importante incluirlas para conservar la biodiversidad en la región.

Los resultados de la siembra directa de semillas indican que las dos especies de árboles pueden germinar y establecerse en diferentes ambientes pero requieren sustrato húmedo; la exclusión de herbívoros incrementa el porcentaje de germinación. Los bancos de semillas del suelo fueron diferentes entre sitios con valores de 873 a 3632 semillas/m^2. La mayoría de las especies fueron hierbas pero en cuatro sitios las especies arbóreas constituyeron el 20 % del total de semillas del banco implicando un buen potencial para iniciar la restauración del bosque.

CONCLUSIONES. 1) Durante la restauración, la siembra directa de semillas es factible. La composición de especies arbóreas en los bancos de semillas del suelo no refleja la composición del dosel en cada sitio, el banco de semillas puede iniciar el proceso de sucesión natural pero se deben introducir propágulos de otras especies para alcanzar una mayor biodiversidad. 2) El costo de la restauración aumenta al mantener plántulas en vivero, por lo que es necesario determinar en campo la mejor edad para transplantar de acuerdo a un balance entre sobrevivencia y crecimiento. 3) El efecto del nivel de perturbación del sitio sobre el comportamiento de las plántulas enfatizó la importancia de empatar especie-sitio para obtener óptimas tasas de sobrevivencia y crecimiento en escenarios particulares. 4) Las especies estudiadas pueden establecerse exitosamente y son buenos candidatos para los programas de restauración enfocados a expandir el BMM en la región. En el centro de Veracruz, la diversidad arbórea es alta y se sugiere estudiar otras especies con potencial para ser usadas en áreas que necesitan ser restauradas.

BIBLIOGRAFÍA

1) Alvarez-Aquino, C., A. C. Newton, y G. Williams-Linera. 2004. Rest. Ecol. 12:412-418.
2) Alvarez-Aquino, C., G. Williams-Linera, and A. C. Newton. 2005. Biotropica 37:336-341.
3) Pedraza, R. A. y G. Williams-Linera. 2003. New Forests 26: 83-99.
4) Pedraza, R. A., and G. Williams-Linera. 2005. Agrociencia, 39:457-467.
5) Williams-Linera, G., C. Alvarez-Aquino y R. A. Pedraza. Capítulo en: *Mountains in the Mist: Science for Conserving and Managing Tropical Montane Cloud Forests*. In press

USO TRADICIONAL DEL VENADO COLA BLANCA Y SU VARIACIÓN EN LA DENSIDAD POBLACIONAL EN LA SIERRA NORTE, OAXACA

INDIGENOUS USE OF WHITE-TAILED DEER AND POPULATION DENSITY VARIATION IN THE SIERRA NORTE, OAXACA

Graciela Eugenia González Pérez[1] y José Antonio Santos Moreno[1]

[1]Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, IPN. Hornos 1003, Sta. Cruz Xoxocotlán, Oaxaca. C.P. 71230 ggonzalezp@ipn.mx

SUMMARY

To know the changes in abundance of white-tailed deer in four municipalities of the Sierra Norte, at the northeastern of the state of Oaxaca, southeastern of Mexico, we applied a standard scats count method. To known the perception changes across generations, we applied interviews to local peoples, the use was classified as old and actual. Our density estimations varied from 1.46 to 10 deer by km^2. The old use was primary to celebrate traditional ceremonials and to local consumption of meat. The recent use is primarily as food (50%), medicine (38%), ornamental (10%), and as pet (2%).

INTRODUCCIÓN

El venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) es considerado el animal de monte con el mayor valor de uso integral para las poblaciones humanas de la región denominada Sierra Norte, ubicada al noreste del estado Oaxaca, en el sureste de México. Es la especie de la cual, la cultura zapoteca de esta región ha obtenido una variedad de beneficios alimenticios, medicinales, ornamentales y simbólicos. La disminución de sus poblaciones en varias localidades, de acuerdo al conocimiento empírico de los pobladores, derivada de los cambios históricos en las formas e intensidad de uso de la especie, los impulsó a reglamentar la cacería de subsistencia implementando la veda comunitaria por tiempo indefinido. Esta ha sido una decisión loable para la conservación. Sin embargo, con el establecimiento de la veda debe existir un proceso dinámico de manejo de la especie, si no es así, existe el riesgo de falta de valoración de este recurso y con ello de la pérdida de referentes culturales. Por tanto, se propuso iniciar un programa de investigación para evaluar el valor, uso histórico y densidad poblacional del venado cola blanca con el fin es lograr implementar un programa de manejo integral en la veda sea una alternativa de recuperación dinámica y rotativa, no permanente.

El área de estudio se ubica en cuatro municipios de la región Sierra Norte: Amatlán, Lachatao, La Trinidad e Ixtepeji, pertenecientes al distrito de Ixtlán. Geográficamente, los cuatro municipios están relativamente cerca, incluso algunos de ellos son colindantes y están conformados por zapotecos que comparten un sistema de usos y costumbres, aunque cada uno se rige por estatutos y leyes propias de cada comunidad. Son grupos que aún poseen conocimientos tradicionales de manejo de recursos naturales. Los cuatro municipios están conformados por áreas predominantemente forestales constituidas por bosques templados de especies de pino, encino y oyamel y por la asociación de estas tres. La principal actividad económica es el aprovechamiento forestal. Asimismo, todos los municipios cuentan con un comité enfocado a regular el aprovechamiento de sus recursos naturales, incluida la fauna silvestre. Una de las acciones concretas sobre ello ha sido el establecimiento de la veda, por lo que aparentemente no hay cacería.

MATERIALES Y MÉTODOS

La información acerca del valor y uso histórico del venado cola blanca se obtuvo mediante testimonios orales, entrevistas semiestructuradas. Se trabajó con 38 ancianos, 92 adultos y 65 jóvenes mayores de 15 años. La información se consideró como uso actual, aquel realizado de 1970 a la fecha de establecimiento de la veda (año 2000) y como uso antiguo, al que fue llevado a cabo desde 1940 hasta 1970. Se realizaron 195 entrevistas.

La estimación de la densidad poblacional se obtuvo a través de la técnica indirecta de conteo de grupos de excretas, a lo largo de 30 transectos de 400 m de longitud cada uno. El número de transectos por municipio varío de acuerdo al tamaño de muestra requerido. En cada uno se establecieron 40 parcelas circulares de 9.3 m^2 cada una, ubicadas a intervalos de 10 m. Se

realizaron muestreos mensuales por un año, en los que se colectaron los grupos de excretas encontrados en cada una de las parcelas. La densidad de la población de venados se obtuvo mediante la formula: $D = px / tf$ (1). Donde D es la densidad de venados por hectárea; p el número de parcelas por ha (1076.39 áreas de 9.3 m^2 por hectárea); x la media de grupos de excretas por parcela; t número de días de depósito; y f la tasa de defecación (12.7 grupos/individuo/día).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El mayor uso del venado cola blanca fue con fines de alimentación (50%), le siguió en orden de importancia el uso medicinal (38%), de ornato (10%) y solo el 2% de los entrevistados mencionó que la especies fue utilizada como mascota. En los cuatro municipios se mencionó que la intensidad de caza ha disminuido y que el motivo de ésta cambió notablemente a través de los años. Antiguamente, el 80% de los venados eran cazados para celebrar alguna festividad mágica o religiosa acompañada del autoconsumo. Sin embargo, de 1970 al año 2000 solo el 5% eran cazados con este fin. Lo que perduró hasta los años antes del establecimiento de las vedas, fue la tradición de cazar con fines de autoconsumo. Los cambios en las tradiciones, se debieron a la influencia de la cultura externa asociada a la explotación forestal llevada a cabo por empresas papeleras privadas. Como resultado de la disminución poblacional de venados se establecieron las vedas.

Las estimaciones de la densidad promedio anual del venado expresadas como número de individuos por km^2 en los municipios fueron las siguientes: en Amatlán y Lachatao 1.46 $\pm$ 1.34, en La Trinidad 10 $\pm$ 2.41 y en Ixtepeji 4.95 $\pm$ 2.91. La variación en el número de venados por unidad de superficie entre municipios es notoria. La calidad de hábitat (basada en la cantidad de biomasa, cobertura vegetal para protección y disponibilidad de agua) parece ser uno de los factores responsables de estas fluctuaciones. Sin embargo, otro factor que aparentemente ha influido en los diferentes valores poblacionales, es el nivel de respeto a la veda comunal. Aunque no se ha evaluado sistemáticamente, existen datos que indican la presencia de cacería furtiva. Coincidentemente, los dos municipios con el menor número de venados por kilómetro cuadrado (Amatlán y Lachatao) son los que registraron el mayor número de venados cazados por año, aproximadamente 20 venados. En Ixtepeji solo se registró el caso de dos venados. En la Trinidad, que es el municipio con el mayor número de venados por kilómetro cuadrado, no se tienen datos de cacería, lo que será importante analizar.

CONCLUSIONES

La transmisión de los valores del venado cola blanca, entre generaciones, será importante para el rescate de algunas tradiciones culturales de uso indígena y para la recuperación de las poblaciones de este importante mamífero en la región.

BIBLIOGRAFÍA

Eberhardt, L. y R. C. Van Etten. 1956. J. Wildl. Manag. 20(1):70-74.

EL USO DEL AGUA POR LA VEGETACION Y SUS IMPLICACIONES EN LA CAPTURA DE CO_2.

Víctor L. Barradas[1], Juan Cervantes Pérez[2] y Gustavo Prado Calvillo[1]

SUMMARY. Recently forest environmental services have been implemented in Mexico due to environmental problems produced by deforestation. However, researchers take into account water capture and carbon uptake separately although these plant functions are connected between them. In order to know the cost in water of carbon assimilation, a study was carried out in central Veracruz State to find out cost-benefit of water-CO_2 assimilation. It was found that in a pine forest the water cost is high and it is essential to include this price when payments for CO_2 sequestration would be implemented.

INTRODUCCION. Es indudable el gran deterioro que han sufrido los ecosistemas naturales de todo el país en la actualidad, debido a la implementación de campos agrícolas y ganaderos además del avance de la frontera urbana. Una estrategia que se ha estado implementado para frenar el deterioro de estos ecosistemas naturales, es el pago de servicios ambientales en los que se incluye la captura de agua y de CO_2, y la conservación de la biodiversidad (1). Sin embargo, los estudios que se han estado realizando para determinar o dictar lineamientos para implementar estos pagos están desarticulados ya que un grupo de trabajo está dedicado solo a estudiar la captura de agua, mientras que otro diferente estudia la captura de CO_2. Estas dos funciones fisiológicas de ninguna manera están separadas. Así pues el objetivo principal de este trabajo es el de determinar el costo hídrico que tiene el capturar CO_2 o mantenerlo almacenado en forma de biomasa en bosques templados de la zona central del estado de Veracruz.

MATERIALES Y METODOS. En el presente estudio se consideraron tres sitios de trabajo en un gradiente altitudinal en la zona central montañosa del estado de Veracruz, que va de 1400 m snm hasta los 2900 m snm, en donde hay comunidades vegetales de Bosque Mesófilo de Montaña, Bosque de Pino-Encino y Bosque de Pino (2). Los sitios de trabajo fueron: Xalapa con un altitud de 1460 m snm y un clima templado cálido, (18 °C, 1500 mm), La Joya con una altitud de 2100 m snm y con un clima frío húmedo, (16 °C, 1000 mm) y el ejido de El Rosario (Municipio de Xico) localizado en una altitud de 2900 m snm, con un clima frío seco (12 °C, 500 mm) (3). Se seleccionaron tres especies de pinos: *Pinus patula* Schltdl. & Cham. *Pinus montezumae* Lambert y *Pinus ayacahuite* C.Ehrenb. ex Schltdl.

Se midió la transpiración (TRP) y la asimilación de CO_2 (ACO_2) durante marchas diurnas en las distintas épocas climáticas del año (lluvias, sequía y "nortes") con un analizador de intercambio gaseoso (CIRAS-1, PPSystems, Hitchin Herts, UK). La transpiración también se determinó como una medida de flujo de savia con sensores de pulsos de calor (ThermalLogic, Pullman, WA, USA) conectados a una *data logger* (21X, Campbell Scientific, Inc. Logan, UT, USA). Estas mediciones se realizaron cada dos horas desde las 9:00 hasta las 17:00 horas, midiendo al menos tres hojas en al menos dos individuos de cada especie. Los de flujo de savia se determinaron en 10 individuos de cada especie. Se estimó el área foliar de los árboles empleando un medidor de índice de área foliar (LAI-2000, LI-COR, Lincoln, NE, USA), y se calculó el área de cobertura proyectada por el dosel de cada árbol mediante la medición del área de un círculo. Finalmente, se calculó el uso eficiente del agua (EUA) mediante la ecuación:

$$EUA = ACO_2 / TRP$$

RESULTADOS Y DISCUSION. La transpiración mostró diferencias entre épocas, sitios y especies en Xalapa y El Rosario. Además, *Pinus patula* presentó diferencias entre épocas y en los tres sitios estudiados. Durante agosto se registraron los valores máximos para las tres especies, los cuales disminuyeron gradualmente a través del tiempo en las temporadas de mediciones que siguieron. El sitio de menor altitud (Xalapa) fue donde las especies mostraron los valores más altos en las cuatros épocas de mediciones, mientras que, los valores de TRP entre el sitio de altitud media (La Joya) y el sitio de mayor altitud (El Rosario) no indicaron diferencias significativas.

La asimilación de CO_2 en las tres especies

[1]Instituto de Ecología, UNAM, Circuito Exterior, Ciudad Universitaria, 04510 México, D.F., México. Email: vbarrada@ecologia.unam.mx

[2]Centro de Ciencias de la Tierra, UV, Fco J. Moreno 207, Col. E. Zapata. 91090 Xalapa, Ver.

de pinos en el sitio de menor altitud y en el de mayor altitud fue diferente entre épocas y sitios; sin embargo, no hubo diferencias entre especies. Además, la comparación estadística de *Pinus patula* indicó diferencias entre épocas, pero no entre sitios. En agosto se obtuvieron los valores máximos de ACO_2, seguidos por los valores obtenidos en octubre, mientras que en las siguientes épocas (noviembre y marzo) los valores de ACO_2 fueron similares y menores respecto a las otras épocas. Nuevamente el sitio con la menor altitud (Xalapa) fue donde se registraron los valores más altos.

La eficiencia del uso del agua (EUA) de las tres especies estudiadas en Xalapa y el Rosario fueron diferentes entre épocas, entre sitios y entre especies. Mientras que, *P. patula* mostró diferencias entre sitios, pero no entre épocas. Es importante señalar que *P. patula* presentó los valores más elevados de EUA durante las temporadas de menor disponibilidad de agua (noviembre y marzo). En agosto, los valores de EUA fueron semejantes en los tres pisos altitudinales, situandose entre 1.1 y 1.7 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}/mmol H_2O m^{-2} s^{-1}. *P. ayacahuite* presentó el valor máximo de EUA de todo el estudio (2.6 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}/mmol H_2O m^{-2} s^{-1}) en el sitio de mayor altitud. En octubre, en el sitio de menor altitud, los valores de EUA de las tres especies de pinos fueron parecidos (de 0.7 a 1.2 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}/ mmol H_2O m^{-2} s^{-1}); mientras que, en la altitud media, *P. patula* tuvo el máximo valor de EUA de la temporada (2 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}/mmol H_2O m^{-2} s^{-1}); en el sitio de mayor altitud, *P. patula* y *P. ayacahuite* exhibieron valores similares de EUA (1.6 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}/mmol H_2O m^{-2} s^{-1}) y *P. montezumae* mostró los valores menores (0.9 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}/ mmol H_2O m^{-2} s^{-1}). En noviembre y marzo, *P. patula* registró valores más altos de EUA, principalmente, en los dos pisos altitudinales más elevados (La Joya y El Rosario), teniendo valores entre 2.4 y 1.9 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}/mmol H_2O m^{-2} s^{-1} en estos dos sitios, siendo el primero el máximo valor alcanzado durante el estudio, en el sitio de altitud media; esta misma especie, en el sitio de menor altitud presentó valores similares que las otras dos especies (*P. montezumae* y *P. ayacahuite*) entre 0.3 y 0.8 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}/mmol H_2O m^{-2} s^{-1} en las dos temporadas de mediciones. En el sitio más alto, *P. montezumae* y *P. ayacahuite* presentaron valores bajos de EUA, siendo estos de 0.7 y 0.4 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}/mmol H_2O m^{-2} s^{-1} en noviembre y 0.8 y 1.0 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}/mmol H_2O m^{-2} s^{-1} en marzo.

En promedio tanto en el tiempo como en la altitud y las especies se tuvo una EUA de 1.62 μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}/mmol H_2O m^{-2} s^{-1}. Esto implica que por cada 1 g de CO_2 fijado se tiene un consumo de 252 g de agua.

Una hectárea de bosque conteniendo estas tres especies de pino en crecimiento podrían fijar 184 kg de CO_2 en un día con un consumo de agua de 46,656 kg, que equivale a 4.7 mm de precipitación. No obstante, en los árboles de cierta edad la asimilación de CO_2 es semejante a la respiración con un incremento de biomasa casi nulo pero con la misma transpiración. Es evidente que este costo es muy alto en términos de agua empleada en el proceso de asimilación de CO_2 ya que esta cantidad podría alimentar a una familia de cuatro personas durante 93 días. Es pues importante incluir en las estrategias de pagos de servicios ambientales ecosistémicos que se implementen, incluir este valor que se debe considerar como un valor agregado a la captura de CO_2.

Por otro lado, los bosques de la región no solo están constituidos por las especies estudiadas de pinos, existen también otras especies latifoliadas cuyos consumos de agua son mucho mayores que las presentadas por las especies estudiadas en esta investigación. Es pues necesario extender este tipo de estudios a nivel comunidad para con ello conocer con mayor precisión los servicios ambientales que brindan los bosques para poder darle un precio justo a la naturaleza.

AGRADECIMIENTOS. Esta investigación fue financiada por el Fondo Sectorial SEMARNAT-2004-CO1-332/A1.

REFERENCIAS

(1) Pagiola S, J. Bishop y N. Landell-Mills. 2003. La Venta de Servicos Ambientales. SEMARNAT-INE-CNA. México.

(2) Gómez Pompa A. 1977. Ecología de la vegetación del estado de Veracruz. CECSA. México.

(3) Boege, E. y H. Rodríguez. 1992. Desarrollo y medio ambiente en Veracruz. Friedrich Ebert Stiftung. México.

ESTIMACIÓN DEL PRECIO DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES: LAS CAÑADAS, HUATUSCO VERACRUZ, MÉXICO.

PRICE OF ECOSYSTEM SERVICES ESTIMATION: LAS CAÑADAS, HUATUSCO VERACRUZ, MEXICO

José Antonio Benjamín Ordóñez Díaz.

Estudiante del Programa Doctoral en Ciencias Biomédicas, Laboratorio de Ecosistemas de Montaña.
Departamento de Ecologia y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, UNAM.
bordonez@oikos.unam.mx

SUMMARY. The present project will focus to defining, identifying, and to analyze the indicators and criteria of appraisal as well as factors that affect in the economic estimation of the same ones, developing a method that authorizes environmental services with possession of the land, in order of guaranteeing the conservation of areas that for their natural, scenic, cultural, recreative or environmental value, are indispensable for the subsistence of the biological diversity of the region or of the country and that expire with the pre-established criteria, hereby threatened ecosystems, messes are included, for example habitat of wildlife, landscapes, humedales, births of water, natural phenomena, spaces of playtime, and more; by means of the assignment of an economic value of ecosystem services.

INTRODUCCIÓN La valoración económica es el proceso mediante el cual se hace una medición o estimación cuantitativa del beneficio/utilidad generado por el uso o explotación de un ecosistema y/o sus recursos naturales y el ambiente y, el beneficio o utilidad de la mera existencia del mismo para los humanos.

Tradicionalmente se han empleado instrumentos predominantemente económicos para la valoración económica, las limitaciones de los mismos hace indispensable que se integren a las metodologías de valoración los componentes ecológico, social, político y legal. Por otra parte es necesario que en las propuestas metodológicas se integren los diferentes niveles de influencia o acción sobre los sistemas económicos y ecológicos, por lo que se deben realizar propuestas compatibles con los acuerdos internacionales, la legislación vigente de una nación y los consensos generados entre los implicados directamente con la propiedad o el uso del recurso que se valora. El reto es desarrollar metodologías que sistematicen los aspectos generales de la valoración sin sobresimplificarlos.

METODOLOGÍA. Para asignar cualesquier valor a ciertos insumos, bienes o servicios, en primer lugar es necesario conocer las unidades en las que se reporta el objeto de valoración, y por ello se hace un análisis dimensional, es decir se homologan las unidades para que la comparación sea uno a uno (o bis a bis) de los términos, costos empleados y estimados (mayor detalle en los ejemplos de valoración); posteriormente se utilizan los valores presentes netos o se toma de referencia el tipo de cambio respecto del dólar o bien la relación de salarios mínimos presente, dejando bien claro que tipo de cambio o unidad de valoración se toma.

Un segundo elemento importante en la valoración es el costo estimado por servicio ambiental o el costo de oportunidad de dicho servicio; este costo puede estar regido por cuestiones locales, regionales, nacionales o internacionales y no ser necesariamente homologado, debido a la disparidad de precios o bien usar estándares publicados de dicho servicio.

Un tercer elemento es la política nacional e internacional en torno al servicio ambiental, que permiten tomarlo o despreciarlo, establecer el desarrollo metodológico para su valoración, monitoreo, evaluación, reporte, verificación y certificación así como las reglas de su implementación. Bajo este contexto se explica como estimar el valor de los siguientes servicios ambientales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN. Para Las Cañadas, se identifican los siguientes indicadores y resultados:

Tenencia de la tierra: Privada. Superficie: 306 ha. Uso destinado en ausencia del proyecto: Potrero (Ganadería) con pastos mejorados

(especies exógenas), superficie disponible recuperación 113.14 ha
Dato importante: primera servidumbre ecológica en México.
Comunidad vegetal original: Bosque de niebla. Comunidades vegetales actuales: Acahuales de 8 años (regeneración) y remanentes de bosque de niebla
Actividades de implementación: En un primer paso (acción desesperada por detener el proceso de degradación forestal) se realiza una plantación de 50,000 árboles aleatoriamente (sistema bolillo de tres pasos) de diferentes especies en 60 ha, no se persigue hacer una plantación forestal, sino cambiar el potrero a bosque; en un segundo paso, permiten que el germoplasma existente de un remanente de bosque de niebla recolonice los sitios y gradualmente permitan que la naturaleza haga su trabajo al seguir extendiendo la vegetación primaria; hay una campaña permanente de erradicación de especies exógenas.
Motivo de la puesta en marcha del proyecto: Concientización personal y detener los procesos de degradación fecha 1993-1994.
Producción actual: Quesos orgánicos, hortalizas (materia prima de origen natural usando abonos orgánicos, compostas, lombricultura, permacultura, biodigestor, diseño de una comuna 'ecoaldea' donde los habitantes compartan los mismos intereses de desarrollo sostenible). Fin: Interaccionar en equilibrio con la zona, detener los procesos de degradación, erosión, ser una escuela, producción de alimentos orgánicos, reducir, reciclar y rehusar.
Actividades potenciales a desarrollar: Escuela, ecoturismo, producción de materia prima con abonos orgánicos y productos libres de insumos artificiales. Escuela de sustentabilidad, trabajo comunitario, área agroecológica, uso de biodigestores, abonos verdes, e implementación de nueva tecnología como: Ariete hidráulico con potencial de bombear 20,000 litros diarios a 88 metros de altura, o de bombeo solar o Rueda brasileña.
Rendimiento de los sistemas productivos: 3.5 a 4.2 ton de maíz, el rastrojo se deja para hacer biocomposta
Aporte de agua: 10 litros por segundo del nacimiento en la cuenca que nutren al Río Cintlalapa (Río Jamapa), en época de secas.
Especies bandera: Chiviscollo y Quercus insignia.

Cuadro de valoración económica por servicios ambientales.

Servicios	Unidades	Costo	Superficie	Valor anual
Carbono	1.35 MgC/ha/año	250 pesos	118.77	29,692.50
Carbono almacenado	No aplica			
Agua	10 l/s	0.00125 pesos	n.a.	394,200.00
Captura de agua		300 pesos /ha/año	118.77	35,631.00
Biodiversidad conservación		500 pesos /ha/año	118.77	59,385.00
Total				518,908.50

CONCLUSIONES. Como se pudo apreciar en los resultados, en caso de recibir un pago por los servicios ambientales que se ofertan, harian de este lugar un sito sustentable. La asignación de precios por servicios ambientales, es una oportunidad de canalizar ofertas para la protección del ambiente. El método propuesto en el presente estudio, tiene una doble función, por un lado, dará la pauta para establecer un valor adicional a la plusvalía antes y después de la aplicación de herramientas legales de conservación; y por el otro, sentará las bases justificativas para la implementación de incentivos a partir de los costos estimados de los servicios ambientales como: agua, carbono, biodiversidad y belleza escénica; para ello se presenta este estudio de caso: Las Cañadas en Estado de Veracruz, en México, que es un pequeño fragmento de bosque de niebla que lucha por su restauración.

Es necesario mencionar que, muchas comunidades en nuestro País consideran el pago de servicios ambientales un insulto a su capacidad de manejo del ecosistema.

BIBLIOGRAFÍA

1. Ordóñez-Díaz, J.A.B., M. Gutiérrez-Lacayo, J.A. Rojas-Tomé, A. Quijada-Mascareñas, F.L. Aviña-Cervantes y M.R.I. Ordóñez-Díaz. 2004. Estudio de valuación de predios sujetos a instrumentos de conservación privada. Formulación de la metodología de avalúo y homologación con estándares oficiales. PRONATURA

AGRADECIMIENTOS *A Ricardo Romero, Familia y colaboradores, que hacen posible este lugar.*

TÉCNICAS DE CULTIVO DE TEJIDOS EN LA CONSERVACIÓN DE ALGUNAS ESPECIES FORESTALES

Eugenio Pérez Molphe Balch[1], Carlos Dávila Figueroa[1], Enrique Villalobos Amador[1] y Blanca Olivia Cañedo Ortíz[1]
[1]. Laboratorio de Biotecnología Vegetal. Dpto. de Química. Universidad Autónoma de Aguascalientes.
Av. Universidad 940. 20100 Aguascalientes, Ags. México. eperezmb@correo.uaa.mx

SUMMARY: Tissue culture can be an important tool for the propagation of plant species whose wild populations have decreased. The Plant Biotechnology laboratory of the Universidad Autónoma de Aguascalientes has worked for 10 years in the development of *in vitro* propagation systems for important threatened species native of mountainous ecosystems of the semiarid areas of Mexico. Some results of the works carried out with trees like *Pinus* and *Acacia,* and not arboreal plants as cacti and agaves, are presented.

INTRODUCCIÓN: Las técnicas de cultivo de tejidos permiten el mantenimiento, manipulación y propagación de los vegetales bajo condiciones artificiales y controladas. Estas técnicas ofrecen una alternativa prometedora para la propagación clonal de plantas con fines de reforestación, la conservación de germoplasma valioso y el rescate de especies o genotipos amenazados (Giri y col. 2004). De especial interés resultan las técnicas de propagación *in vitro* o micropropagación, las cuales tienen el potencial de generar grandes cantidades de plantas en tiempos y espacios mínimos. La propagación *in vitro* puede hacerse a través de tres vías diferentes. Estas son la organogénesis, la embriogénesis somática y la propagación a través del cultivo de tejidos meristemáticos (yemas). Cada una de estas vías requiere de una metodología diferente y usualmente una especie vegetal en particular responde mejor a una u otra (Pérez-Molphe-Balch y Col. 1999). Desde hace aproximadamente 10 años, en el laboratorio de Biotecnología Vegetal adscrito al Dpto. de Química de la Universidad Autónoma de Aguascalientes, se ha trabajado en el desarrollo de sistemas para la propagación *in vitro* de especies importantes en los ecosistemas de montaña de las zonas semiáridas de México. Las especies seleccionadas para estos trabajos se caracterizan por la notable reducción que sus poblaciones naturales han sufrido en los últimos años, lo que hace necesario contar con sistemas más rápidos y eficientes para su propagación. Se presenta en ese escrito un resumen general de estos trabajos.

MATERIALES Y MÉTODOS:

Propagación por organogénesis de especies del género Pinus. Se partió de embriones maduros de las especies *Pinus cembroies, P. culminicola P. maximartinezii, P. pinceana* y *P. strobiformis*. Estos se inocularon en medio de cultivo de Murashige y Skoog adicionado con varios tipos y concentraciones de citocininas. En este medio se mantuvieron por 5 a 30 días (período de inducción) para luego ser transferidos a medio sin reguladores del crecimiento, en donde se observó la producción de brotes adventicios. Estos brotes fueron tratados con auxinas (ac. indolacético o AIA, ac. indolbutírico o AIB y ac. naftalenacético o ANA) para estimular su enraizamiento, y posteriormente fueron adaptados y transferidos a suelo.

Propagación por embriogénesis somática de especies del género Acacia. En este caso se partió de embriones inmaduros de *Acacia farnesiana* y *A. schaffneri,* los cuales fueron inoculados en medio MS conteniendo varios tipos y concentraciones de auxinas sintéticas, solas o combinadas con citocininas. Esto con el fin de generar tejido calloso, el cual se mantuvo a través de subcultivos a medio fresco. Porciones de este tejido se transfirieron a medio sin auxinas en donde se observó en algunas líneas la diferenciación de embriones somáticos. Los embriones se germinaron en medios sin reguladores o adicionados con citocininas y las plantas obtenidas se adaptaron y transfirieron a suelo.

Propagación de Cactáceas y Agaváceas a través del cultivo de tejidos meristemáticos. En el caso de las Cactáceas, los explantes iniciales fueron segmentos de plántulas conteniendo areolas (zonas meristemáticas equivalentes a yemas axilares). En las Agaváceas se partió de las regiones meristemáticas basales de las plántulas. En ambos casos los explantes se inocularon en medios de cultivo conteniendo varios tipos y concentraciones de citocininas, esto con la finalidad de estimular la brotación múltiple. Los brotes generados se colectaron y transfirieron a medios sin reguladores del crecimiento, con carbón activado o auxinas (AIA, AIB o ANA) para estimular su enraizamiento. Las plantas generadas *in vitro* se adaptaron paulatinamente al ambiente y luego se

transfirieron a suelo. Mediante este esquema se ha trabajado hasta la fecha con 114 especies mexicanas de Cactáceas y 10 de Agaváceas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN:

Propagación por organogénesis de especies del género Pinus.

De las citocininas probadas, la benciladenina (BA) fue la que mostró una mejor respuesta, generándose brotes adventicios en casi todas las concentraciones y tiempos de exposición probados. Sin embargo, las respuestas de las especies trabajadas fueron diferentes entre sí (Cuadro 1).

Cuadro 1. Organogénesis en embriones de cinco especies de pinos expuestos a BA.

Especie de *Pinus*	Mejor tratamiento (BA y días de exposición)	Brotes generados por embrión
P. cembroies	3 mg L^{-1}, 28 d	57.5
P. culminicola	1 mg L^{-1}, 18 d	4.9
P. maximartinezii	4 mg L^{-1}, 14 d	14.6
P. pinceana	3 mg L^{-1}, 22 d	25.9
P. strobiformis	4 mg L^{-1}, 20 d	7.8

Los brotes crecieron y se diferenciaron en medio sin reguladores del crecimiento. La eficiencia de enraizamiento fue en general baja, por lo que probaron otras alternativas como el enraizamiento inducido por *Agrobacterium rhizogenes* (Villalobos-Amador y col. 2002). Los brotes enraizados se adaptaron y sobrevivieron en suelo sin problemas.

Propagación por embriogénesis somática de especies del género Acacia.

El mejor tratamiento para la inducción de tejido calloso fue con 2 mg L^{-1} de 2,4-D y 1 mg L^{-1} de Cinetina. La diferenciación de embriones somáticos a partir de este tejido ocurrió en medio sin reguladores del crecimiento, en donde se obtuvieron en promedio 345 y 198 embriones por g de callo en *A. farnesiana* y *A. schaffneri,* respectivamente. El mayor porcentaje de germinación de los embriones somáticos se obtuvo en medio enriquecido con 217 mM de sulfato de adenina, con valores de 69% y 47% para *A. farnesiana* y *A. schaffneri,* respectivamente. Los embriones somáticos germinados dieron origen a plantas aparentemente normales que se adaptaron a suelo sin problemas.

Propagación de Cactáceas y Agaváceas a través del cultivo de tejidos meristemáticos.

La generación de brotes a partir de areolas o meristemos basales de Cactáceas y Agaváceas ocurrió en prácticamente todos los tratamientos con citocininas probados. Sin embargo, hubo grandes diferencias en cuanto a la eficiencia de los sistemas entre las especies analizadas y entre las citocininas probadas. El número de brotes generados por explante osciló entre poco más de 2 para algunas cactáceas, hasta alrededor de 200 para otras Cactáceas y Agaváceas. En general, las mejores respuestas se obtuvieron con las citocininas benciladenina (BA), isopenteniladenina (2iP) y meta-topolina en un rango de concentración de 0.5 a 2 mg L^{-1}. El enraizamiento de los brotes ocurrió sin problemas en medio sin reguladores y en algunos casos con 2 g L^{-1} de carbón activado. Los medios con auxinas tendieron a generar tejido calloso en la base de los brotes, por lo que no resultaron útiles para el enraizamiento.

CONCLUSIONES:

Se desarrollaron protocolos eficientes para la multiplicación *in vitro* de varias especies amenazadas, todas nativas de los ecosistemas de montaña de las zonas semiáridas de México. Estos sistemas pueden ser una herramienta valiosa para la conservación y uso racional de estas plantas. Por otro lado, los sistemas de cultivo de tejidos pueden servir como base para otras aplicaciones biotecnológicas, como por ejemplo la conservación *in vitro* de germoplasma, los estudios fitoquímicos y producción *in vitro* de metabolitos secundarios, y la transformación genética.

BIBLIOGRAFÍA:

Giri, C.C., Shyamkumar, B., Anjaneyulu, C. 2004. Progress in tissue culture, genetic transformation and applications of biotechnology to trees: an overview. Trees 18:115–135

Pérez-Molphe-Balch, E., Ramírez-Malagón, R., Nuñez-Palenius, H.G., Ochoa-Alejo, N. 1999. Introducción al Cultivo de Tejidos Vegetales. Universidad Autónoma de Aguascalientes. ISBN 968-6259-62-7.

Villalobos-Amador, E., Rodríguez-Hernández, G., Pérez-Molphe-Balch, E. 2002. Organogenesis and Agrobacterium rhizogenes-induced rooting in *Pinus maximartinezii* Rzedowsky and *P. pinceana* Gordon. Plant Cell Reports 20:779-785.

Los autores agradecen el apoyo financiero que para estos trabajos brindaron el CONACYT (proyecto 3031P-B), el Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-CONACYT (proyecto SEMARNAT-2002-C01-0057) y la Universidad Autónoma de Aguascalientes.

MARCADORES MOLECULARES Y DIVERSIDAD GENÉTICA EN ÁRBOLES FORESTALES

MOLECULAR MARKERS AND GENETIC DIVERSITY IN FOREST TREES

[1] Patricia Delgado y [2]Daniel Piñero

[1]Unidad de Recursos Naturales. Centro de Investigación Científica de Yucatán. CP. 97200. [2]Departamento de Ecología Evolutiva. Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México. CP. 04510.

SUMMARY. Molecular markers are extremely useful to monitor patterns of genetic variation in plants. High genetic variation and low population differentiation have been suggested to occur in wind-pollinated trees. Studies in conifers have suggested a significant relationship between genetic diversity and structure, however this is dependant on the analyzed molecular markers. Phylogeographic studies carried out on pine species suggested processes of fragmentation in species of narrow geographical distribution and events of expansion and colonization by species of wide geographical distribution. We discussed the use of this genetic information for conservation and management of genetic forest resources.

INTRODUCCIÓN. Los avances de la biología molecular han permitido desarrollar herramientas teóricas y metodológicas que son de gran utilidad para el manejo y conservación de los recursos genéticos. Actualmente existen varios marcadores moleculares neutrales (isoenzimas, RFLPs, RAPDs, SSR), que son analizados bajo los principios de la genética de poblaciones y de la filogeografía. Esta última disciplina, no solo permite conocer la cantidad de variación genética contenida en las poblaciones, sino analizar la manera en que esta se distribuye espacial y temporalmente, así como reconstruir su historia evolutiva (1, 2, 9).

Los estudios realizados con los marcadores moleculares en especies arbóreas, han llegado a la conclusión de que la mayoría de las poblaciones contienen niveles altos de variación genética y valores relativamente bajos de diferenciación genética (6). Esto ha sido atribuido tanto a los eventos climáticos y geológicos pasados (eventos glaciales y periodos post-glaciales), así como a características de historia de vida de las especies (longevidad, fecundidad, sistema de apareamiento y distribución geográfica de las especies) (6, 7, 8, 9).

Interesantemente, para las coníferas de México y América Central se han encontrado niveles mas elevados de diferenciación genética que los reportados en poblaciones de mayores latitudes (3, 7). Estol apoya la hipótesis de que las poblaciones de coníferas de distribución más sureña se encuentran fragmentadas y aisladas geográficamente. Este patrón geográfico, teóricamente puede generar una reducción de los niveles de flujo genético y promover la pérdida de variación genética, con un efecto directo sobre la sobrevivencia o extinción de las poblaciones (7). Por tanto, los estudios de la variación y estructura genética en plantas mexicanas se hacen emergentes, y no sólo para el grupo de las coníferas, sino para otros grupos de plantas con estatus poblacional semejante.

Bajo este contexto se plantearon los siguientes objetivos, i) describir los avances moleculares que se han generado para estimar los niveles de variación y estructura genética en especies arbóreas ii) hacer un análisis comparativo de la variación y estructura genética en especies del género *Abies* y *Pinus* y iii) explorar la estructura filogeográfica de especies de pino con diferentes historias de vida, y discutir su utilidad para el manejo y conservación de los recursos genéticos.

MATERIALES Y MÉTODOS. Se hizo una revisión bibliográfica sobre las técnicas moleculares que se han usado para estimar la variación genética en especies arbóreas (5, 3, 6). Para varias especies de los géneros *Abies* y *Pinus* se hizo un análisis comparativo de las estimaciones de la variación (H_E) y estructura genética (F_{ST}) reportadas con el uso de isoenzimas (3, 9) y microsatélites de cloroplasto (SSRcp) y nucleares (SSRn) (3, 8, 9). Se exploran los escenarios de la historia demográfica de las poblaciones (fragmentación, colonización y expansión) que se han propuesto para varias especies de pinos (*P. pinceana, P. resinosa, P. nelsonii* y *P. montezumae*) (2, 4, 7, 8). El análisis comparativo se realizó con pruebas estadísticas estandar (10).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Marcadores moleculares. Las isoenzimas han sido los marcadores moleculares más utilizados durante las tres últimas décadas (3). Sin embargo, en los últimos diez años los microsatélites (SSRs) han tomado ventajas sobre los otros marcadores ya que son altamente polimorficos, codominantes, y compatibles con la teoría de la genética de poblaciones (3, 5). Además, se pueden obtener de diferentes estructuras celulares (ADN nuclear y citoplasmático). Las isoenzimas son moléculas codominantes, sin embargo solo reflejan el 10% de la diversidad genética contenida en el genoma (3). Los RAPDs por su parte, son fragmentos de ADN que se generan azar, son dominantes, y para su análisis se requiere de métodos indirectos que se ajusten a los modelos teóricos. Los RFLPs son poco polimorficos y algunos de ellos inespecíficos. Las secuencias han sido utilizadas en estudios filogenéticos, pero son poco informativas a nivel de las poblaciones, ya que son regiones conservadas y poco variables. Por tanto, para estudios infraespecífico se recomienda el uso de microsatélites homólogos (3, 5, 8).

Diversidad genética. Para las especies arbóreas de angiospermas se han reportado con el uso de isoenzimas, valores promedio de variación genética (H_E) de 0.169 y estructura genética (F_{ST}) de 0.119, y para las gimnospermas (coniferas) valores de H_E de 0.181 y F_{ST} de 0.064 (6). Para las especies del género *Pinus* estudiadas hasta el 2002, se reporta un promedio de H_E de 0.198 y F_{ST} de 0.129 (3). Al incluir datos generados entre el 2003 y 2005, las estimaciones de la variación y estructura fueron superiores (H_E = 0.225 y F_{ST} = 0.127). En contraste, para 17 especies del género *Abies* los valores fueron menores (H_E = 0.185 y F_{ST} = 0.098). Las estimaciones que se han obtenido en pinos con el uso de SSRn y SSRcp son superiores a las reportadas con isoenzimas (7, 8, 9). Por ello, el uso acertado de estos marcadores va a depender de las cuestiones particulares que se desean conocer; el estudio de regiones haploides como el cloroplasto y la mitocondria, pueden ayudar a contestar preguntas sobre las rutas de migración del polen y de semillas, lo cual esta estrechamente relacionado con los niveles de flujo genético y de estructura genética (3, 9). Mientras que los marcadores nucleares, son más utilizados para estimar los niveles de variación genética dentro de las poblaciones, los tamaños efectivos y las tazas de entrecruzamiento (3, 7, 9).

Es importante mencionar que para *P. pinceana* y *P. resinosa* los valores de variación y estructura genéticas obtenidos tanto con isoenzimas como SSRs, fueron superiores al resto de las especies, pero similares entre si (3, 4, 8). No obstante, el análisis filogeográfico indica que su historia evolutiva ha sido distinta; para *P. pinceana* que es una especie de distribución restringida, la estructura genética observada probablemente se generó por procesos de fragmentación ancestral, por lo que el tamaño de sus poblaciones se ha mantenido estable a través del tiempo (4). En contraste para *P. resinosa*, que es una especie de distribución amplia pero fragmentada, se sugieren procesos de colonización y flujo genético recientes (8). Este patrón es parecido al observado en especies mexicanas con una distribución geográfica amplia como *P. montezumae* (3).

Para la biología de la conservación este tipo de información es de gran valor, y nos sugieren que las poblaciones de *P. pinceana* son las prioritarias de conservar, pues representan linajes evolutivos que podrían encontrarse en proceso de especiación o de extinción local.

CONCLUSIONES. El uso de marcadores moleculares dentro de un contexto filogeográfico es de gran utilidad para i) generar información básica sobre la historia evolutiva de las especies, ii) seleccionar áreas prioritarias de manejo y conservación, iii) caracterizar las poblaciones para la ecocertificación de productos forestales, y iii) para prevenir la infiltración de material genético ajeno a las especies.

BIBLIOGRAFÍA

1. Avise JC. 2000. Phylogeography. Harv. Univ.
2. Cuenca *et al.,* 2003. *Mol. Ecol.* 12 : 2081-2097.
3. Delgado *et al.,* 2002. *Rev. H. Nat*, 75: 27-37.
4. Escalante 2001. Tesis. Lic. Biología. UNAM.
5. Golstein *et al.,* 1995. *Gen.* 139: 463-471.
6. Hamirck *et al.,* 1992. *N. For.* 6:95-124.
7. Ledig FT. 1998. Genetic variation in *Pinus.* Camb. UK.
8. Walter *et al.,* 2001. *Mol. Ecol.* 10 : 103-111.
9. Petit *et al.,* 2005. *Mol. Ecol.* 14 : 689-701.
10. Sokal et al., 1994. Biometry. Frem. Cal.

GENÉTICA Y DISPERSIÓN DEL VIRUS DEL RAYADO DEL BANANO (BSV) Y SU RELACIÓN CON EL ECOSISTEMA DE MONTAÑA.

(Genetic and dispersion of banana streak virus (BSV) and it relationship with the mountain ecosystem.)

Juan Carlos Noa-Carrazana[1], Norma Flores-Estevez[2] Pierre-Yves Teycheney[3,] y Laura Silva-Rosales[4].jnoa@uv.mx[1]. [1]Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada. Circuito Los Lagos, Zona Universitaria. Tel. 01 (228) 8422773. Apdo Postal 250, CP. 91090, Xalapa, Veracruz. [2]Rio Papaloapan #5 Col. Los Carriles, CP 91500, Coatepec, Veracruz. [3]CIRAD-FLHOR - Station de Neufchâteau, Sainte-Marie, F-97130 Capesterre Belle-Eau, Guadeloupe–France. lsilva@ira.cinvestav.mx[4]. [4]Cinvestav-Irapuato, Km 9.6 Libramiento Norte Carr. Irapuato-León Apdo Postal 629 CP 36500.

Summary.
The banana streak virus (BSV) is a plant virus member of *Caulimoviridae* family, genus *Badnavirus*. The BSV has recently been found as an integrant molecule into banana and plantain (*Musa spp.*) genomes. We have cloned and sequenced part of the genome of ten isolates from two Colombian Departments. The virus was found in six cultivars from five counties and at the following conditions: six altitudes at five temperatures. The BSV had a predominant presence (54%) at 22°C in major altitude places and only appeared in *Musa* AB-genome cultivars. The sequences from the RNase-H region were compared within those and others badnavirus reported. The percentage identities observed were 95-100% between Colombian isolates and 96-99% between Obino L'Wai (BSV-OL) and Goldfinger (BSV-GF) strains respectively. The results suggest the presence of at lest two BSV strains in Colombia: BSV-OL and BSV-GF.

Introducción.
Los plátanos actuales que día a día llegan a nuestros hogares en todo el mundo han recorrido un largo camino desde que sus parientes silvestres abandonaron el Sudeste de Asia. La mayoría de los híbridos tradicionales son mezclas de dos especies silvestres: *Musa acuminata* (genoma-A) y *Musa balbisiana* (genoma-B) (*1*). En los últimos tiempos los programas de mejoramiento y obtención de nuevos híbridos de *Musa* se han visto afectados por la dispersión de secuencias del virus del rayado del banano (BSV) integradas en el genoma nuclear. El virus BSV es miembro del género *Badnavirus,* perteneciente a la familia *Caulimoviridae.* Su genoma está compuesto de una doble cadena de ADN circular de aproximadamente 7.4 Kb. El BSV se ha reportado infectando a diferentes especies del género *Musa* y sus híbridos. Hasta el momento la literatura reporta cuatro razas de BSV dispersas por todo el mundo. En este trabajo se describe la variabilidad del BSV encontrado en Colombia y su relación con los factores ambientales del lugar de colecta.

Materiales y Métodos.
Se colectaron treinta y siete muestras de plantas de plátanos con signos de enfermedades virales procedentes de dos departamentos de Colombia (Caldas y Quindío) (Cuadro1). Posteriormente, se realizaron clarificados virales, con ayuda de ultracentrifugación a partir de cinco gramos de hojas de plátanos. El virus clarificado fue inmunocapturado en tubos de 0.2 ml utilizando anticuerpos anti-BSV. Los ensayos de reacción en cadena de la polimerasa posteriores a la inmunocaptura (IC-PCR) se realizaron en 100 µl utilizando 10 pmol de los iniciadores Badna1 y Badna4 según el protocolo reportado(*2*). Los productos de PCR fueron clonados en los vectores pCR II TOPO y pGEM-T-Easy y secuenciados. Las secuencias fueron analizadas y comparadas entre sí y con aislamientos de diferentes razas de BSV publicadas en el banco de genes (GeneBank) empleando para ello el programa "Meg-Align" del paquete de computación "LASERGENE". Los análisis de filogenia y diversidad se desarrollaron utilizando el algoritmo "Clustalx". Los programas "njplot" y "unroot" fueron usados para la construcción de los árboles filogenéticos.

Resultados y Discusión.
Los resultados de los IC-PCR confirman que el virus BSV se encuentra presente en ambos departamentos colombianos muestreados. De las treinta y siete muestras analizadas, un total de once fueron positivas. Las muestras positivas están repartidas en cinco municipios; tres del Departamento de Caldas (Calarcá, Quimbaya y Montenegro) y dos del

Departamento de Caldas (Manizales y Chinchiná). Los cultivares que resultaron positivos al BSV fueron: Dominico Hartón Común, Dominico Hartón Verde, Dominico Negro, Hartón Tumaco, FHIA-1, FHIA-3 (Cuadro 1). El 81% de los cultivares que resultaron positivos a BSV correspondieron a plátanos del tipo machos con genomas "AAB". Ningún cultivar de plátanos con genoma "AA" o "AAA" resultó enfermo. Estos resultados están en concordancia con lo reportado en la literatura (*3*). A pesar de que existen algunos reportes de cultivares con genoma-A infectados con BSV.

Cuadro 1. Resumen del diagnostico del BSV a partir de la colecta realizada en Colombia.

	Analizadas	Positivas
Muestras	37	11
Fincas	7	6
Veredas	7	6
Municipios	5	5
Departamentos	2	2
Variedades	11	6
Genomas	5	3
Alturas	7	6
Temperaturas	5	5

El 54.5% de las muestras positivas se concentra en las localidades más altas con temperaturas medias anuales de 22°C, y alturas entre 1320-1440 msn. (Figura 1), se comprobó estadísticamente (método Holman) que la temperatura (22°C) es un factor significativo en la distribución del BSV. Estos resultados coinciden con un reporte previo (*4*), donde de manera experimental se determinó que temperaturas de 22°C permiten la expresión de síntomas y altos títulos virales; mientras que a temperaturas más cálidas 28-32°C se hacen más prolongados los tiempos de aparición de síntomas, son menores los títulos virales. Los análisis filogenéticos de la región conservada de la ribonucleasa-H (RNase-H) mostraron que todos los aislados de BSV están más estrechamente relacionados entre si que con otros badnavirus. Los aislamientos de BSV se agrupan por razas (BSV-OL, BSV-GF, BSV-Uganda, BSV-Cav, etc) y no por lugares de origen (África, América, Asía, Australia). Los aislamientos de BSV de Colombia constituyen dos grupos. El primer grupo formado por dos secuencias con identidad nucleotídica de 99% con la raza Obino-L'Ewai. El segundo grupo formado por ocho aislamientos con identidades del 96-99% a a la raza Goldfinger.

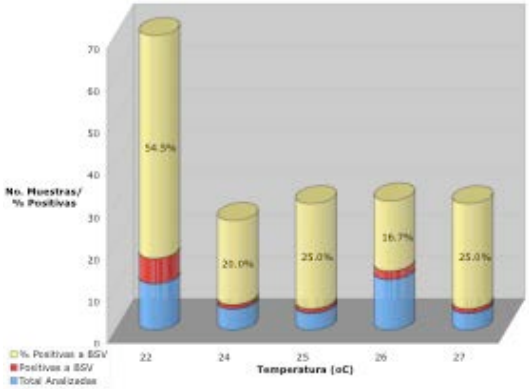


Figura 1. Resultado del diagnóstico de BSV en Colombia y su relación con la temperatura.

Estos resultados sugieren que la diversidad genética del BSV en Colombia es al menos de dos razas. El BSV se ha reportado disperso principalmente en las regiones bananeras más calidas del mundo generalmente a poca altitud, donde los plátanos cumplen una función primordial en la alimentación humana. En el corredor montañoso cafetalero mexicano los plátanos además de alimento cumplen otras funciones como sombra para cafetales, hojas de envoltura para cocción de otros alimentos, medicina tradicional, etc. Esta gama de usos trae consigo una amplia diversidad de cultivares y probablemente la diseminación del BSV en el material genético. Sería conveniente, la detección de BSV en estos materiales.

Conclusiones.

Se observó una correlación entre la temperatura media anual y los niveles de infección de BSV. Se encontraron al menos dos razas del BSV en Colombia (BSV-OL, BSV-GF).

Referencias.

1. D. R. Jones, in *Disease of Bananas, Abacá and Enset* D. R. Jones, Ed. (CABI Publishing, Worcestershire, UK, 1999) pp. 1-36.
2. G. Harper, H. Darren, M. Sarah, H. Roger, *Virus Res.* 100, 51-56 (2004).
3. A. D. W. Geering, L. A. McMichael, R. G. Dietzgen, J. E. Thomas, *Phytopathology* 90, 921-927 (2000).
4. J. d'A Hughes, in *Banana streak virus: a unique virus-Musa interaction?* E. A. Frison, S. L. Sharrock, Eds. (Proccedings a workshop of the PROMUSA Virology working group, Montpellier, 1998) pp. 28-33.

El cultivo de tejidos vegetales como una alternativa para la conservación y propagación de especies del bosque de niebla.

Plant tissue culture as an alternative for the conservation and propagation of cloud forest species.

Martín Mata Rosas
Instituto de Ecología, A.C. Km 2.5 carretera antigua a Coatepec 351 congregación el Haya, Xalapa, Ver, 91070. e-mail matam@ecologia.edu.mx

Resumen El cultivo de tejidos ha sido una herramienta muy utilizada para la conservación y propagación de especies que se encuentran bajo algún riesgo de extinción, en la laboratorio de cultivo de tejidos del Instituto de Ecología, A.C. se han establecido diferentes protocolos de micropropagación de diversas especies del bosque de niebla, los cuales pueden ser la base para su uso sustentable. Hemos sido capaces de regenerar una gran cantidad de plantas a partir de organogénesis y embriogénesis. Entre las especies que se han estudiado se encuentran diversas especies de árboles, helechos y orquídeas.

Abstract Plant tissue culture techniques have been a very useful tool for the conservation and propagation of endangered species. At the plant tissue culture laboratory of the Institute of Ecology, A.C. we have been establishing different micropropagtion protocols of diverse species from the cloud forests of Veracruz, which could be the base for their conservation and sustainable use. We have been able to regenerate a high number of plants through organogenesis as well as embryogenesis. The species that we have been working with include several species of trees, arborescent ferns and orchids.

Introducción. El bosque de niebla es uno de los ecosistemas más diversos de la república mexicana, tan solo ocupa el 1% de la superficie y alberga a más del 10% de la flora vascular (1). Es el ecosistema con mayor biodiversidad por unidad de área en el país y lamentablemente es uno de los ecosistemas más amenazados, se estima que de la superficie original del Bosque Mesófilo de montaña en el estado de Veracruz, actualmente queda menos del 10% (2). Esta disminución es debida principalmente al cultivo del café, a la ganadería y al crecimiento urbano, ocasionando erosión del suelo, una mayor pobreza rural, inundaciones, disminución en la captación e infiltración de agua y en la extinción de animales y plantas, alterando de esta manera el equilibrio del ecosistema y ocasiona la pérdida irreversible de recursos genéticos (2).

Esta fuerte presión ha puesto a muchas especies en serio peligro de extinción, principalmente a las especies endémicas, por lo que es urgente implementar mecanismos de conservación *in situ* y *ex situ* que garanticen su supervivencia. Una de las acciones que se pueden llevar a cabo en conjunto con las acciones *in situ*, es el desarrollo de metodologías que puedan proporcionar una propagación eficiente de este tipo de especies para su conservación y uso sustentable. En las pasadas dos décadas el cultivo de tejidos vegetales ha demostrado su utilidad como un instrumento en la propagación de especies en peligro de extinción (3; 4), ya que ofrece la posibilidad de propagara plantas a tasas muy altas que las obtenidas mediante técnicas tradicionales y permite llevar a cabo acciones para la conservación *ex situ* en combinación con la conservación *in situ*.

El presente estudio muestra los avances que se han logrado para implementar protocolos eficientes de propagación de algunas especies del bosque mesófilo de montaña de la región centro del estado de Veracruz.

Materiales y Métodos

La mayor parte del material biológico (esporas, semillas y secciones somáticas y meristemáticas de árboles adultos) provienen de ejemplares perteneciente a la colección del Jardín Botánico Clavijero del Instituto de Ecología, A.C.

El esquema general para el establecimiento y cultivo de las especies bajo estudio es el siguiente: Dependiendo de la especie a cultivar se han usado diferentes medios de cultivo (KC, SH, WP, MS, B5 mod.) (5) suplementados con diferentes concentraciones de citocininas (BA, K, 2ip, TDZ) en combinación con diferentes concentraciones de auxinas (ANA, 2,4-D, AIB). Se han ensayado diferentes tiempos de inducción 5 a 90 días. Posteriormente los explantes son cultivados a sus respectivos medios basales sin reguladores del crecimiento

para promover el desarrollo de las respuestas morfogenéticas inducidas en la etapa anterior.
Los medios de cultivo se vertieron en frascos de vidrio de 120 ml de capacidad, conteniendo 25 ml de medio. En todos los casos, el medio de cultivo fue ajustado a pH 5.0 a 5.7 (dependiendo de la especies a estudiar) con una solución de hidróxido de sodio (NaOH) y/o ácido clorhídrico (HCl) 0.1 N previo a la adición de agar 8 g/l. Los frascos conteniendo el medio fueron esterilizados en autoclave a 120°C, 15 lbs/psi durante 15 min.
Los cultivos de los diferentes explantes utilizados son incubados en una cámara de crecimiento a una temperatura de 25± 2°C y en oscuridad o fotoperiodo 16 h luz y un flujo fotónico de 50 µmol m^2-s^{-1}.
Las plántulas regeneradas tanto por organogénesis como embriogénesis son extraídas de los frascos y son lavadas con agua corriente para eliminar el medio de cultivo y son sembradas en diferentes sustratos bajo condiciones de invernadero, procurando mantener una humedad relativa alta, la cuál se disminuye gradualmente hasta alcanzar la humedad relativa ambiental.

Resultados y discusión

Dentro de las especies que se ha estado trabajando para el establecimiento de protocolos de propagación se encuentran diversas especies de árboles como: *Magnolia dealbata, M. grandiflora, M. schiedeana, Cornus florida, Diospyros riojae, Styrax glabrescens, Talauma mexicana.* Helechos arborescentes como *Alsophila firma,* diversas especies de orquídeas epífitas (*Laelia anceps, Catasetum integerrimum, Epidendrum veroscriptum, Lycaste aromatica, L. skinneri, Stanhopea tigrina, S. oculata, Mormodes maculata,* entre otras más).
A manera de ejemplo en *M. dealbata* especies endémica de México y catalogada en peligro de extinción fue posible inducir la formación de plántulas tanto por organogénesis directa como indirecta, así como por embriogénesis somática. A partir del cultivo de embriones cigóticos maduros de *M. dealbata* en medio WP adicionado con 3 y 5 mg/l de BAP en combinación 0.1 mg/l de 2,4-D se logró inducir brotación múltiple, generando de 2 a 3 brotes por explante. Los brotes se enraizaron en medio WP al 50% de su concentración y adicionado con carbón activado (1 g/l). También fue posible inducir embriogénesis somática en el medio de cultivo WP adicionado con 2,4-D (0.5 y 1.0 mg/l).
El 90% de las plántulas obtenidas tanto por organogénesis como embriogénesis somática sobrevivieron al cultivo bajo condiciones de invernadero, incrementaron su tamaño y presentaron una apariencia similar a las plántulas obtenidas a partir de la germinación de semillas.
En las diferentes especies de orquídeas las principales respuestas han sido la formación de múltiples brotes mediante organogénesis directa y la inducción de cuerpos semejantes a protocormos (PLBs por sus siglas en inglés); dependiendo de las especies y explante utilizado la respuesta ha variado desde la formación de unas pocas plantas por explante hasta más de 200.
A pesar que los procedimientos generales del cultivo de tejidos vegetales pueden ser usados, es necesario poder determinar con una mayor exactitud los requerimientos de cultivo particulares de cada especie a estudiar, sobre todo en especies silvestres mexicanas donde la información que se tiene es nula o muy limitada.
La propagación exitosa a través de métodos artificiales de especies Mexicanas bajo algún riesgo de extinción representa uno de los medios más prácticos para salvaguardar las poblaciones silvestres, debido a que puede disminuir la presión de colecta de especimenes silvestres, al existir una disponibilidad de plantas para satisfacer la demanda hortícola, medicinal y forestal. Las plantas micropropagadas a través de embriogénesis somática u organogénesis directa conllevan un menor riesgo de sufrir alteraciones genéticas, permitiendo que los individuos obtenidos pueden ser la base para diversos estudios (Morfológicos, genéticos, fisiológicos, ecológicos, etc.) que pueden ser la base para diseñar un plan de manejo y de restauración. Con esto se estará contribuyendo a la conservación y uso sustentable de estas importantes especies mexicanas que habitan el bosque de niebla.

Bibliografía

1. Gutiérrez, L. y Vovides, A. 1997. Biodiversity Conservation, 6: 89-97.
2. Challenger, A. 1998. CONABIO, UNAM y Agrupación Sierra Madre, S.C. México. 813 p.
3. Fay, M. F. 1994. Biodiversity Conservation 3: 176-183.
4. Mata, R. M., Monroy de la Rosa, M. A., Moebius, G. K. y Chávez, A. V. M. 2001. In Vitro Cell Developmental Biology-Plant 37:400-404.
5. George, E. F. y Sherrington, P. D. 1985. Exegetics Ltd. Eversley Basingstoke. England. 706 p.

CARTELES

REHABILITACIÓN DEL BOSQUE DE NIEBLA EN VERACRUZ: IMPACTO DE ENSAMBLES DE LEÑOSAS NATIVAS

CLOUD FOREST REHABILITATION IN VERACRUZ: THE IMPACT OF NATIVE WOODY PLANTS ASSEMBLAGES

Ana Isabel Suárez Guerrero[1]

SUMMARY

Four assemblges of native woody species were experimentally integrated in order to test their influence on cloud forest rehabilitation. One year old individuals from ten native woody species were employed to construct the assemblages, varying their composition and richness. No evidence suggested that assemblages affected development or survival at plot level, nor did the richness and composition on community organization. However, self thinning cannot be ruled out as an explanation for cover and stem area similarity. Any of the assemblages can be used for rehabilitation of the forest.

INTRODUCCIÓN

El proceso de restauración/rehabilitación de una comunidad tiene sus principios en la sucesión secundaria. Se han probado numerosas medidas encaminadas a acelerar dicha sucesión procurando emular algunos rasgos de la comunidad misma. Se han empleado individuos de unas pocas especies, o de una sola, con el fin de recuperar las propiedades emergentes de la comunidad (1, 2). Se ha explorado la posible complementaridad de especies (3, 4). Otra práctica común en el caso de rehabilitación de bosques ha sido la de sembrar semillas o individuos de especies herbáceas muy jóvenes, con tasas de supervivencia bajas por encontrarse en las etapas más susceptibles de su ciclo de vida. Esto ha repercutido en que la recuperación no sea tan rápida, por lo que se ha explorado el evadir ciertas etapas, como la colonización inicial por herbáceas (5).

En este trabajo se emplearon combinaciones de especies leñosas nativas, típicas de estados intermedios o avanzados de la sucesión del bosque, con la hipótesis de que la composición y la riqueza podrían afectar el establecimiento y desarrollo de los individuos en las parcelas experimentales o ensambles.

MATERIALES Y MÉTODOS.

El estudio se realizó en el municipio de Xalapa, Ver., en un área ocupada originalmente por bosque de niebla, en un suelo muy deteriorado por la deforestación, pastoreo y compactación por maquinaria pesada. Se construyeron tres tipos de ensambles de especies, de composición distinta, combinando en cada uno cuatro especies. Se utilizaron individuos de un año de edad, propagados en vivero rústico, de diez especies nativas del bosque de niebla de Veracruz central: *Erythrina americana, Liquidambar macrophylla, Platanus mexicana, Cornus disciflora, Carpinus caroliniana, Quercus sp., Podocarpus guatemalensis, Ulmus mexicana, Clethra macrophylla* y *Magnolia dealbata.* Un cuarto ensamble se integró por las diez especies. En seguida se muestra la composición.

ENSAMBLES:

A (ECQU)	B (LCPC)	C(PCQM)	E (Rico)
Erythrina	*Liquidambar*	*Platanus*	Todas las
Cornus	*Carpinus*	*Cornus*	10 spp.
Quercus	*Podocarpus*	*Quercus*	
Ulmus	*Clethra*	*Magnolia*	

Todos los ensambles contuvieron 36 individuos, sembrados en tresbolillo, a un metro de distancia. El diseño fue en bloques al azar con cuatro repeticiones. Se registraron cinco variables de crecimiento (altura, área de la copa e índice de cobertura, DAP y área basal del tronco) al inicio y final de esta etapa del experimento a los 18 meses. Se aplicaron ANCOVAs para evaluar el efecto de los ensambles en el desarrollo y la subsecuente comparación de medias (HSD de Tukey o de Spjtvoll/Stoline, según el caso de muestras de tamaño similar o diferente). La supervivencia individual fue registrada cada seis meses durante dos años y se comparó el efecto de los ensambles con datos censorados y de edad de muerte mediante el Análisis de Supervivencia, aplicando el procedimiento de Gehan, y la

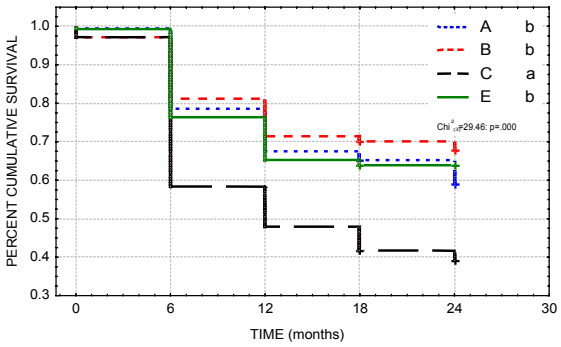
[1] Facultad de Ciencias Agrícolas – Xalapa y Laboratorio de Ecología, Facultad de Biología – Xalapa. Apdo. Postal 785. Xalapa 91000, Veracruz. asuarez@uv.mx.

prueba de Chi cuadrada entre pares de grupos. Se probaron los supuestos de todos los análisis aplicados. Los análisis estadísticos se realizaron con el programa STATISTICA v.5.5 (6).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Más de la mitad de los individuos, de ocho de las especies, sobrevivieron el periodo estudiado. En la supervivencia del conjunto de individuos a nivel de parcela experimental, C se distingue por su mayor mortalidad (Figura 1). Se encontró poca evidencia del impacto de los ensambles en el desarrollo, salvo en altura, donde C sobresale con los individuos más altos (Cuadro 1). Esta respuesta en altura de los sobrevivientes en C puede atribuirse a la disponibilidad de mayor espacio dejado por más del 60% de individuos muertos, fundamentalmente de *Cornus* y de *Magnolia*. No pudo apreciarse un efecto de la composición, ni de la riqueza en la organización de la comunidad, salvo en el hecho de que el ensamble E, más rico, presenta una condición intermedia de altura, lo cual podría atribuirse a la naturaleza míxta de su composición.

Figura 1. Efecto de los ensambles en la supervivencia acumulada de los inidviduos. Letras diferentes significan diferencias a $p<0.05$ en comparaciones entre grupos: a < b.



CONCLUSIONES

Es posible catalizar la sucesión en el bosque de niebla sembrando individuos juveniles de especies tempranas y tardías de la sucesión integrados en ensamles.

Ninguno de los ensambles mostró un impacto consistente en el desarrollo o supervivencia del grupo. Salvo C en altura.

No parece haber un efecto ni de la riqueza, ni de la composición en la organización de la comunidad.

No puede descartarse el autoaclareo en explicar la similitud en coberturas y área basal.

Cualquiera de los ensambles puede emplearse en la rehabilitación del bosque de niebla, sobre todo en los que no están *Cornus*, ni *Magnolia*, por su alta mortalidad.

Las especies más promisorias en la rehabilitación fueron *Quercus, Ulmus* y *Carpinus*, considerados como especies tardías, por su rápido desarrollo y alta supervivencia en sitios degradados.

Liquidambar y *Platanus* no mostraron el desempeño esperado a pesar de ser consideradas como especies relativamente favorecidas por el disturbio.

Variables	Ensambles				Estadís-tico	*p*
	A (ECQU)	B (LCPC)	C (PCQM)	E (Rico)		
Altura	a	a	b	ab	$F_{(3,8)}=4.0$	<.05
Area de la copa						n.s
Indice obertura						n.s.
Area basal						n.s.
DAP						n.s.

Cuadro 1. Efecto de ensambles sobre las variables de crecimiento. Cada ensamble se identifica por el nombre formado por las iniciales de las especies que lo integran. Valor crítico de $p < 0.05$; a< b.

BIBLIOGRAFÍA

(1) Chaverri, A., Zúñiga, E., Fuentes, A. 1997. Revista de Biología Tropical 45(2): 777-782.
(2) Pedraza, RA. Williams-Linera, G. 2003. New Forests 26: 83-99.
(3) Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Sieman, E. 1997. Science 277: 1300-1302.
(4) Hooper, DU., Vitousek, PM. 1997. Science 277: 1302-1305.
(5) Ashby, WC. 1987. Forests. In: Jordan, WR., Gilpin, ME., Aber, JD. (Eds.) Cambridge University Press, UK. pp. 82-108.
(6) Suárez Guerrero, AI., Equihua, M. (En prensa). Forest ecology and management: 13 pp.

LONGEVIDAD Y TAMAÑO FOLIAR COMO INDICADORAS DE DECLINE EN BOSQUES DE OYAMEL.

Viridiana J. Morales-Perez[1], Cynthia S. Cervantes-González[1] y Efraín R. Angeles-Cervantes[1]

Introducción.

Los bosques de oyamel, del centro de México se les ha catalogado como sensibles a cambios atmosféricos y en varios de ellos se ha presentado el fenómeno de mortandad masiva. Se ha señalado que las hojas o acicalas son uno de los órganos dañados por cambios debido a temperaturas o contaminantes, sin embargo no existen estudios sobre la variación de longevidad y el tamaño foliar, los cuales podrían constituir un indicador de la salud de estos bosques y por ello se realizo el presente trabajo en bosques de Abies religiosa (H. B. K.) Schltch et Cham. Del valle de México, con diferente estructura, es decir si presentaban diferencia en el estrato rasante , herbáceo, arbustivo o arbóreo.

Materiales y Métodos.

Se realizaron muestreos en 5 areas naturales protegidas del centro de México (Ajusco-Chichinautzin, Desierto de los Leones, Izta-Popo Zoquiapan, Parque Nacional El Chico y Parque Nacional Lagunas de Zempoala.

En Cada ANP se localizaron con ayuda de material cartografico y fotografias aereas bosques de oyamel. Se realizo un recorrido y por inspeccion visual se reconocieron bosques con diferente estructura. Se ubicaron utilizando un GPS Garmin, y se procedio a colectar muestras de hojas de 5 arboles y determinar la longevidad o duración de hojas en la copa, por conteo de verticilos. Se registraron 30 medidas de hojas de cada año (2005, 2004, 2003 y 2002) en arbolado adulto y juvenil. Las hojas seleccionadas se ubicaron en la parte media de la rama y se midieron con un Vernier.

Los datos se capturaron en Excel, para cada ANP y por tipo de estructura.

Resultados y Discusión. Los resultados muestran que existe una gran variación en cuanto al tamaño de las hojas ya que existen zonas con hojas pequeñas (1.5-2.5cm) medianas (2.6-3.5 cm.) y mayores de 3.6 cm. No se presentan diferencias grandes en el ancho de la hoja ni en el grosor.

La longevidad de las hojas varía de solo un año hasta cuatro años.

En general las zonas con mayor tamaño y longevidad de hojas eran bosques con una amplia estratificación, es decir con mayor grado de conservación, donde no se presentaron vestigios de tala o perturbación antropogénica. En tanto los menores tamaños y menor longevidad se encontraron en zonas con vestigios de incendios superficiales y tala y escaso desarrollo de herbáceas y arbustos. Se considera que debe de existir una relación entre la longevidad y tamaño foliar con las condiciones de humedad atmosférica y permeabilidad.

Conclusiones

La longevidad de las hojas de oyamel varia de 1 a 4 años.

El tamaño de las hojas varia de 1.2 - 4.0 cm.

La mayor longevidad y mayor tamaño están relacionadas entre si y con la estructura del bosque.

Se propone que la existencia de una mayor estructura del bosque debe tener una relación reciproca con la humedad del suelo y humedad ambiental.

1

[1] FES ZARAGOZA UNAM. Biología. J. C. Bonilla s/n, esq. Czda. I. Zaragoza. Col. Ejercito de Oriente, Mèxico D. F. eancer2002@yahoo.com.mx[1]

ECTOMICORRIZAS DE *ABIES RELIGIOSA* (H. B. K.): AVANCES PRELIMINARES

Antonio Andrade-Torres[1], Iván Oros-Ortega[1] , Víctor Hugo Rodríguez Morelos[1] y Rubén F. Guzmán Olmos[1]
Laboratorio de organismos simbióticos, LABIOTECA, Universidad Veracruzana.
Correo electrónico: aandrade@uv.mx
myxo23_@hotmail.com

Summary
We present the results on the study of the ectomycorrhizae of Abies religiosa in the National Park Cofre de Perote, Veracruz, Mexico. We found more than 14 species of ectomycorrhizal fungi associated to A. religiosa. Ectomycorrhizal morphotypes are described.

INTRODUCCIÓN

El bosque de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schl. *et*. Cham. (abeto, pinabete, oyamel) del Cofre de Perote, Veracruz, representa una de las pocas poblaciones, de este género, que actualmente se distribuyen en nuestro país. Es considerada una especie amenazada. Las puntas y ramas del oyamel se utilizan para ornato y como arbolitos de navidad, además es utilizado en la fabricación de muebles, barnices, y pulpa para papel (Rzedowski, 1988; Sánchez-Velásquez *et al*., 1991; Lagunes y Hernández, 1994).

Algunas especies del género *Abies* forman micorriza con hongos basidiomicetes (Deacon, 1993). Los carpóforos ectomicorrícicos (ECM) son de importancia alimenticia para muchas especies de animales incluido el hombre. La micorriza es un proceso ecológico que influye positivamente sobre la calidad de la planta y el hongo, tiene importantes funciones en el ecosistema, ya que favorece el proceso sucesional, e influye en la estructura de las comunidades vegetales. (Evans y Miller, 1990; citado por Ramírez-Gerardo *et al*., 1997; Allen, 1991; Pérez, 1992; Deacon, 1993; Brundrett *et al*., 1996; Fisher *et al*., 1994, citado por Ramírez-Gerardo *et al*., 1997 y Smith y Read, 1997). Desde el punto de vista forestal la ectomicorriza es el tipo de asociación más importante (Smith y Read, 1997). Sin embargo, se desconoce la importancia fisiológica y ecológica que esta tiene en los oyameles.

La diversidad funcional de los hongos micorrícicos provee oportunidades para seleccionar los hongos adaptados a condiciones específicas de hospedero (fenología y estado de desarrollo), ambiente y condiciones de suelo (Brundrett *et al*., 1996 y Ramírez-Gerardo *et al*., 1997). Los estudios para inducir la micorriza, son aún incipientes en México, y el potencial de las cepas nativas no ha sido evaluado en muchos casos (Estrada-Torres y Valdés 1986; Guzmán *et al*., 1990; Pérez, 1992; Li *et al*., 1995; Plascencia *et al*., 1997; Varela y Estrada-Torres, 1997). Este trabajo evalúa la capacidad del suelo como método de inoculación indirecta para inducir la micorriza en plántulas de *A. religiosa* en invernadero.

MATERIALES Y METODOS

Se germinaron semillas de *A. religiosa* (colectadas en la localidad "El Conejo", Mpio. de Perote, Veracruz). Una vez obtenidas las plántulas, fueron transplantadas el 28 de abril del 2005 en bolsas llenadas con suelo de diferentes tratamientos; suelo de bosque de *Abies* (SA), suelo de zona de *Baccharis* sp. (SB), mezcla de suelo de los dos sitios (1:1) esterilizada en autoclave (SE), mezcla de suelo de los dos sitios (1:1) tratado con fungicida (SF). El arreglo en el invernadero se realizó de la siguiente manera: cuatro bloques de 60 plántulas, con una replica de 15 plántulas por tratamiento en cada bloque. Las variables respuesta fueron altura de la plántula y diámetro del tallo, tomando datos al primer y séptimo mes después del transplante, con lo cual se calcularán las curvas de crecimiento. Para observar presencia y tipo de micorriza, así como la biomasa total y el área foliar, se extrajeron, al azar, una plántula de cada replica, 16 en total, al segundo y quinto mes, faltando una fase de observación al séptimo mes. Se realizó análisis químico del suelo de los diferentes tratamientos para obtener los contenidos de nutrientes.

Para observar la distribución de las variables a través del tiempo, considerando los factores SA, SB, SF y SE, se realizará un análisis exploratorio de los datos mediante un análisis comparativo basado en estadísticas descriptivas y gráficas de cajas y alambres.

Para identificar diferencias significativas en el crecimiento de las plántulas (altura, diámetro y biomasa) y la micorrización por tratamiento, se aplicará un análisis de varianza univariado por fecha y un multivariado utilizando el programa Statistica ver. 98.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se han identificado 16 especies de hongos ectomicorrícicos que se asocian con A. religiosa. Se están describiendo los diferentes morfotipos ectomicorrícicos encontrados en campo.

Aunque aún no ha concluido el experimento, los resultados preliminares indican que la capacidad del suelo como inóculo es baja, pues en ninguna de las plántulas de los diversos tratamientos se han encontrado estructuras micorrícicas.

La inducción de la micorriza en plántulas de A. religiosa es difernte a lo que se han reportado en literatura para plántulas de Quercus *spp.* Creciendo en condiciones de posible inoculación indirecta la infección comenzó antes de los cuatro meses y a partir de estos la micorriza tuvo un marcado incremento (Dickie *et al*., 2002).

CONCLUSIONES

Es necesario probar otros medios de inoculación o mayor tiempo de exposición en vivero para observar interacciones, con material fúngico de diferentes estado de desarrollo y grados sucesionales del bosque de A. religiosa.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguirre-Planter, E., G. R. Furnier y L. E. Eguiarte. 2000. Low levels of genetic variation within and high levels of genetic differentiation among populations of species of *Abies* from southern Mexico and Guatemala. American Journal of Botany. 87 (3): 362-371.

Bandala, V. M., L. Montoya, e I. H. Chapela. 1997. Wild edible mushrooms in México: a challenge and opportunity for sustainable development, Pine Mushrooms. *In*: Palm M. E. e I. H. Chapela (ed). Mycology and sustainable development: expanding concepts, vanishing borders. Parkway Publishers. San Diego, U. S. A. Pp. 76-89.

.

Brundrett, M., N. Bougher, B. Dell, T. Grove y N. Malajczuk. 1996. Working with mycorrhiza in forestry and agriculture. ACIAR Monograph. Australia. 435 p.

Dickie, I. A., R. T. Koide y K. C. Steiner. 2002. Influences of established trees on mycorrhizas, nutrition, and growth of *Quercus rubra* seedlings. Ecological monographs. 72 (4): 505-521.

Estrada-Torres, A., L. Varela, 1998. Hacia el estudio de la diversidad y la conservación de germoplasma de los hongos micorrizogenos de México. In: Avances de la investigación micorrícica en México. Zavaleta, R., M. A. Escalona, D. Trejo (ed.). U.V. Xalapa Ver., México. Pp 1-7.

Estrada-Torres, A., M. Valdés. 1986. El crecimiento y la micorrización de plántulas de pino inoculadas con *Pisolithus tinctorius* en semillero o envase de transplante. BIOTICA. 11 (2): 137-142.

García R. M., M. A. López, A. Velázquez y J. Pérez-Moreno. 1998. Micoorrhizal and saprotrophic macrofungi in declining sacre-fir stands. Micol. Neotrp. Apl. 11: 9-21.

Jumpponen, A., J. M Trappe y E. Cázares. 1999. Ectomycorrhizal fungi in Lyman Lake Basin: a comparison betwen primary and secondary successional sites. Mycologia. 91 (4): 575-582.

Lagunes, J. y R. D. Hernández. 1994. Análisis estructural de dos bosques naturales de *Abies religiosa* y *Pinus montezumae-Pinus teocote* en el rancho Ejido Nuevo, Mpio. de Perote Ver. Tesis. Facultad de ciencias agrícolas. UV. México. 112 p.

Mingqin, G., W. F. Chenyu y C. Xia. 1995. Development of Technology for the ectomycorrhizal inoculation of *Eucaliptus* cuttings and tissue culture plantlets in southern of China. *In*: Brundrett, M., B. Dell, N. Malajczuk y G. Mingqin, (ed). Mycorrhizal research for forestry in Asia. ACIAR. Australia. Pp. 138-142.

Mohedano-Caballero, L., V. M. Cetina-Alcalá, G. Vera-Castillo y R. Ferrera-Cerrato. 1999. Micorrización y poda aérea en la calidad de plantas de pino piñonero en invernadero. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 5 (2): 141-142.

EVALUACIÓN DE PRODUCTOS ORGANICOS OBTENIDOS POR DOS TECNOLOGÍAS PARA EL MEJORAMIENTO DE LA FERTILIDAD DE SUELOS.
PRODUCT EVALUATION ORGANIC OBTAINED BY TWO TECHNOLOGIES FOR THE IMPROVEMENT OF THE SOIL FERTILITY.

Eloy Camacho Díaz [1], .Mariela[1]Deyta S, Yoli Deyta S. , Miguel García G.[1]
Jorge Alejandre R. [1] y Nobuo Sinohara[2].
[1]Laboratorio de Alta Tecnología de Orizaba S.C. U.V-AIEVAC-ANUIES, [2]JICA
ecamacho@uv.mx Fax- 272 72 45965 Norte 32 No. 50.
Palabras clave: Composta, lombricomposta, fertilidad, ácidos húmicos.
Compost, Lombricomposta, Fertility, Humic Acids.

RESUMEN.
En Los suelos agrícolas las prácticas no adecuadas de laboreo y cambios en el uso de suelos conducen a la reducción progresiva de las reservas orgánicas de los suelos aumentando por lo consiguiente los riesgos de degradación de los mismos. Dentro de las alternativas para elevar esas reservas orgánicas una de ellas es la aplicación de Composta y Lombricomposta, cuya calidad es esencial para obtener resultados provechosos.

SUMMARY
In agricultural grounds the suitable practices of working and changes in the ground use do not lead to the progressive reduction of the organic reserves of grounds increasing by the consequence the degradation risks of such. Within the alternatives to elevate those organic reserves one of them it is the application of Composta and Lombricomposta, whose quality is essential to obtain beneficial results.

INTRODUCCIÓN.
Es de actualidad hablar de agricultura orgánica pensando en un nivel de vida más sano y además en ventajas que contribuyan a disminuir la contaminación y preservación de las condiciones de los ecosistemas. El composteo es una biotécnica de materiales orgánicos por microorganismos mesófilos y termofílicos en condiciones aerobias que da como resultado un producto estabilizado con elevada materia orgánica que se utiliza para mejorar la fertilidad de los suelos (1,5). Igualmente la lombricomposta es otra vía que a pesar de los criterios que se aplican constituyen una tecnología de tratamiento de desechos orgánicos con resultados de buena calidad cuando es bien desarrollada (3).
Este trabajo reporta el comportamiento nutrimental y calidad de las sustancias

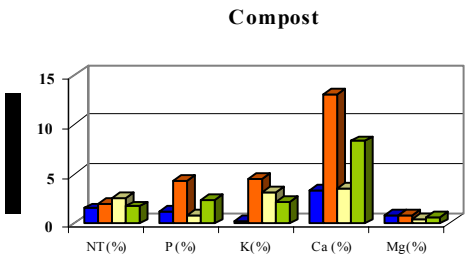


Fig. 1 Valores nutrimentales de la composta

húmicas de productos finales obtenidos a partir del compostaje y lombricompostaje empleando el mismo tipo de sustrato.

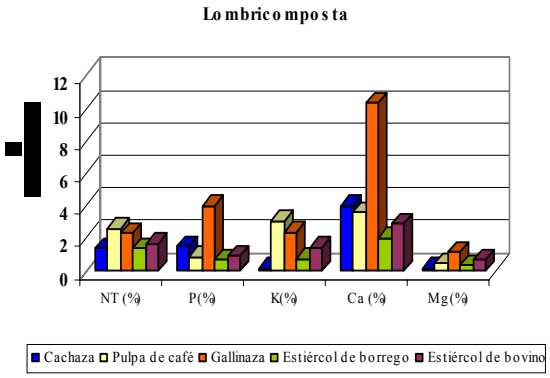


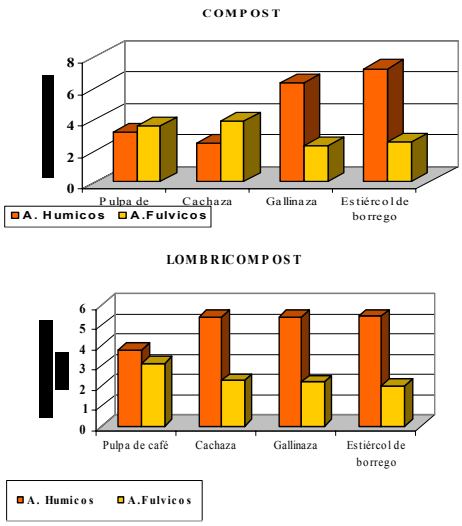
Fig. 2 Valores nutrimentales de la Lombricomposta

MATERIAL Y METODOS.
Para el estudio se utilizaron muestra de composta obtenidos sobre los sustratos más empleados en la región así como el humus obtenido de la lombricomposta sobre el mismo sustrato. Se determino el nivel nutrimental de N, P, K, Ca, Mg. y relación C/N; igualmente se realizó el fraccionamiento de humus determinándose su contenido y la calidad de las sustancias humicas formadas, para lo cual se utilizaron los métodos específicos para estos materiales.

RESULTADOS Y DISCUSION.

Se pudo constatar que en el empleo de las tecnologías de tratamiento de desechos orgánicos, cuando estas son bien conducidas los contenidos nutrimentales del producto final reflejan pocas diferencias. El composteo produce según el tipo de sustrato variaciones significativas en cuanto al valor de los nutrientes esenciales (N, P, K), viéndose en este más afectado las pérdidas del nitrógeno del material obtenido vía compsta (fig. 1). Los mismos sustratos tratados con la tecnología de lombricomposta (fig. 2), el producto obtenido es sustancialmente más enriquecido nutrimentalmente, existiendo solamente afectación en el contenido de fósforo. Las diferencias más notables en la calidad final del producto orgánico se presenta en cuanto a sus estado de madurez (C/N) donde evidentemente el residuo orgánico tratado con la lombricomposta presenta un estado optimo para su utilización como abono orgánico, esto conlleva a la formación de mayor contenido de sustancias húmicas, con predominio de ácidos húmicos (fig. 3 y 4),

Fig. 3 y 4 Comparación de las sustancias humicas compost y lombricompost.



se constata que a partir de un mismo sustrato se logra mayor calidad del humus con el efecto fisiológico de la lombriz sobre la biodegradación del sustrato orgánico. El compostaje no llega a los niveles obtenidos por la otra tecnología, en estos productos aunque existe un contenido elevado de ácidos húmicos y fúlvicos, su madurez es inferior con predominio de sustancias húmicas poco polimerizadas (ácidos fúlvicos).

CONCLUSIONES.

Se corroboró que ambas tecnologías aplicadas a sustancias similares brindan características y cualidades diferentes, siendo más enriquecido y de mejor calidad nutrimental el producto a través de la lombricomposta.

BIBLIOGRAFÍA.

1. - Fletcher S. (1993). Compost Acres pub. 247 ppm.
2.- Lavelle P. etal (1998) Las lombrices como recursos en los agroecosistemas tropicales, Nat y Rec., 30 28-44.
3.-Martìnez F. etal, (1998) Tacnologia de lombricomposta, Instituto de suelos, Minag, Cuba, pag.30 .
4.- Sztern, D. etal (1999). Manual para la elaboración de compost Pág. 67.
5.- Sztern de et al (1999). Manual para la elaboración de compost pag. 67.

DIVERSIDAD DE CARABIDOS (INSECTA, COLEOPTERA, CARABIDAE): RESPUESTA AL GRADIENTE ALTITUDINAL Y USO DEL SUELO

CARABID DIVERSITY: RESPONSE TO AN ALTITUDE GRADIENT AND LAND-USE MOSAICS

Enrique Montes de Oca[1], John R. Spence[2], and George E. Ball[3].

Palabras clave: Riqueza de especies, diversidad, carábidos, gradiente altitudinal, uso de suelo.
Key words: species richness, diversity, carabids, altitudinal gradient, land-use.

SUMMARY. A study on carabid diversity along an altitudinal transect in the Cofre de Perote Mountain is presented. Currently, plant and animal agricultural practices following forest extraction, increase the heterogeneity of the landscape. The purpose is to show the effects of anthropogenic factors along the altitudinal gradient on carabid diversity. As result of trapping effort a significant taxonomic diversity was found. Altitudinal and habitat effects contribute to the hump-shaped species richness pattern and abundance. The relative role of alpha and beta diversities is analyzed. Importance to keep forest patches as integral part of the landscape for carabid diversity conservation is stressed.

INTRODUCCIÓN. El estudio de la diversidad y de los procesos que la originan requiere considerar factores que propician la variación en la organización y estructura de las comunidades o de ensambles de especies. Los patrones de riqueza de especies que ocurren en gradientes altitudinales son sujetos a múltiples explicaciones (1,2,3). Por otra parte, la transformación antropogénica modifica los ecosistemas naturales y genera mayor heterogeneidad espacial del paisaje representada por mosaicos de uso de suelo. Esto repercute en la zonación de los gradientes y en la dinámica de la flora y fauna (4). Estos dos aspectos mencionados son tomados en cuenta para analizar las variaciones que sufren los ensambles de carábidos (Coleoptera, Carabidae) a lo largo de un transecto altitudinal en la vertiente SE del Cofre de Perote.

MATERIALES Y MÉTODOS. En un transecto de los 250 a los 3,300 m de altitud se definieron cuatro franjas altitudinales. Para cada uno de ellas se seleccionaron tres diferentes habitats (bosque, pastizal y cultivo principal) conformando un mosaico de uso de suelo típico. Se utilizaron tres mosaicos como réplicas para cada franja altitudinal. En cada hábitat se colocaron tres trampas de caída conteniendo líquido preservador (5), y revisadas periódicamente cada 30-40 días durante 13 períodos de muestreo. El material colectado fue separado y mantenido en alcohol 70%. Se conformó una colección de referencia con el material montado e identificado. Se evaluaron los efectos de la altitud y el hábitat en la abundancia y riqueza de especies (Chao2) mediante Modelos Lineales Generalizados (MLG Anovas) con dos épocas: seca y húmeda como medidas repetidas. Se analizaron las diversidades alfa y beta y su contribución al patrón de riqueza de especies a lo largo del gradiente y de la influencia que la heterogeneidad produce en el patrón observado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN. Se obtuvieron 7009 individuos adultos pertenecientes a 87 especies, 45 géneros y 22 tribus de Carabidae. Estos números representan el 5% de especies, 26% de géneros y 51% de las tribus que se conocen de México. Cerca del 15% de las especies colectadas no han sido descritas. Lo anterior recalca el reto para conocer la diversidad de este grupo y sus implicaciones en la conservación de la región.
La riqueza de especies y géneros a lo largo del gradiente muestra una distribución bimodal con un incremento en la tercera franja altitudinal en vez de un descenso monotónico (Fig. 1). El mayor número de tribus se encuentra representado en la segunda franja altitudinal. El recambio de especies es alto entre la primera y segunda y entre la segunda y tercera franjas altitudinales. En el primer caso es más notable la pérdida de especies de zonas bajas mientras que en el segundo caso lo es la ganancia de especies de ambientes templados, que se refleja en el “pico intermedio” del patrón observado.

[1] Depto. Biodiversidad y Ecología Animal, Instituto de Ecología A.C., Apdo. Postal 63, Xalapa, Ver., México, montesen@ecologia.edu.mx; [2] Depto. Recursos Renovables y [3] Depto. de Ciencias Biológicas, Universidad de Alberta, Edmonton AB T6G 2E9, Canadá.

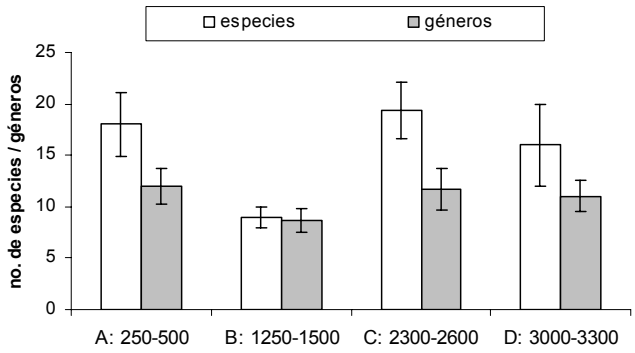


Fig. 1.- Distribución del número de especies y géneros de carábidos (0 ∀ e.s.) en cuatro franjas altitudinales de la vertiente SE del cofre de Perote

Los MLG Anovas indicaron fuertes efectos tanto de la altitud como del habitat en la abundancia y la riqueza de especies (Chao2) sin que hubiese alguna diferencia entre las épocas del año. La interacción entre habitat y altitud resultó importante sólo para la riqueza de especies. La abundancia de carábidos registrada con la metodología seguida resultó ser menor en las dos franjas altitudinales bajas y mayor en las dos altas. La abundancia y la riqueza de especies fueron similares en los cultivos y las áreas abiertas pero mayor a las áreas con cobertura arbórea.
Dentro de las dos franjas de altitud baja, la diversidad promedio por habitat (alfa) es baja pero hay una diversidad promedio entre los habitats (beta) más alta. Las plantaciones que se desarrollan en tierras bajas (mango, mango-plátano, café, café-plátano) y que presentan una estructura compleja, contribuyen al mantenimiento de especies propias de la muy reducida vegetación original (Selva baja subcaducifolia).

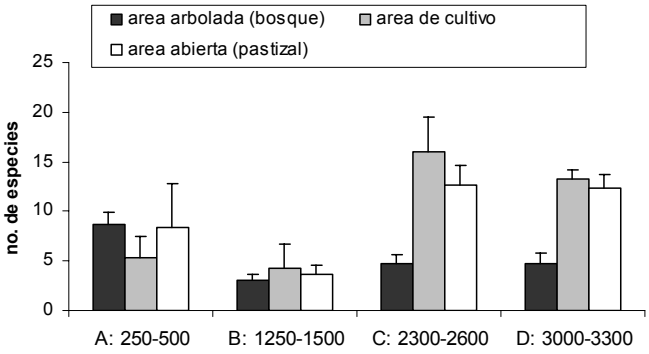


Fig. 2.- Distribución del número de especies de carábidos (0 ∀ e.s.) por hábitat en cuatro franjas altitudinales de la vertiente SE del cofre de Perote.

La conversión a plantaciones estructuralmente más simples (maíz y pasto para forraje) y la presencia de áreas abiertas utilizadas como potreros favorece la presencia de especies generalistas y con mayor movilidad que incrementan la riqueza específica (Fig. 2).
En las dos franjas de altitud superiores, la diversidad alfa promedio es más importante en cultivos de maíz y papa que en los parches y corredores constituidos por bosques de Pino-Encino y de Pino. Hay un pobre reemplazo de especies entre las áreas de cultivo y las áreas abiertas destinadas al pastoreo de ganado bovino y caprino, generando ensambles similares. La baja diversidad alfa promedio de los bosques y su mediano recambio de especies con las áreas no forestales adyacentes que se ubican por arriba de los 1800 m., indican el valor de importancia de los fragmentos de bosque conteniendo ensambles distintos dentro de los mosaicos de uso de suelo.

CONCLUSIONES. El disturbio creado por los mosaicos de uso de suelo influye en las condiciones que determinan el patrón de riqueza altitudinal y de la diversidad local de carábidos. Sus efectos deben ser tomados en cuenta para el mantenimiento de la diversidad de este grupo de insectos a través de un manejo adecuado de la heterogeneidad en los mosaicos y el mantenimiento de la vegetación original. Esto es particularmente importante para los ensambles de carábidos que se encuentran en la zona de montaña. La conservación y manejo de los bosques de montaña es clave para la diversidad de carábidos.

BIBLIOGRAFÍA.

1.- McCoy, E.D. 1990. Oikos 58: 313-322.
2.- Stevens, G.C. 1992. Amer. Nat. 140: 893-911
3.- Rahbek, C. 1995. Ecography 18: 200-205.
4.- Angelstam, P. 1997. Ecol. Bull. 46: 140-170.
5.- Spence, J.R & J.K. Niemelä. 1994. Canad. Entomol. 126: 881-894.

DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA DE ROEDORES DEPREDADORES DE SEMILLAS DE *Pinus teocote* EN VERACRUZ, MÉXICO

DIVERSITY AND ABUNDANCE OF RODENTS PREDATORS OF *Pinus teocote* SEEDS IN VERACRUZ, MÉXICO

Rafael Flores-Peredo[1] y Jorge Galindo-González[2].

[1] Departamento de Vida Silvestre, Coordinación Estatal de Medio Ambiente, Xalapa, Ver., México fayo_dimmac@hotmail.com; [2] Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana, Xalapa, Ver., México. jgalindo@uv.mx

SUMMARY. Seed predation is an important process in regeneration, restoration, and forest management. Vegetation impact on abundance and diversity of seeds predators. Rodents was evaluated at two different habitat types (forest and grassland). We select four sites (1 ha each), two with forest cover and two of grassland (January to August 2003), we captured 78 rodents from 4 species; 43 at grassland, and 35 at forest. A Shanon-Wiener index was different between each habitat type ($t=3.17$ $P<0.005$). The abundance did not differ between each habitat type ($X^2 = 6.40$ $P> 0.05$).

Key words: Diversity index, forest and grassland, mice, temperate forest.
Palabras clave: Bosque y pastizal, bosque templado, índice de diversidad, ratones.

INTRODUCCIÓN. Los bosques templados son transformados por actividades agropecuarias provocando la fragmentación del paisaje (1). Las interacciones planta-animal son importantes en procesos de colonización, regeneración y establecimiento de especies vegetales, en particular los mecanismos de dispersión y depredación de semillas están relacionados con la abundancia y diversidad arbórea de un sitio (2,3). El recurso alimenticio que proporcionan los árboles es importante para el mantenimiento de poblaciones de roedores (4). La vegetación es un elemento importante para roedores que habitan un ecosistema ya que proporciona semillas, frutos y raíces que les sirven de alimento. Las semillas depositadas debajo de la copa de los árboles madre tienen menor posibilidad de sobrevivir debido a procesos denso-dependientes (la presencia de depredadores de semillas es mayor en sitios donde hay mayor abundancia de alimento), de tal modo que las semillas dispersadas lejos de la planta madre tendrán mayor probabilidad de sobrevivir (5). Este estudio responde las siguientes preguntas: 1.- ¿La estructura de la vegetación esta asociada con la diversidad y abundancia de roedores depredadores de semillas de *Pinus teocote* en dos tipos de hábitat contrastantes? 2.- ¿La tasa de depredación de semillas de *P. teocote* es mayor en el bosque que en el pastizal?

MATERIALES Y METODOS. El área de estudio fue en el bosque templado de la Reserva Ecológica de San Juan del Monte, en el Municipio de las Vigas, en la zona centro del Estado de Veracruz, el clima es templado subhúmedo. Presenta poblaciones de *Pinus teocote, P. montezumae, P. pseudoestrobus, Quercus crassifolia*, *Alnus jorullensis*, *Arbutus xalapensis,* en el estrato arbustivo *Bacharis conferta* y en los zacatonales *Muhlenbergia macroura* (6). Se localizaron 4 sitios de 1 ha con dos tipos de hábitat (bosque y pastizal), en cada sitio se colocaron 5 cajas de petri pláticas, cada 200 m con 10 semillas de *P. teocote* (sin ala de dispersión). Cerca de los platos con semillas, se colocaron 10 trampas sherman (5 en cada sitio) durante 57 noches a lo largo de un año. Los especimenes se identificaron al nivel de especie, se conservó un macho y una hembra de cada especie (piel y cráneo), y los demás fueron liberados. El área se visitó 4 veces al mes durante un año. Se determinaron las abundancias y estructura de la comunidad de roedores de acuerdo al Orden, Familia, Especie y Gremio Alimenticio. La riqueza de especies en cada tipo de hábitat se comparó mediante curvas de acumulación de especies (7). Se estimó la diversidad de roedores de cada tipo de hábitat mediante el índice de Shanon-Wiener (H´) y se compararon usando una prueba de *t* para índices de diversidad (8). Se comparó la tasa de depredación de semillas entre el bosque y el pastizal mediante una prueba de X^2.

RESULTADOS. Se capturaron un total de 80 pequeños mamíferos de 6 especies pertenecientes a 2 familias. Agrupados en dos ordenes Rodentia e Insectívora, 78 ratones y dos musarañas que se colectaron para su registro. Los ratones pertenecieron a 4 especies, las dos más abundantes fueron *Peromyscus melanotis y P. maniculatus*. (Tabla 1); en el pastizal ambas especies representan el 90.7% de la abundancia total, mientras que en el bosque el 57.1%. La diversidad de ratones presentó diferencias entre los dos tipos de hábitat ($t = 3.17$; $P< 0.005$). En el bosque, el índice de diversidad fue mayor ($H´= 0.5765$) que en el pastizal ($H´= 0.4078$), en ambos tipos de hábitat se registraron las mismas especies, sin embargo, en el bosque la distribución de abundancias fue más homogénea que en el pastizal. La abundancia total de roedores no presentó diferencias significativas entre los tipos de hábitat, ($X^2 = 6.40$; $P>0.05$). En el bosque se capturaron un total de 35 ratones, mientras que en el pastizal fueron 43. La depredación de semillas llevada a cabo por roedores fue significativamente mayor en el bosque (1100 semillas) que en el pastizal (969) $X^2 = 67.86$; $P< 0.05$.

Tabla 1. Pequeños mamíferos colectados en los dos tipos de hábitat estudiados en el Área Natural Protegida de San Juan del Monte, Veracruz, México.

Género y Especie	N	Past.	Bosq.	Grem.
Peromyscus melanotis	36	26	10	O
Peromyscus maniculatus	23	13	10	O
Reithrodontomys sp	14	3	11	G
Mus musculus	5	1	4	O
Criptotis parva	1	0	1	I
Sorex sp	1	0	1	I
Total	**80**	**43**	**37**	

N, individuos capturados; Past., pastizal; Bosq., bosque; Grem. gremio alimenticio: O, omnivoro; G, granívoro; I, insectivoro.

DISCUSIÓN. La vegetación es un elemento importante relacionado con la diversidad de pequeños mamíferos (10). la diversidad de roedores dependió de las características de los hábitat estudiados; el índice de diversidad del bosque muestra que la distribución de las abundancias de las especies de ratones fue mayormente equitativa, en comparación con el pastizal, donde una sola especie representó más del 60% de las capturas. La depredación de semillas (mayor en el bosque), coincide con la propuesta de denso-dependencia (5) relacionada con la mayor presencia de depredadores de semillas bajo la copa del árbol padre. La abundancia de depredadores de semillas puede estar influida por la estructura de la vegetación; en el pastizal el riesgo de ser depredado por un carnívoro es mayor que en el bosque donde hay mayor cobertura. A pesar de ello, *P. teocote* es una especie dominante en la zona.

CONCLUSIONES. La diversidad y abundancia de especies de roedores en ambos tipos de hábitat fue igual, sin embargo, el índice de diversidad de Shannon-Wiener mostró una mayor equidad en los sitios de bosque. La depredación de semillas fue mayor en el bosque, donde el riesgo de ser depredado es menor.

BIBLIOGRAFÍA

1) Turner, M.I. 1996. J. Appl. Ecol. 33:200-209.
2) Connell, J.H. & Slatyer, R.O. 1977. American Natur. 111: 1119-1144.
3) Galindo-González, J.; Guevara, S. & Sosa, V. J. 2000. Cons. Biol. 14: 1693-1703.
4) Moen, J.; Gardfiell, H.; Oksanen, L.; Ericson, L & Ekerholm, P. 1993. Oikos 68: 401-413.
5) Janzen, D.H. 1970. The American Naturalist 104: 501-528.
6) Narave-Flores, 1985. Biotica 1:35-64.
7) Soberón y Llorente, 1993
8) Zar, J. H. 1999. Prentice Hall, New Jersey.
9) Manson, H.R. y Stiles. E.W. 1998. Oikos 82: 37-50.
10) Mittelbach, G.G & Gross, K.L. 1984. Oecología 65:7-13.

ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA MORFOLÓGICA FOLIAR DE *Quercus crassifolia* (*FAGACEAE: ERYTHROBALANUS)* ASOCIADA A DIFERENTES MICROAMBIENTES EN EL PARQUE NACIONAL, EL CHICO, HIDALGO

MORPHOLOGICAL LEAF STRUCTURE ANÁLISIS FROM *Quercus crassifolia* (*FAGACEAE: ERYTHROBALANUS)* ASSOCIATED TO DIFFERENT MICRO ENVIRONMENTAL CONDITIONS IN THE NATIONAL PARK "EL CHICO", HIDALGO

Antonio Álvarez Delgadillo[1], Arturo Sánchez González[2] y Carmen Sánchez Hernández[1].
[1]Laboratorio de Genética Evolutiva y Ambiental y [2]Herbario, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Apartado Postal 69, Plaza Juárez, Pachuca, Hidalgo. 42001, México. mcarmen@uaeh.edu.mx

SUMMARY: Variation patterns in leaf morphology from apical, intermediate and basal layers on canopy from *Quercus crassifolia* communities, located in four different micro environments, in "El Chico" national park, were measured. The total variation from foliar characters was significantly different between communities, individuals and canopy layers. Some foliar characters shown a positional gradient inside canopy, like leaf longitude, wide leaf, petiole diameter, foliar area and aristae number. Ordination analysis shown that individuals are differentially ordinated inside each community, in relation of position inside of canopy layer. All these results support the importance of abiotic factors influencing over morphological characters in oaks.

Palabras clave: Morfología foliar, microambiente, *Quercus crassifolia*, Hidalgo.

Keywords: Leaf morphology, microenvironment, *Quercus crassifolia*, Hidalgo.

Introducción. México es considerado el centro de diversidad del género *Quercus*, con un número estimado de 135-150 especies, de las cuales 86 (95%) son endémicas, de estas, 55 especies son encinos rojos y 41 de estas, son endémicas. La diversidad topográfica, climática y el hábitat probablemente ejercen una influencia importante en los procesos de radiación y en el mantenimiento de la diversidad de especies de encinos en esta región (1).

El género *Quercus* ha sido un tema de interés en el estudio de la morfología de la hoja, debido a los altos niveles de variabilidad que presenta. En varias especies de encinos, la diferenciación en los caracteres foliares ocurren entre poblaciones, entre individuos (árboles) y entre las ramas de un mismo individuo, pero no se tienen evidencias claras de cómo afectan o determinan los factores bióticos y/o abióticos en la morfología foliar.

Objetivos. Analizar la variación foliar de *Quercus crassifolia* asociada a diferentes tipos de vegetación en el Parque Nacional, El chico, Hidalgo, así como verificar las posibles diferencias en la morfología foliar, a nivel de individuo y entre cada uno de los sitios. Determinar también si dicha morfología varía entre: individuos, estratos del dosel (intermedio, basal y apical) y localidades asociadas a diferentes microambientes en un ecosistema boscoso donde la especie (*Quercus crassifolia*) se encuentra distribuida de manera aparentemente uniforme y es una de las especies arbóreas dominantes.

Material y métodos. Se seleccionaron cuatro sitios dentro del Parque Nacional, El Chico (en Hidalgo), en donde se encuentra *Quercus crassifolia*, con características ecológicas y geográficas contrastantes, se eligieron 20 individuos al azar en cada uno de los sitios, y se colectaron 15 hojas maduras de cada uno de los estratos (basal, intermedio y apical) para cada individuo de las muestras, se midieron 17 caracteres morfológico-foliares reportados previamente para la especie como discriminantes para todas las hojas colectadas (2) y, finalmente, se realizó un Análisis de Varianza Anidada (ANOVA), para determinar la variación foliar por individuo, localidad y por estrato, para lo cual se utilizó el programa STATISTICA 6.0 para Windows.

Resultados y discusiones. La variación de los caracteres foliares fue significativamente evidente entre localidades, individuos y estratos. En los análisis globales de las localidades los valores de longitud de la

lamina, el ancho de la hoja, el diámetro del pecíolo, el área foliar y el número de aristas siguen el siguiente patrón: basal >intermedio>apical. Se encontró, de igual manera, que el tipo de asociación boscosa (que es diferente en cada microambiente, pues se tienen asociaciones de *Quercus-Abies, Abies-Quercus* y dos asociaciones de *Quercus* spp*)* influye también en la variación morfológica a nivel de comunidad. La variación morfológica es debida a los cambios ambientales (factores abióticos) que presenta cada una de las localidades estudiadas.

Conclusiones. Las características foliares de los encinos son una clave importante para evaluar y discriminar la importancia de los factores abióticos que operan en los microambientes asociados a cada uno de los ecosistemas de bosques de encino.

Bibliografía.

1. González-Rodríguez, A., Arias, D. M., Valencia, S. Y Oyama, K. (2004). *Am. J. Bot*. 91(3): 401-409.
2. Tovar-Sánchez y K. Oyama. (2004). *Am. J. Bot*. 91(9): 1352-1363.

RECURSOS GENÉTICOS DEL CEDRO ROJO (*Cedrela odorata* L.)

Antonio Andrade-Torres[1], Laura Yesenia Solís-Ramos y Alejandro Alonso López

Laboratorio de organismos simbióticos, LABIOTECA, Universidad Veracruzana.
Correo electrónico: aandrade@uv.mx
myxo23_ @hotmail.com

Summary
Spanish cedar (*Cedrela odorata* L. – Meliaceae) is one of the most important tropical timber species in the world. In Mexico the species has high demand for timber plantations and reforestation, however, there are not proved seed sources for each region, and the actual plantations obtain low yields, sanitary problems and low quality wood. Plantation forestry is consider a good option for sustainable production of Spanish cedar, however, the historic selective large scale exploitation of the species have deteriorated in terms of genetic resources, and damage by shoot borer (*Hypsipyla grandella* Zeller – Lepidoptera, Pyralidae) reduced the plantations value. The species was assessed in 1997 for the Red List Category and Criteria and was classified as "vulnerable by selective logging". However, the species has high potential to be *in vitro* propagated and this technology will be useful for *C. odorata* management and conservation.

INTRODUCCIÓN

En México el cedro rojo sigue siendo un árbol producido en muy baja escala y generalmente en asociación dentro de agroecosistemas, como son: sistemas agroforestales, también es usado como sombra para ganado, como barrera rompevientos y como cerca viva, además se le usa mucho como árbol ornamental y de sombra en varias poblaciones de la zona tropical y se ha reportado como planta melífera. En Tabasco es un árbol asociado al cultivo del cacao. Igualmente se encuentra en el huerto familiar Maya en Yucatán como en los huertos Totonacas en Veracruz y como sombra del café, o como árboles dispersos en pastizales y potreros para sombra y refugio del ganado. (Vázquez-Yanes *et al*., 1998).

MATERIALES Y METODOS

Se realizó una exhaustiva revisión bibliográfica sobre el tema y se presenta una visión del estado actual de los recursos genéticos de la especie y sus perspectivas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Actualmente, es muy difícil encontrar fenotipos adecuados para aprovechamientos en los sitios de distribución natural, debido a la gran explotación que ha sufrido la especie durante más de 200 años (CATIE, 1997; Navarro, 2002). Gillies *et al*. (1997), realizaron un estudio sobre diversidad genética inter e intra poblacional usando RAPDs, en 10 poblaciones de cedro rojo de las regiones del pacífico norte (PN), atlántico (A) y pacífico sur (PS) de Costa Rica, las cuales han sufrido un alto grado de deforestación. Encontraron diferenciación genética significativa entre las poblaciones del pacífico norte respecto de las poblaciones del pacífico sur y atlántico. Un 35.3% de la variación total es atribuible a diferencias entre las áreas (PN *vs* A/PS). Por otro lado, se registró poca diferenciación genética en poblaciones dentro de una misma región, y el 65.1% de la varianza total fue atribuible a variación intrapoblacional. El índice de diversidad promedio (Shannon) dentro de las poblaciones fue de 0.45. El alto grado de variación genética intraespecífica en las poblaciones, es atribuible a las condiciones ambientales en donde se desarrolla la especie. Los resultados tienen fuertes implicaciones para la conservación y el manejo sostenible de la especie, pues indican que se debe realizar la conservación *in situ* de las diferentes poblaciones del país, de lo contrario se perderá una importante cantidad de diversidad dentro de la especie.

Navarro (2002), realizó un estudio sobre el estado actual de la diversidad genética y la diferenciación poblacional de los recursos genéticos de *C. odorata* en México, Guatemala, Honduras, Costa Rica y Panamá (Mesoamérica). El estudio se realizó considerando tanto marcadores moleculares (RAPDs) como características cuantitativas. Se reveló una fuerte diferenciación genética entre las poblaciones estudiadas. La variabilidad genética determinada es más ecotípica que clinal. Esto indica un límite en el flujo de genes entre los grupos encontrados (grupo del norte: México, Guatemala, Honduras, Nicaragua y costa pacífica de Costa Rica; y grupo de la costa atlántica y pacífico sur de Costa Rica, y Panamá). Los resultados de los análisis RAPDs mostraron un alto grado de diferenciación intra específica, lo cual sugiere la existencia de dos formas distintas de *C. odorata* separadas en

términos de genes marcadores neutrales y genes codificando para características cuantitativas.

Las poblaciones analizadas se caracterizaron por ser muy pequeñas en términos del número de individuos y del tamaño efectivo de la población. Se debe considerar que la disminución en el tamaño efectivo de la población puede causar endogamia. Se estimó que al menos en el 90 % de su distribución la especie ha sido sobre explotada, y que han desaparecido las poblaciones naturales en muchas áreas, por lo que se considera una especie altamente amenazada. En la mayoría de los casos sobrevive principalmente como especie domesticada en huertos, jardines y otros hábitat creados por el hombre (agroecosistemas).

Es necesario realizar un estudio actual de los recursos genéticos de la especie en el sureste de México, y determinar tanto la diversidad genética actual como la posibilidad de localizar genes de tolerancia o resistencia a *Hypsipyla*, incluso en especies filogenéticamente relacionadas con *Cedrela*, pues la especie tiene gran potencial para ser propagada mediante organogénesis *in vitro*. Igualmente se requiere estudiar mejor sus requerimientos *in vitro* para optimizar el proceso de propagación y realizar los respectivos estudios a partir de tejidos de árboles adultos, sin embargo, la aplicación de esta técnica puede ser útil para programas de propagación masiva con fines comerciales, así como para programas de mejoramiento genético y conservación de germoplasma.

Aunque algunos consideran imposible encontrar individuos o variedades 100% resistentes al ataque de *Hypsipyla*, es importante considerar el estudio y propagación de los genotipos que presentan resistencia o tolerancia para incorporarlos a programas de mejoramiento, y considerar esta cualidad como un elemento dentro del manejo integrado.

Es importante mantener las áreas de conservación *in situ*, además de los bancos de genes y plantaciones *ex situ* de las diferentes progenies de la especie, pero también promover que las comunidades locales ayuden a la conservación tanto en su distribución natural como en sus fincas (*circa-situ*). Pues la conservación puede ser integrada con otros usos de la tierra y sistemas de manejo practicados tanto en pueblos como en ciudades, entre los que podemos considerar la producción de madera, ganadería, recreación, agricultura, árboles para sombra, sistemas agroforestales y cortinas rompevientos, los cuales son usados tradicionalmente en Mesoamérica.

Dinámica poblacional de *Abies hickelii* (Flous et Gaussen), una especie en peligro de extinción sometida a fuego y cosecha en el Pico de Orizaba, Veracruz, México. Population dynamics of *Abies hickelii* (Flous et Gaussen), an endangered species exposed to burning and harvest on the Pico de Orizaba Mountain, Veracruz, México

Carlos H. Ávila-Bello[1], Lauro López-Mata[2], María del Carmen Mandujano[3]

Summary

Abies hickelii is a fir species endemic to Chiapas, Oaxaca and Veracruz. We study its population dynamics on the Pico de Orizaba Mountain, Veracruz using Lefkovitch transition matrices. Data on saplings, juveniles, adult trees and fecundity, were taken from six permanent 1000 m^2 plots. Lambda (λ) was 0.99; the stages at which λ is most sensitive are Juvenile II and Adult I. The GLF triangle indicates that the species invests 99% of elasticity in survival. Effects of fires and harvest on trees were simulated. Lambda is quite sensitive to changes in Juvenile II tree survival and harvest, making this stage the bottleneck for population growth. Logging had the greatest effect on λ.

Introducción.

En México se encuentran nueve especies del género *Abies*, todas ellas, excepto *A. concolor* y *A. guatemalensis*, son endémicas. En el Pico de Orizaba, los bosques de *Abies hickelii*, cubren aproximadamente 362 hectáreas entre los 2700 a 3600 sobre el nivel del mar (Ávila *et al*. 1994) y protegen la cuenca alta del río Jamapa. El bosque se emplea para pastoreo y obtención de diferentes productos de madera. *A. hickelii* es uno de los oyameles endémicos a México con distribución restringida (Ávila-Bello y López-Mata 2001) y en peligro de extinción (NOM-059-ECOL-2000). Con el objeto de contar con datos cuantitativos que indiquen si la especie se encuentra o no en peligro de extinción, se llevó a cabo un estudio demográfico usando matrices de transición de Lefkovitch (1965), con base en estos datos se estimó la tasa finita de incremento poblacional (λ), la distribución estable (w) y el valor reproductivo (v). Además se realizaron análisis prospectivos para estimar el efecto del fuego y la cosecha en la dinámica poblacional de *A. hickelii*.

Materiales y métodos.

Se realizó un censo de plántulas, juveniles y árboles adultos en tres sitios permanentes de 1000 m^2 cada uno, localizados entre 2900 a 3100 metros sobre el nivel del mar, con exposición norte. Todos los árboles adultos fueron marcados y se tomó de ellos el diámetro a la altura del pecho (1.30 m), la altura total y el diámetro de la copa. El ciclo biológico de *A. hickelii* se dividió en siete estadios: Plántulas I (n = 2000/Ha); Plántulas II (altura de 20.1 a 40, n = 1000); Plántulas III (n = 2600); Juveniles I (n = 4400); Juveniles II (3.1 a 7.4 cm dap, n = 1400); Adultos I (n = 940) y Adultos II (n = 270). Con base en estos estadios se elaboró una matriz cuadrada para calcular la estructura estable de la población. La matriz se analizó con la ayuda de MATLAB© (The Math Works 1995). Se manipularon los valores de Plántulas I y Juveniles II para observar el efecto en la tasa intrínseca de crecimiento. Se simuló la cosecha de individuos entre 15 a 40 cm de dap debido a que este tipo de árboles son los normalmente aprovechados en la zona. Las simulaciones de fuego se llevaron a cabo de acuerdo con lo ocurrido en campo en los sitios 1 y 2 durante 1998. Los análisis prospectivos y de simulación fueron ordenados en el espacio *G-L-F* del triángulo demográfico (Silvertown *et al*. 1993).

Resultados.

Dinámica poblacional

El análisis de la matriz de *A. hickelii* muestra que la población se encuentra muy cerca del equilibrio λ = 0.99. La permanencia y probabilidades de transición son bajas comparadas con la mortalidad (> 60 %). La tasa de mortalidad es alta en los estadios de plántulas, estabilizándose a partir de Juveniles II hasta adultos.

Estructura poblacional y distribución estable

La estructura observada difiere de la estructura estable, especialmente en los

[1] Facultad de Ingeniería en Sistemas de Producción Agropecuaria. Centro de Investigaciones Tropicales. Universidad Veracruzana. Acayucan, Veracruz, México 96000 fax +924 24 7 91 22; e-mail: carlavila@uv.mx, cavilab2001@yahoo.com.

[2] Programa de Botánica. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México México 56230. lauro@colpos.mx.

[3] Departamento de Ecología de la Biodiversidad. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 04510.

cuatro primeros cuatro estadios, cuya frecuencia relativa es mucho mayor que en la estructura estable. Fue notable la alta frecuencia relativa de los Juveniles II, comparada con aquella de adultos en ambas estructuras.

Fecundidad y valor reproductivo

A. hickelii inicia cuando alcanza los 7.5 cm de dap. El valor reproductivo se concentra en los adultos.

Análisis de sensibilidad y elasticidad

De acuerdo con los valores de elasticidad y sensibilidad, λ es más sensible a cambios en los estadios de Juveniles II y Adultos I. Los valores de elasticidad para la supervivencia representan casi el 99% de la inversión de la población

Simulación de cosecha

La cosecha incrementó la sensibilidad de Juveniles II, esto se reflejó en la inversión de la especie en supervivencia La estructura estable se concentro en este estadio.

Simulación de incendios

La simulación de incendios tuvo un efecto diferente en la estructura estable, esta tomó la forma de una J invertida. Sin embargo, en ausencia de transición a adultos el fuego disminuye λ. Los análisis prospectivos mostraron que el efecto del fuego y transición se refleja en un incremento en $\lambda = 1.03$.

Simulación de tránsito

Cuando se simuló el tránsito de un solo individuo de Juveniles II a Adultos I, λ alcanzó un valor de 1.29

Discusión

Estructura y dinámica poblacional

El valor de λ indica que la población está decreciendo. Esto puede ser consecuencia de los incendios que se presentaron junto con el Fenómeno del Niño durante 1998. La alta mortalidad en las plántulas es común en coníferas y otras plantas perennes, pero esto parece no afectar λ. La estructura indica que no existe un reclutamiento constante de individuos como han observado otros autores (Platt *et al*, 1988). El estadio más crítico para *A. hickelii* es el de Juveniles II. Sin embargo, el valor de λ se incrementa cuando los individuos pre-reproductivos transitan a categorías subsecuentes.

Fecundidad

Los adultos hacen la mayor contribución a la fecundidad como en otras especies iteróparas (Platt *et al*. 1988).

Simulaciones

El mayor efecto negativo sobre λ puede atribuirse a la ausencia de transito de Juveniles II a adultos y a la cosecha de árboles, el fuego parece no tener mayor efecto sobre la población. Sin embargo, el efecto sería diferente si se viera afectado el estadio pre-reproductivo. La localización de *A. hickelii* en el triángulo demográfico corresponde al vértice representado por una mayor inversión en supervivencia. El lento proceso de crecimiento en *A. hickelii*, se refleja en altos valores de elasticidad para la supervivencia y bajos para la fertilidad (Heppell *et al*., 2000).

Conclusiones

El presente modelo puede servir como base para el uso sustentable de estos bosques. La tasa finita de incremento poblacional se encuentra cerca del equilibrio, pero bajando. Es necesario hacer observaciones futuras en un año semillero, así como si se presenta tránsito de individuos pre-reproductivos a adultos. Algunos aspectos importantes que deben estudiarse en el futuro son la estocasticidad ambiental y demográfica, así como la genética de la especie.

Bibliografía

Ávila, C. H., Aguirre, J. R y García, E. (1994) Variación estructural del bosque de oyamel (*Abies hickelii* Flous et Gaussen) en relación con factores ambientales en el Pico de Orizaba, México. Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales **3**:5–17.

Ávila-Bello, C. H. y López–Mata, L. (2001) Distribución y análisis estructural de *Abies hickelii* Flous et Gaussen en México. Interciencia **26**: 244 - 251.

Norma ecológica mexicana. (2000) Norma Oficial Mexicana. NOM–ECOL–2000. Diario oficial de la Federación 35–45.

Silvertown, J., Franco, M., Pisanty, I. y Mendoza, A. (1993) Comparative plant demography–relative importance of life-cycle components to finite rate of increase in woody and herbaceous perennials. Journal of Ecology **81:**465-476.

The Math Works. (1995) Matlab. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N J.

Platt, J. W., Evans, G. W. y Rathbun, S. L. (1988) The population dynamics of a long–lived conifer (*Pinus palustris*). The American Naturalist **131:** 491–525.

Heppell, S. S., Caswell, H. y Crowder, L. B. 2000. Life histories and elasticities patterns: perturbation analysis for species with minimal demographic data. Ecology **81:** 654-665.

APERTURA DE CLAROS Y REGENERACION DE BOSQUES DE OYAMEL EN EL CENTRO DE MEXICO

Norma Angélica[1] Sosa-Hernández, Roció Penélope[1]Montiel-Bustos, Dan Muñoz-Gomez, Juan Romero-Cuenca, Efraín R. Ángeles-Cervantes[1], Faustino López-Barrera[1] y Gerardo Cruz- Flores[1],

La apertura de claros es una de las condiciones básicas para la regeneración de bosques de coníferas, sin embargo los requerimientos de luz-sombra en *Abies religiosa* (H.B.K.) Schlecht. et Cham. no está suficientemente investigados ya que para algunos investigadores esta especie se regenera bien en condiciones de sombra, es decir bajo ausencia de apertura de claros (Madrigal, 1967; Gonzalez, 1985)) y otros señalan que lo hace en condiciones de luz o bajo apertura de claros(Manzanilla, 1976; Angeles, 1998) y la especie se cataloga como tolerante a la sombra. Por tal motivo la presente investigación tuvo como objetivo determinar el efecto de la apertura de claros sobre la densidad de regeneración (ind. / ha) y desarrollo de brinzales en bosques de oyamel en el centro de México.

Materiales y Métodos.

Con base en material cartográfico, mapas y fotografías aéreas, se localizaron bosques de oyamel en 5 Áreas Naturales protegidas del centro de México: Desierto de los Leones, Izta-Popo Zoquiapan, Ajusco-Chichinautzin y Lagunas de Zempoala.

En cada una de estas ANP y con base en reconocimientos visuales de cambios drásticos en la estructura y apertura de claros se eligieron sitios 4 condiciones: Sin apertura de dosel y apertura del Dosel en tres categorías (25-50%; 50-75%; 75-100%). En cada condición se evaluó el la densidad de regeneración en cuadros de 1000 m^2. Se consideraron como brinzales o arbolillos aquellos que presentaron alturas menores a 6 m. Se registró el incremento anual longitudinal, en todos los arbolillos detectados. Los datos se capturaron en Excel y se agruparon por categoría de apertura del claro. Se aplico un análisis de varianza para detectar si existían diferencias significativas entre las categorías de apertura con respecto a la densidad y el crecimiento longitudinal de los arbolillos.

Resultados y Discusión

Los resultados mostraron que la mayor densidad de regeneración del oyamel es alta (5000 – 200, 000 plantas/ha) bajo claros provocados por incendios de copa, ocurre en menor grado en áreas con apertura de claros ocasionados por tala o caída de árboles (50-200 plantas/ha). Se encontró una zona de menos de 0.5 ha que fue afectada severamente para banco de materiales, y con bosque sanos alrededor, en la que la regeneración fue óptima, lo que coincide con Manzanilla (1976) en el sentido de que áreas menores de 0.5 ha son rápidamente repobladas por el oyamel. La regeneración es nula tanto en bosques maduros sin apertura de claros, debido a la gruesa capa de hojarasca y musgo que impide a la plántula contactar al suelo (Angeles, 1998). La regeneración también es nula en bosques afectados por incendios superficiales ya que al parecer dichos incendios ocasionan compactación del suelo, disminuyen la porosidad, ocasionando una menor captación de humedad y el árbol presenta muerte descendente. Al morir la parte superior pierde su zona de producción de conos, la regeneración disminuye y la probabilidad de supervivencia de plántulas disminuye también en estas condiciones, aun cuando exista una gran apertura de claros por muerte de arbolado adulto, tal como ocurre en el Desierto de los Leones. La regeneración en general se da en forma agregada.

Conclusiones

La apertura de claros causado por incendios de copa, favorecen la alta densidad de regeneración y el mejor desarrollo .

La apertura de claros causados por muerte de arbolado, sobre todo en bosques que fueron afectados por incendio superficial no favorecen la regeneración.

Bosques no afectados por apertura de claros no presentan regeneración

Literatura citada

Ángeles C. E. 1998. Bases para la restauración del estrato arbóreo de los bosques mixtos templados de México. Tesis Mestria. Facultad de Ciencias UNAM.

González, M. J. 1985. Comportamiento de la germinación y crecimiento inicial de Abies religiosa en diferentes aperturas de dosel, preparación del suelo y variantes de sombra en Zoquiapan México. Tesis. Ing. Agrónomo. Bosques, UACH, México.

Manzanilla, H. 1976. Investigaciones epidométricas y silvícolas en bosques mexicanos de Abies religiosa. SAG. México.

Madrigal, 1967. Contribución al conocimiento de la ecología de los bosques de oyamel (*Abies religiosa* (HBK) Schl et Cham) en el Valle de México. Boletín Técnico 18.INIF. México.

1

[1] Facultad de Estudios Superiores Zaragoza UNAM. Biología, Lab. De Ecología. Correo eancer2002@yahoo.com.mx

Estructura y composición de la vegetación sobre un trazo carretero: Un estudio en un bosque amenazado

Structure and composition of the vegetation arround a highway track: A study in an endangered forest

Carlos A. Ruiz-Jiménez[1], Jorge A. Escutia[2], Nancy Mejía-Domínguez[2] y Pedro Eloy Mendoza[3]

[1]Departamento de Biología Evolutiva, Facultad de Ciencias, UNAM, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, México 04510 DF, México.
[2]Grupo de Ecología y Diversidad Vegetal, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, UNAM. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, México 04510 DF, México.
[3]Especializado de Ecología, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, UNAM, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, México 04510 DF, México.

Summary
The structure and composition of vegetation arround the highway track Tejocotal – Nuevo Necaxa was described based on 20 circular plots. The vegetal diversity of this zone has not been well studied, dispite of its ecological and enviromental importance. For the the cloud forest (14 plots), the structural values for the tree individuals with BHD $\geq$ 3.18 cm were 31.35 m^2/ha of basal area, 1452 ind/ha of density and 269% of covering. The results showed that there is a diversity of, at least, 50 species of trees. Three are considered into the NOM-059-ECOL-2001: *Podocarpus matudae* (Specially protected specie), *Carpinus caroliniana* (Threatened) and *Cyathea mexicana* (Endangered of extintion).

Key words: perturbed areas, IFRI, cloud forest, NOM-059-ECOL-2001, vegetal diversity

Parabras clave: áreas pertubadas, IFRI, bosque mesófilo, NOM-059-ECOL-2001, diversidad vegetal.

Introducción

El bosque mesófilo de montaña es un tipo de vegetación ocupa menos de 1% del territorio nacional sin embargo posee la mayor riqueza biológica por unidad de área[1,2,3]. Este tipo de vegetación en la actualidad se encuentra muy fragmentado, debido en gran parte a actividades humanas, lo cual ha acentuado aun más su distribución archipelágica[4,5]. La descripción la vegetación es una herramienta valiosa en el diagnóstico preliminar del estado las comunidades vegetales sujetas a algún grado de alteración durante el proceso de construcción de obras de infraestructura carretera. Como parte del diagnóstico inicial de la vegetación se describió y analizó la estructura cuantitativa y la composición de la vegetación presente en el trazo carretero Tejocotal – Nuevo Necaxa.

Material y métodos

La estructura y composición de la vegetación sobre el trazo carretero *Tejocotal – Nuevo Necaxa* fue descrita a partir de parcelas circulares. El método de muestreo es una modificación al propuesto por el *International Forestry Resources Institution* (IFRI)[6]. Este método con área consiste en tres parcelas circulares concéntricas cuyos criterios de inclusión son la forma de crecimiento y diámetro a la altura del pecho (DAP). El análisis del estrato arbóreo se llevó a cabo en los círculos de 10 m de radio, donde se incluyeron a los individuos con al menos un perímetro a la altura del pecho o PAP > 10 cm, a los cuales se les midió la altura total y la cobertura de la copa. El análisis estructural consistió en calcular valores estructurales (densidad, área basal y cobertura) y el índice del valor de importancia relativa de las especies arbóreas. Se elaboró una lista de especies con nombre común en español y náhuatl de las especies presentes en la zona.

Resultados y discusión

Se ubicaron 20 unidades de muestreo en tres tipos de vegetación: bosque mesófilo (14 parcelas), bosque de pino-encino (5) y bosque de pino (1). Los valores estructurales del bosque mesófilo, el cual es el tipo de vegetación que ocupa mayor superficie, fueron 31.35 m^2/ha de área basal, con una densidad de 1452 ind/ha y 269% de cobertura. Estos valores generales son similares a los encontrados en bosques equivalentes en la Sierra Madre Oriental. Sin embargo, estos los valores estructurales de cada uno de las parcelas indican que estos sitios corresponden con áreas pertubadas. La diversidad florística del área muestreada es de al menos 50 especies de árboles, de

cerca de 50% de esta especies se tiene información del nombre común, en español y náhuatl, así como los usos. Tres de estas especies forman parte de la NOM-059-ECOL-2001[7]. *Podocarpus matudae* (*Pr*– Sujeta a protección especial) fue estructuralmente importante en 8 parcelas. Esta especie es particularmente abundante en las áreas mejor conservadas del bosque. *Carpinus caroliniana* (*A*-Amenazada) presentó valores estructurales altos de en 3 parcelas. Esta especie tiene una distribución intermedia. *Cyathea mexicana* (*P*- Peligro de extinción) se distribuye en áreas restringidas del bosque que corresponden con sitios cercanos a corrientes de agua. La diversidad vegetal de esta zona no ha sido bien estudiada aunque presenta una importancia ecológica y ambiental. Asimismo esta zona tiene una relevancia ecosistémica, económica y etnológica debido a que no sólo es un reservorio de agua, sino es un área de captación de agua para varias presas presentes en la región, además de la presencia de grupos étnicos que se establecen ahí.

Conclusiones

La descripción de la vegetación a partir de la estructura cuantitativa y la composición permite el diagnóstico de las comunidades vegetales que serán modificadas como resultado de la construcción de una obra de infraestructura, como lo es una autopista. El grado de alteración de los bosques mesófilos en nuestro país demanda destinar líneas de investigación de la diversidad vegetal existente en este tipo de vegetación.

Bibliografía

[1]Rzedowski, J. 1992b. Ciencias Número. Especial 6: 47 – 56.

[2]Rzedowski, J. 1996. Acta Botanica Mexicana 35: 25 – 44.

[3]Flores, O. y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y conservación en México: Vertebrados, vegetación y uso de suelo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.

[4]Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, Instituto de Biología, Agrupación Sierra Madre. México, D. F.

[5]Llorente, J. y P. Escalante. 1992. Insular biogeography of submontane humid forest in Mexico. En: Darwin, S.P. y A.L. Welden (editores). 1992. Biogeography of Mesoamerica. Tulane Studies in Zool. & Bot., Suppl. 1, pp. 139 – 146. Tulane University, Nueva Orleans.

[6]Ostrom, E. y M.B. Wertime. 1995. IFRI Research Strategy. Worshop in political and policy analysis. Indiana

[7]SEMANARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambios-Lista de especies. Publicada el 6 de marzo.

SOBREVIVENCIA Y CRECIMIENTO DE PLÁNTULAS DE *Abies religiosa* BAJO LA COBERTURA DE *Baccharis conferta* en el Cofre de Perote

Survival and growth of *Abies religiosa* seedlings under *Baccharis conferta* canopy

Diego Domínguez Hernández[1], Lázaro Rafael Sánchez Velásquez[2] y Juan Corral Aguirre[1]

[1] Facultad de Biología, Zona Universitaria, Xalapa, Ver., Correo electrónico: ddh0982@hotmail.com
[2] Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada (LABIOTECA), Universidad Veracruzana, Campus para la Cultura, las Artes y el Deporte, Av. Culturas Veracruzanas,No.101, Col. Emiliano Zapata, Xalapa, Ver., 91090, México. Correo electrónico lasanchez@uv.mx

Abstract

The fir forest is restricted in some mountain places in Mexico and have been significantly reduced and fragmented during last two decades. Reforestation systems are necessary to improve the seedling established. There are some tree species that require nurse species to improve their survival and growth. Two fir plantations were conduced in Cofre de Perote. We extracted from forest 234 seedlings and 117 were sowed under *Baccharis conferta* canopy and 117 seedlings in open areas. During two year the survival and growth (high, cover and base diameter) were recorded. The seedling survival was not significantly different ($p > 0.05$) and was no found interaction between plantations any years (both $p > 0.05$). However, the high and cover were significantly higher under *Baccharis conferta* canopy ($p < 0.000421$ and $p < 0.004209$, respectably).

Palabras clave: *Abies religiosa*, *Baccharis confert*a, nodriza, sobrevivencia.
Key words: *Abies religiosa*, *Baccharis conferta,* nurse, survivorship.

Introducción

Los bosques mexicanos en general presentan un deterioro grave debido al uso inadecuado y al desconocimiento sobre la biología y ecología de las especies[1]. El grupo de las gimnospermas es el más utilizado en la industria maderera por lo cual ha sido explotado a tal grado que las poblaciones de *Abies* se han reducido y fragmentado. México cuenta con ocho especies de *Abies*[2]. En la región del Cofre de Perote, la reducción de la superficie boscosa se ha dado en más del 50% y es necesario explorar sistemas exitosos de reforestación.

La regeneración de las coníferas es un proceso lento y difícil que involucra a la reproducción sexual como única vía de la propagación en condiciones naturales[3]. Especies nodrizas son necesarias para el establecimiento exitoso un amplio grupo de plantas[4,5]. Es una practica común desmontar o desyerbar para realizar una plantación, sin embargo es necesario evaluar el efecto de esta practica sobre el establecimiento y crecimiento de las plántulas sembradas.

Objetivos

Evaluar la sobrevivencia y crecimiento de *Abies religiosa* bajo la cobertura de *Baccharis conferta.*

Materiales y métodos

Este trabajo fue realizado en la comunidad de El Conejo Mpio. de Perote, Veracruz, Mpexico. Se eligieron dos sitios dominados por *Baccharis conferta*. En cada sitio se estableció una parcela experimental de 16 m de ancho por 48 m de largo. Se eligieron aleatoriamente ocho cuadros de 8 m de ancho por 10 m de largo y se aplicaron dos tratamientos, cuatro cuadros con *B. conferta* y el resto con exclución de individuos de *B. conferta,* manteniendo a los cuadros sin individuos de esta especie durante el periodo que duró el experimento (dos años). En la primera parcela se plantaron 114 individuos de *A. religiosa,* distribuidos en 14 individuos por cuadro, es decir 57 individuos por tratamiento. En la segunda parcela se plantaron 120 individuos de *A. religiosa*, 15 individuos por cuadro, es decir, 60 individuos por tratamiento. La plantacion fue realizada en forma de tres bolillo y la distancia entre

planta y planta fue de 2 m. Las plántulas de *A. religiosa* utilizadas para este trabajo se extrajeron en sitios del bosque de oyamel con alta densidad de regeneración natural, y se sacaron con cepillón para no maltratar la raíz. Las plántulas tenían alturas entre 21.92 ± 11.76 cm, una vez realizada la plantación se registró los datos de altura, cobertura y diámetro a la base de cada plántula. Los registros se realizaron durante dos años, es decir, se obtuvieron tres registros; inicial, 12 meses, medio, 18 meses, y final a los 24 meses. La sobrevivencia también se registró. T- de Student fue utilizado para comparar las tasas de crecimiento en altura, cobertura y diámetro entre tratamiento.

Resultados

La sobrevivencia de las plántulas de *Abies religiosa* en los diferentes tratamientos no fue significativa X = 1.029, $P > 0.05$). Tampoco las interacciones entre año-parcela, año-tratamiento, parcela-tratamiento fueron significativas ($p > 0.05$). La sobrevivencia de las plántulas de *A. religiosa* en presencia de *B. conferta* fue de 65%, mientras que sin la presencia de *B. conferta* fue de 55%.

De las tres variables registradas (altura, cobertura y diámetro de la base), solo encontramos diferencia significativa para las tasas de crecimiento en altura ($P < 0.001$) y de la cobertura ($P < 0.001$). El diámetro no fue significativamente diferente entre tratamientos ($P > 0.492274$).

Conclusión

Podemos decir que para realizar plantaciones no es necesario chapear o desmontar las áreas destinadas para ser reforestadas, ya que el establecimiento y sobrevivencia de las plántulas de *Abies religiosa* no depende tanto de la presencia o ausencia de *Baccharis conferta*. Pero es importante la presencia de esta especie para el crecimiento y desarrollo de las plántulas de *Abies religiosa* y además como protección contra el ganado como se ha demostrado para otras especies

Bibliografía

[1] Sánchez-Velásquez L. R., Pineda- López Ma. R. y Hernández 1991. Acta Botánica mexicana 16: 45-55.

[2] Fonseca, R. 1999. Boletín Amaranto 12 (2)

[3] Nieto de Pascual-Pola C, Musálem M, A. y Ortega Alcalá J. 2003. Agrociencia 37: 521-531

[4] Ramires-Bamonde E.S., L.R. Sánchez-Velásquez y A. Andrade-Torres. 2004. New Forest 30:95-101.

[5] Sánchez-Velásquez L. R., S. Quintero-Gradilla, F. Aragón-Cruz y Ma. Del R. Pineda-López. 2004. Forest Ecology and Management 198: 401-404.

OBTENCIÓN, CRIOPRESERVACIÓN Y ESTUDIO MORFOMÉTRICO DE GERMOPLASMA MASCULINO DE COYOTE (*Canis latrans*) DE LA SIERRA FRÍA DE AGUASCALIENTES.

COYOTE´S (*Canis latrans*) MALE GERMPLASM: CRYOPRESERVATION AND MORPHOMETRIC STUDY IN THE SIERRA FRÍA AGUASCALIENTES.

Dr. Efraín Islas Ojeda [1] M.C. José de Jesús Gutiérrez González [1]

SUMARY.

We development a bioassay to conservation of coyote (*C. latrans*) sperm of the sierra fría of Aguascalientes state in the central Mexican territory . The trials beginning in 2003 -2004 investigated the extraction, preservation and measure the potential four be utilized in programs of reproductive assisted and development germplasm bank. The technical were standardized in domestic dogs ***(Canis familiaris)*** and aplicated in the (***C. latrans).*** Measurements made in each specimen in the laboratory included: number of sperm, motility, viability, concentration and the morphologic measurements of sperm. Results shower in this period success, important viability of the sperm obtained and satisfactory susceptibility of preservation of sperm. The data demonstrated that germplasm characteristic is susceptibility four be utilized in programs of coyote reproductive assisted.

KEY WORDS: Cryopreservation, Morphometric, Sperm, Germplasm.

INTRODUCCIÓN

En Aguascalientes el área Natural Protegida denominada Sierra Fría abarca 112,090 hectáreas, que representan el 20 % de la superficie estatal, cuenta con una diversidad importante de especies silvestres, dentro de estas el coyote (*C. latrans),* sin embargo al igual de que muchas otras especies no existe información sobre el comportamiento de las poblaciones ni de técnicas para la conservación (criopreservación) de su germoplasma, al igual que no existen bancos de germoplasma que garanticen la persistencia de la variabilidad genética de esta especie.

El presente trabajo tiene como objetivo el desarrollo de técnicas para la obtención, conservación y manejo de la criopreservación del germoplasma masculino en el coyote (*C. latrans*) y la formación de un banco de germoplasma, estas técnicas pueden utilizarse en otro tipo de especies modificando algunas variantes.

MATERIAL Y METODOS.

Se estableció la metodología para la obtención, procesamiento y criopreservación de germoplasma en *C. latrans* utilizando como referencia la estandarización de técnicas en *C. familiaris*, las muestras de germoplasma, se obtuvieron por micropunción epididimaria a partir de 12 especimenes machos con edades entre 1 y 8 años de edad tranquilizados con Xilacina al 2% (0.15ml/kg PV), las muestras fueron criopreservadas en un medio base Tris 2.4g,Ácido citrico 1.4g,Glucosa 0.8g,Glicerol 3.0g P/V,Yema de Huevo20%,Gentamicina25mg/100mL,Aguad estilada77mL,Ph 6.53,Ajustado a 740 mOsm (2). Fueron utilizados como controles de calidad muestras de semen de *C. familiaris* obtenidos por el método de eyaculación mediante manipulación digital, las muestras fueron criopreservadas en nitrogeno líquido (NL), se registraron los paramétros de calidad del germoplasma pre y post criopreservación, los parametros fueron evaluados como lo describe (1). Adicionalmente se registraron los parámetros de morfometría espermática registradas en micrómetros donde espermatozoides (n=400) fueron analizados de 14 muestras diferentes de *C. latrans* donde AC= Ancho de la cabeza, APC= área proyectada de la cabeza, LC= Largo de la cabeza, B= ancho de la base, AP= ancho de la pieza media, LP= largo de la pieza media, LF= largo de flagelo, LT= Largo tolal de la cola, LTE= Largo total del Espermatozoide). Se tienen como muestras control el analisis morfométrico de *C. familiaris*.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

[1] Profesor-Investigador Centro de Ciencias Agropecuarias, Universidad Autónoma de Aguascalientes. tel. 449 9650062 ext.111 eislas69@yahoo.com.mx, jjgutier@correo.uaa.mx

Durante el desarrollo del proyecto las capturas de coyote en el hábitat silvestre en el área protegida de montaña de la sierra fría de Aguascalientes, han sido limitadas se tienen muestras de 9 individuos silvestres capturados como parte del proyecto y 3 individuos mantenidos en cautiverio provenientes del parque recreativo Miguel Hidalgo de esta ciudad.

Las muestras recuperadas de los individuos muestreados fueron evaluadas presentando viabilidad 8 muestras de las cuales 1 de ellas pertenece a un individuo en cautiverio y las 7 restantes de individuos silvestres. Las muestras no viables que presentaron gametos fueron fijadas en laminillas para la realización del análisis morfométrico.

Las muestras recuperadas y conservadas en nitrogeno liquido son: 78 con viabilidad aceptable para ser utilizadas en programas de inseminación Artificial y 48 muestras conservadas mostraron baja movilidad las cuales pueden ser usadas en estudios espermáticos de morfometría y son susceptibles de utilizarse en estudios de fertilización *in vitro.*

Las características morfométricas preliminares de los gametos con base en un muestreo aleatorio de n=400 de muestras de espermas que provenían de 6 individuos muestreados se fueron AC=0.33±0.03 μm, APC=0.18±0.03μm, LC=0.48±0.07μm, B=0.22±0.02μm, AP=0.12±0.01μm, LP=0.86±0.09μm, LF=2.46±0.52μm, LT= 3.9±0.50μm, LTE= 4.76±0.34μm.

Estas técnicas nos permiten obtener muestras viables para ser conservadas, lo que permitirá el inicio de la formación de un banco de germoplasma; mediante este banco de germoplasma y conociendo la viabilidad del mismo se pueden llevar a cabo técnicas que permitan el aumento y la conservación de la población, sin tener que echar mano de reintroducción de especies, ya que si no están lo debidamente adaptadas al nuevo tipo de hábitat pueden modificarlo e inclusive causar daños, así mismo nos permite llevar a cabo técnicas reproductivas como la inseminación artificial y fecundación *in vitro*.

Otro elemento de aporte es el conocimiento de la morfometría de los espermatozoides de la especie en estudio, lo cual nos permite predecir su viabilidad, a través de valoracion de las malformaciones detectadas que inciden sobre los parámetros de viabilidad del germoplasma.

CONCLUSIÓN.

Dentro del análisis de resultados, se señala la transferencia de técnicas y procedimientos estandarizados para *C. familiaris* en la especie objetivo del proyecto como lo es el coyote (*C. latrans*), la transferencia se ha realizado sin mayores problemas lo que ha permitió iniciar con la conservación de 124 muestras seminales que formarán parte inicial del banco de germoplasma de esta especie, objetivo planteado en este proyecto; es importante resaltar que falta incrementar el número de individuos que mediante un programa constante de recuperación y muestreo, permitirá acrecentar el banco de germoplasma, hasta la conclusión del presente proyecto se lograron obtener muestras de 12 individuos lo que cubre el 60% del total de individuos programados para muestrear, al respecto es importante señalar, que la captura de forma adecuada de de los especimenes depende de variables no controladas y de la disponibilidad en la temporada de actividad sexual, estos factores fueron decisivos para el logro de las metas propuestas, sin embargo se considerán que los objetivos logrados en el presente proyecto permiten establecer las bases técnicas para la aplicación de estas tecnologías en la conservación de germoplasma de especies silvestres

BIBLIOGRAFÍA.

1. BELSEY, M. A., MOGHISSI, S., ELIASSON, R., PAULSEN, C. A., GALLEGOS, A. J. AND PRASAD, M. R. N.**.** Laboratory manual for the examination of human semen and semen-cervical mucus interaction. 1ª edición. Editorial Press Concern. Singapore. P.p. 9-43, 1980.

2. LINDE, F. C. Regulations and Recommendations for International Shipment of Chilled and Frozen Canine Semen. 2001.

EFECTO DE BORDE SOBRE LA ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE MURCIÉLAGOS EN UN PAISAJE DE SELVA MEDIANA SUBPERENNIFOLIA, VERACRUZ, MÉXICO

EDGE EFFECT ON BAT ABUNDANCE AND DIVERSITY IN A LANDSCAPE OF TROPICAL SUBDECIDUOUS FOREST IN CENTRAL VERACRUZ, MEXICO

Guillermo Vázquez-Domínguez[1]. Jorge Galindo-González[2]

[1] Universidad Veracruzana. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Región Orizába-Córdoba. vazquezdg@yahoo.com.mxT
[2] Universidad Veracruzana. Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada. jgalindo@uv.mx

PALABRAS CLAVE: Fragmentación del hábitat, índices de diversidad, murciélagos.
KEY WORDS: Habitat fragmentation, diversity indexes, bats.

SUMMARY. Fragmentation and habitat loss because of human activities constitute one of the main ecological problems worldwide, follow-on the quick lost and extinction of biodiversity. Bats, as well as other groups, are sensitive to habitat perturbations, however, little is known about the consequences of edge effects on bats. Our objective was to investigate the edge effect on bat abundance and diversity in a landscape of the tropical subdeciduous forest. During one year we capture 144 bats (12 species); inside forest fragments (17.36%), in the edge (70.83%) and in the matrix (11.80%), at three different fragments. Shannon-Wiener *(H')* indexes were significant between interior (*H'*= 0.7877) and edges (*H'*= 0.2868); and also between exterior (*H'*= 0.6898) and edges.

INTRODUCCIÓN. La fragmentación y la reducción del hábitat debido a las actividades humanas constituyen uno de los principales problemas ecológicos a escala mundial, seguido de una rápida pérdida de la biodiversidad (1,2). En México, la alteración y perdida de ambientes naturales debido a la agricultura, ganadería y crecimiento urbano, han puesto en peligro de extinción a una gran variedad de flora y fauna locales (3,4). Los murciélagos, así como otros grupos de plantas y animales, son sensibles a la reducción y fragmentación del hábitat (5,6). Se han realizado estudios sobre la respuesta de los murciélagos a la fragmentación y pérdida del hábitat en la selva alta perennifolia (6,7). Sin embargo, se conoce poco sobre las consecuencias de los efectos de borde sobre los murciélagos. Estudios realizados en bosques tropicales indican que debido a características microclimáticas especificas, los bordes poseen una composición florística diferente de los remanentes de vegetación original y de la matriz agroecológica que los rodea (8); lo cual influye de manera notable en la riqueza y abundancia de especies propias del paisaje (9), en el caso de los murciélagos existen especies que se benefician en ambientes perturbados (7,10). Nuestro objetivo fue investigar el efecto de borde sobre la abundancia y diversidad de murciélagos en un paisaje de selva mediana subperennifolia del centro del Estado de Veracruz, México.

MATERIALES Y MÉTODOS. Realizamos el estudio en un paisaje de selva mediana subperennifolia que se localiza en la zona centro del Estado de Veracruz, México, entre los 18° 53' de latitud Norte y 96° 56' de longitud Oeste, con una altura promedio de 860 msnm, el clima es semicálido húmedo. Durante un año (diciembre-2004 a noviembre-2005), capturamos murciélagos con redes de niebla colocadas a nivel del suelo (este método subestima la colecta de murciélagos insectívoros), en tres tipos de hábitat: interior de la selva, borde y exterior o matriz agroecológica, en tres diferentes fragmentos de selva. Identificamos los murciélagos hasta nivel de especie, los marcamos con un collar y los liberamos *in situ*, y registramos el tipo de hábitat en que fueron capturados. Describimos el paisaje y caracterizamos su vegetación. Empleamos los índices de Shannon-Wiener (*H'*) y Simpson *(λ)* para estimar la diversidad y abundancia relativas de murciélagos en las unidades de paisaje, y comparamos estos valores mediante pruebas de *t* (11).

El paisaje se encuentra altamente perturbado y fragmentado. Los remanentes de selva se localizan en las zonas más altas del área de estudio. Los remanentes están rodeados por una matriz agroecológica conformada por extensos

cultivos caña de azúcar y cafetales de sombra abandonados de laderas de los cerros. En el interior de la selva las especies de plantas dominantes son: *Ficus* spp. *Manilkara zapota, Cederla odorata* y *Piper aequale*, en el borde *Piper auritum*, *Piper yzabalanum, Ricinus* spp. y *Cecropia obtusifolia*, y en el exterior cultivos de caña de azúcar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.
Capturamos un total de 144 murciélagos de 12 especies, de las familias (Phyllostomidae y Verpertilionidae), de los siguientes gremios alimenticios: 96% frugívoros, 3% polinívoros y 1% insectívoros. Las especies más abundantes fueron: *Sturnira lilium* con 102 individuos (70.83%), *Carollia perspicillata* con 20 individuos (13.88%), y *Artibeus lituratus* con 7 individuos (4.86%). En el interior se registró la mayor riqueza de especies (Fig. 1), mientras que el borde mostró la mayor abundancia en comparación con el interior y el exterior (Tabla 1), sin embargo fue menos diverso. Los valores de (*H'*) comparados fueron significativos entre el interior y borde (t=5.684; P<0.05), y entre el borde y el exterior (t=3.362; P<0.05). En el borde existe una desproporción de la comunidad de murciélagos, lo cual es consecuencia del propio efecto de borde y coincide con los trabajos (7,9,10). *S. lilium* y *C. perspicillata* fueron más abundantes en el borde debido a la presencia de *P. auritum*, *P. yzabalanum* y *C. obtusifolia*, especies de las que estos murciélagos se alimentan.

CONCLUSIÓN. Nuestros resultados confirman que a escala de paisaje existe un efecto de borde como consecuencia de la fragmentación y reducción de la selva mediana subperennifolia, el cual influye de forma considerable sobre la abundancia y diversidad de murciélagos, beneficiando a *S. lilium* y *C. Perspicillata* con una abundante disponibilidad del recurso alimenticio ofrecido por los frutos de *P. auritum*, *P. yzabalanum* y *C. obtusifolia*, coincidiendo con lo propuesto por (7) y mostrado por (10).

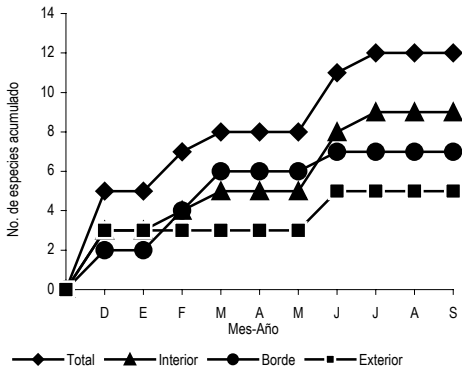


Fig. 1- Curvas de acumulación de especies de murciélagos por tipo de hábitat, en el paisaje fragmentado de selva mediana subperennifolia del centro del Estado de Veracruz, México.

Tabla 1-Comparación de abundancias y diversidades para cada tipo de hábitat. Índice de Shannon-Wiener (H'), índice de Simpson (λ). Superíndices diferentes [a, b] son significativos.

Tipo de Hábitat	n	%	Spp.	Riqueza	(H ')	(λ)
Interior	25	17.36	9	75%	0.7877[a]	0.2159
Borde	102	70.83	7	58%	0.2868[b]	0.7185
Exterior	17	11.80	5	42%	0.6898[a]	0.3564
TOTAL	144	100	12			

BIBLIOGRAFÍA

1. Saunders D.A., R.J. Hobbs and C.R. Margules. 1991. Cons. Biol. 5:18-32.
2. Fharig L. 2003. Annu. Rev. Ecol. Syst. 34:487-515.
3. Medellín R.A. 1994. Cons. Biol. 8:780-799.
4. Medellín R.A., and M. Equihua. 1998. J. of Ecol. 35:13-23.
5. Medellín R.A., M. Equihua and M.A. Amin. 2000. Cons. Biol. 14:1666-1675.
6. Galindo-González J., and V.J. Sosa. 2003. South. Nat. 48:579-589.
7. Galindo-González J.R. 2004. Act. Zool. Mex. n.s. 20:239-243.
8. Williams-Linera G., V. Domínguez-Gastelú and M.E. García-Zurita. 1998. 12:1091-1102.
9. Laurance W.F., T.E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, et al. 2002. Cons. Biol. 16:605-618.
10. Schulze M.D., Seavy N.E. and Whitacre D.F. 2000. BIOTROPICA. 32:172-184.
11. Zar J.H.1999.Biostatistical analysis. Fourth Edition. Prentice Hall.

DIVERSIDAD DE LA HERPETOFAUNA EN EL PARQUE ECOLÓGICO FRANCISCO JAVIER CLAVIJERO, XALAPA, VERACRUZ, MÉXICO

DIVERSITY OF HERPETOFAUNA ON THE ECOLOGICAL PARK FRANCISCO JAVIER CLAVIJERO, XALAPA, VERACRUZ, MEXICO

Jazmín Enríquez-Roa [1], Jorge E. Morales-Mávil [1] y Carlos Roberto Corona-López [1]
[1] Instituto de Neuroetología, Universidad Veracruzana. Apartado postal 566, Xalapa, Veracruz, C. P. *91000.*
jazz_987@hotmail.com, jormorales@uv.mx, drymobius_69@hotmail.com

SUMMARY

We determined the diversity and distribution of herpetofauna in the Ecological Park "Francisco Javier Clavijero". Twenty four species were identified (10 amphibians and 14 reptiles), representing a diversity of H'= 2.77. The mountain rain forest was the one that displayed a greater wealth and diversity (21 species, H'= 2.71 respectively). Twelve species are listed in the NOM-059-SEMARNAT-2001 and five are endemic of Mexico. We suggest increasing the quantitative ecological studies on the species in this area, mainly of those protected by the Mexican Official Norms.

Palabras clave: Diversidad; Herpetofauna; Bosque mesófilo de montaña; Endémicas.
Key words: Diversity; Herpetofauna; Mountain rain forest; Endemic.

INTRODUCCIÓN

El parque ecológico Francisco Javier Clavijero en un área natural protegida que cuenta con una superficie de 76 hectáreas y que conserva como ecosistema principal el bosque mesófilo de montaña. En esta área existe la propuesta de un plan de manejo (6), donde se incluye un listado de anfibios y reptiles, sin embargo, éste parece ser incompleto y no presenta información cuantitativa ni sobre la distribución espacial de las especies (5). Por esta razón, fue necesario actualizar y completar el inventario de anfibios y reptiles del Parque, a fin de conocer los cambios en la diversidad de la herpetofauna en cada uno de los ambientes que caracterizan al área y, al mismo tiempo, determinar el estado de conservación de las especies ahí presentes.

La información aquí presentada, es base para la implementación de estrategias de conservación y manejo para la herpetofauna del parque. Este conocimiento podrá incorporarse al programa de manejo propuesto para la misma.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante 17 meses (Septiembre de 2003 a Enero de 2005), se realizaron colectas quincenales en el área, recorriendo trayectos por los diferentes ecosistemas de la zona. Los anfibios y los reptiles fueron buscados entre la hojarasca, bajo troncos caídos y piedras, entre la corteza y base de árboles y arbustos, entre bromelias, en oquedades y en el interior y alrededor de cuerpos de agua. El muestreo se complementó con el establecimiento de trampas de caída y de embudo (1, 9).

Cada individuo capturado fue medido, pesado y posteriormente identificado, marcado y liberado. Se determinó la diversidad mediante el índice de Shannon-Wienner (H').

Por otra parte, se determinó la biomasa de anfibios y de reptiles (peso total de los individuos de una especie por unidad de área) (4) multiplicando el número de individuos colectados de cada especie por su peso individual promedio. Se estimó también la densidad relativa dividiendo el número de individuos de una especie entre el número total para todas las especies por 100 (3).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La herpetofauna del parque "Francisco Javier Clavijero" está representada por 24 especies (10 anfibios y 14 reptiles). La cual resultó mayor a la reportada en el listado de 1993 para la misma área (5). Si bien el listado previo puede considerarse preliminar, lo reportado en este trabajo es indicativo de que el sitio sigue

manteniendo las condiciones ambientales adecuadas para la conservación de la herpetofauna del sitio. No obstante, cabe resaltar que las especies registradas en este trabajo, sólo corresponden en un 35% a las reportadas en el trabajo de 1993, por lo cual se presume que muchas de las especies hayan disminuido sus poblaciones e incluso desaparecido del sitio. Es probable que una de las causas de la ausencia de las especies en el área, sea la reducción o alteración del hábitat en el sitio de estudio, ya que en áreas aledañas si se han registrado algunas de las especies ausentes en el parque Clavijero.

Al analizar la riqueza y diversidad obtenida para cada tipo de vegetación del Parque, la vegetación riparia y el cafetal fueron los que presentaron el menor número de especies (dos especies cada uno) e índice de diversidad más bajo (H'= 0.63 y H'= 0.70 respectivamente); seguido en orden ascendente por el pinar (H´= 1.80) y vegetación secundaria (H´= 1.92), ambos con cinco especies. Siendo el bosque mesófilo el que presentó la mayor riqueza (21 especies) y el índice de diversidad más alto (H'= 2.71). Es probable que esta alta diversidad en el bosque, se deba a que dicho ecosistema se encuentra aún en buen estado de conservación, además de abarcar una extensión considerable del área. Al respecto, se menciona (7) que el grado de conservación del ambiente, en conjunto con el tamaño del fragmento o hábitat, están asociados positivamente con la riqueza de especies.

El análisis de biomasa mostró que los ofidios presentaron los valores más altos en comparación de los grupos restantes (295 g/2.63 ha), sin embargo, presentaron también las densidades más bajas. Se sabe que las serpientes utilizan un ámbito hogareño más grande en comparación con los otros grupos (anuros, caudados y lacertilios), ya que entre más grandes son las especies más grande es su ámbito hogareño (4).

De las 24 especies colectadas en este estudio 12 se encuentran en la NOM-059-SEMARNAT-2001, de las cuales 10 fueron colectadas en bosque mesófilo de montaña y cinco de éstas últimas son endémicas. Se conoce que el bosque mesófilo es uno de los ecosistemas del trópico que alberga la mayor cantidad de especies endémicas (8), por lo cual debe ser considerado un verdadero tesoro biológico, y uno de los principales refugios para la herpetofauna de la zona montañosa del centro de Veracruz.

CONCLUSIONES

La diversidad de anfibios y reptiles en el Parque Ecológico Francisco Javier Clavijero, es alta, e incluye especies endémicas de México y otras protegidas por las normas oficiales mexicanas. Por tal motivo, es necesario ampliar los estudios ecológicos cuantitativos de las especies en la zona y proponer estrategias de conservación que ayuden a preservar el bosque de niebla en el centro del estado de Veracruz.

BIBLIOGRAFÍA

1. Casas-Andreu, G., G. Valenzuela-López y A. Ramírez-Bautista. 1991. Departamento de Zoología, Instituto de Biología. UNAM. México, D.F. 68 p.
2. Challenger, A. 1998. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 847p.
3. Cox, G.W. 1980. Brown Company Publishers. E.U. 237 p.
4. Eisenberg, J. F. 1980. In: Soulé, M. E. and B. A., Wilcox (Eds.). Sinauer Associates INC. pp. 33-55.
5. González-Romero A., C. A. López-González y A. Ramírez-Bautista. 1993. En: López-Moreno, I. 1998 Instituto de Ecología, MAB-UNESCO, H. Ayuntamiento de Xalapa, Veracruz. Pp:165-185.
6. Luna Morales N. y O. Gómez García. 1998. Tesis de Lincenciatura. Fac. de Biología. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. 53 p.
7. Pineda Arredondo, E. O. 2004. Tesis doctoral. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz, México. 67p.
8. Ramírez-Bautista, A. y A. Nieto-Montes de Oca. 1997. En: González Soriano, E.; Dirzo, R. y R. C. Vogt. (Eds.). UNAM. México. Pp: 524-532.
9. Vogt, R. C. y R. L. Hine. 1982. Pp: 201-217 In: Scott N. J. (Ed). Herpetological communities U.S. Dep. Inter. Fish and Wildl. Serv. Wildl. Res. Rep. 13.

ESTUDIOS CITOGENÉTICOS EN *Pinus hartwegii* Lindl. DEL COFRE DE PEROTE, VERACRUZ, MÉXICO

CYTOGENETICS STUDIES IN *Pinus hartwegii* Lindl. OF COFRE DE PEROTE, VERACRUZ, MÉXICO

Yamilet Tivo Fernández[1] y Lourdes G. Iglesias Andreu[2]

yamilet84@yahoo.com.mx[1]; lgeorg01@hotmail.com[2]. Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada. Circuito Los Lagos, Zona Universitaria. Tel. 01 (228) 8 42 27 73. Xalapa, Veracruz.

Summary

The study of chromosomes characteristics and behavior has provided a valuable information in the solution of evolutionary problems and biosystematics. This information has been obtained of the determination of the number, the morphology and the behavior of the chromosomes during the mitosis and especially in the meiosis. For such a reason, we have studied it with the purpose of observing the behavior of the chromosomes of the population of *P. hartwegii* of the Cofre de Perote in the state of Veracruz, and to relate it with the high percentage of seeds empty and low viability present in the population. The results indicated the presence of 24 normal chromosomes with the use of the technique with solution of 8-hidroxiquinoleina 0.02 M for 12 h as pretreatment, Farmer during 2 h as fixer, hydrochloric sour 1N at 60ºC for 5 min as hydrolysis and tint with aceto orceina or aceto carmin for 2 h in refrigeration.

Key words. Chromosomes, cytogentics, *Pinus hartwegii*.
Palabras claves. Cromosomas, citogenético, *Pinus hartwegii*.

Introducción

Los análisis cromosómicos constituyen herramientas muy útiles para entre otras, determinar relaciones filogenéticas y taxonómicas entre grupos que sea difíciles de clasificar (4) y para la solución de problemas evolutivos y biosistemáticos (1). La información cromosómica resulta además de gran interés desde el punto de vista genético, ya que permiten, entre otras, detectar casos de hibridización natural, poliploidías y cambios robertsonianos (2).

En gimnospermas se han desarrollado diversos estudios citogenéticos (2, 5); sin embargo no se cuenta con suficiente información en *Pinus hartwegii* o pino de las alturas. En esta especie se ha comprobado que existe baja viabilidad de semillas (3, 7) y polen (9). Teniendo todo ello en cuenta se propuso el presente trabajo con el objetivo de evaluar la efectividad de un protocolo para efectuar análisis cromosómicos en la población de *P. hartwegii* del Cofre de Perote, Ver. con vistas a contribuir a la caracterización genética de este importante recurso forestal.

Materiales y métodos

Para la observación de cromosomas en esta especie, se realizó una colecta de semillas procedentes del Cofre de Perote situado a 4,282 m en la zona central-occidente del estado de Veracruz, específicamente en la parte sur de la Sierra Madre Oriental, al norte del Pico de Orizaba, cerca del límite con el estado de Puebla a 19º34' latitud Norte y 97º14' longitud Oeste (6).

Dicho material fue sembrado bajo condiciones de invernadero en tierra del monte y arena (1:1). Una vez que se obtuvieron plántulas superiores a 5 cm se ocuparon los ápices radicales, que es la fuente más conveniente para el estudio del número, morfología y conducta de los cromosomas mitóticos (1). En este estudio se reporta la efectividad del empleo de un protocolo para efectuar análisis cromosómicos en *P. hartwegii* a partir de los resultados provenientes de la evaluación de 49 tratamientos por Tivo (8). El protocolo comprendió:

Pretratamiento. Se colectaron ápices radicales por la mañana (8 am) y se

colocaron en 8-hidroxiquinoleina 0.02 M por un periodo de 12 h. Con este pretratamiento se lograron encontrar más metafases, fase en la que se pueden separar con más facilidad los cromosomas.

Fijación del material. Se fijaron los ápices radicales en solución Farmer por 2 h y posteriormente se almacenaron en alcohol etílico al 90% en refrigeración, con el propósito de preservar los ápices radicales, y que se altere lo menos posible su estructura y composición química.

Hidrólisis. Se colocaron los ápices radicales en ácido clorhídrico 1N en baño maría a 60ºC por 5 min, con la finalidad de ablandar las paredes de celulosa y destruir la lámina media entre estas paredes, lo que facilita la maceración que posteriormente se realiza.

Tinción. Se transfiere los ápices en solución aceto orceína o aceto carmín por 2 h en refrigeración y oscuridad, con el fin de teñir únicamente el meristemo de la raíz, es decir las células que están en división ya que se logra una reacción que tiñe los grupos de aldehídos del ADN.

Disección y maceración del material. Se disectó el meristemo bajo un microscopio de disección, colocando los ápices radicales en un portaobjetos, con una gota de ácido acético al 45% y se maceró. Seguidamente se colocó el cubreobjetos y se realizó una ligera presión para lograr un aplastamiento.

Observaciones en el microscopio óptico. Se observaron las preparaciones en el microscopio y se seleccionaron células en metafase que obtuvieran los cromosomas lo suficientemente separados para que se pudiera observar el número de cromosomas y los centrómeros.

Preparaciones permanentes. Esto se logró congelando el portaobjetos con bióxido de carbono líquido y separando inmediatamente el cubreobjetos del portaobjetos. Se colocó nuevamente el cubreobjetos sobre el portaobjetos, con una gota de bálsamo de canadá a base de alcohol. Posteriormente, se tomaron microfotografías y se dibujaron los cromosomas a escala en cámara lúcida, señalando centrómeros y satélites.

Resultados y discusión

Los resultados obtenidos del análisis cromosómico efectuado a individuos de la población del Cofre de Perote mostraron la presencia de 24 cromosomas (Figura 1). Estos resultados concuerda con lo reportado por diferentes autores para el género *Pinus* (5). De igual forma las observaciones cromosómicas realizadas mostraron la presencia de células de buena calidad, en su mayoría en metafase lo cual es muy adecuado para realizar análisis cariotípicos en la misma. No se observaron por otro lado alteraciones cromosómicas en los análisis cromosómicos efectuados en diferentes individuos de dicha población.

Figura 1. a) Cromosoma a un aumento de 1000 X y b) población de *P. hartwegii*. Fotos. Tivo (2001).

Conclusiones.

El protocolo establecido resultó adecuado para efectuar análisis cromosómicos en *Pinus hartwegii* Lindl. Los análisis citogenéticos efectuados en la población del Cofre de Perote permitieron corroborar la presencia de 24 cromosomas en esta especie.

Bibliografía.

(1)Curtis, P. 1981. Universidad Autónoma de Chapingo. Ed. Patera. México. Pp.29–32.
(2)Iglesias, D.C. 1994. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México. 28p.
(3)Iglesias, L. y Solís, L. 2001. En. IV Congreso Forestal. Guadalajara, México.
(4)Löven, A. & D. Löve. 1974. Atlas of the Slovenian Flora. Vol. 1. Cramer, Germany.
(5) Muratova, E. 1995. Cytogenetics. Part 2.
(6)Servicio Meteorologico Nacional. 1984. Dirección General de Geografía y Meteorología. México. 799p.
(7) Solís, R.L. 2002. Tesis de Maestría. Instituto de Genética Forestal, Xalapa, Veracruz, México. 130p.
(8) Tivo, F.Y. 2002. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Veracruzana. Peñuela, Veracruz, México. 100p.
(9) Tivo, F.Y 2004. Tesis de Maestría. Instituto de Genética Forestal, Xalapa, Veracruz, México. 146p.

RADIOSENSIBILIDAD CON ^{60}CO EN SEMILLAS DE *Abies religiosa* (Kunth Schltdl. et Cham.) DEL COFRE DE PEROTE, VERACRUZ, MÉXICO

RADIOSENSIBILITY WITH ^{60}CO IN SEEDS OF *Abies religiosa* (Kunth Schltdl. et Cham.) OF COFRE DE PEROTE, VERACRUZ, MÉXICO

Yamilet Tivo Fernández[1] y Lourdes G. Iglesias Andreu[2], Ignacio Mora[3]

yamilet84@yahoo.com.mx[1]; lgeorg01@hotmail.com[2]. Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada. Circuito Los Lagos s/n, Zona Universitaria. Tel. 01 (228) 8 42 27 73. Xalapa, Veracruz, México.

Summary

The use of ^{60}Co is a technique considered as auxiliary to the genetic improvement and which has been applied with success in different forest species. Some studies have put in evidence their utility to modify the characteristic as for germination of the seeds. For such a reason, we developed a study with radiation from ^{60}Co to different dose in the population's of seeds of *A. religiosa* of the Cofre de Perote, Veracruz, with the purpose of to evaluate the radiosensibility and to analyze the variables implied in this answer with a view to evaluating its utility in future works of induction of mutations in this species, since the same one spreads to register low percentages of viability and a high content of vain seeds.

Key words. *A. religiosa*, gamma ray, radiosensibility.
Palabras claves. *A. religiosa*, rayos gamma, radiosensibilidad.

Introducción

A. religiosa (comúnmente nombrado oyamel o abeto) al igual que muchas coníferas se caracteriza por presentar bajos porcentajes de viabilidad y un alto contenido de semillas vanas (1). Por otro lado, las experiencias en su plantación posterior y cultivo no han sido muy éxitosas en México, lo que limita la restauración de sus poblaciones por medios artificiales en localidades con baja densidad por rodal (2).

Las radiaciones ionizantes constituyen en la actualidad una vía muy importante para ampliar la base genética de especies de importancia forestal (3). Por esta vía se puede crear variabilidad genética que no existe en la naturaleza o que no se al alcance del mejorador (4). Aunque en forestales se ha empleado esta técnica (5) no se cuenta con suficiente información sobre el uso de la misma en esta especie. Es por ello que se emprendió el presente trabajo con la finalidad de conocer la radiosensibilidad de semillas de *Abies religiosa* colectadas en la población del Cofre de Perote, Ver irradiadas con diferentes dosis de radiaciones gamma.

Materiales y métodos

Para realizar la irradiación se seleccionaron dos réplicas de muestras de 100 semillas de *A. religiosa* colectadas masalmente en el Parque Nacional del Cofre de Perote ubicado entre los 19°31' latitud Norte y 97°09' longitud Oeste. Las semillas fueron sometidas a 5 dosis de ^{60}Co (2, 5, 10, 15 y 20 Gy). Tanto las semillas irradiadas, como los correspondientes controles se sembraron en bandejas conteniendo suelo del bosque y arena (1:1) bajo condiciones de invernadero.
Como indicadores de la radiosensibilidad, se determinó el porcentaje de germinación de las semillas a los 30 días de sembradas, la supervivencia a los 120 días de la siembra, así como la altura (cm) y el número de acículas de las plántulas, expresadas en porcentaje como valor relativo con respecto al control (lm), mediante la siguiente expresión.

$$Lm = \frac{li}{lc} \times 100$$

Donde:
li: Mediciones de los tratamientos irradiados
lc: Valor del control

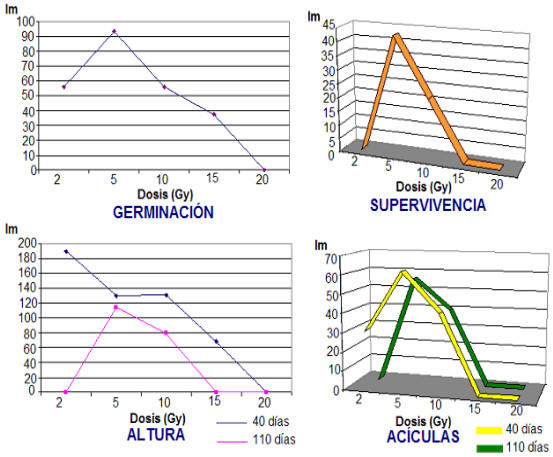
Se obtuvieron las curvas dosis-efecto para cada variable analizada en el estudio. Se

determinó la GR30 (Dosis que reduce el 30% del crecimiento), GR50 (Dosis que reduce el 50% del crecimiento) y la DL50 (Dosis que reduce el 50% de la población), para cada una de éstas (6).

Resultados

Los resultados obtenidos mediante el indicador Lm la germinación presentaron porcentajes superiores en la dosis 2 (93.64) seguido de la dosis 1 y 3 (56.18 cada una). De igual manera, se detectó una mayor supervivencia de las plántulas en las dosis 2 y 3 (42.92 y 21.46 respectivamente). No se observó como se esperaba efecto radioestimulatorio en estas variables como ha sido observado por diversos autores trabajando en otras especies de coníferas (5).

Por otro lado los mayores valores de altura de las plántulas se presentaron en la dosis 1 (189.33). En la dosis 2 se observó un mayor número de acículas (61.87), seguidas por las dosis 1 y 3 (30.52 y 41.25 respectivamente) (Gráfica 1).



Gráfica 1. Determinación de la germinación, supervivencia, altura y el número de acículas de plántulas de *A. religiosa* mediante el indicador Lm.

Cabe señalar que el efecto de las altas dosis de rayos gamma fue drástico sobre el crecimiento y desarrollo normal de las plántulas obtenidas. Aunque se observó la emisión de la radícula y, en algunos casos, la expansión de los cotiledones, las plántulas, provenientes de dosis elevadas adquirieron a los pocos días de germinadas un coloración violáceo. Luego se tornaron débiles y no sobrevivieron.

Estos resultados concuerda con lo reportado (7), en relación a que la frecuencia de mutaciones se incrementa con el aumento de la dosis aplicada y por ende la capacidad de supervivencia decrece con el incremento de las dosis. Es por ello que para incrementar las probabilidades de obtener mutantes, la dosis a utilizar deberían permitir la supervivencia de alrededor de un 40–60% de la población y un retardo en el crecimiento de las plántulas de un 50% (6). De acuerdo con estos resultados dosis por encima de 10Gy producen importantes efectos deletéreos que comprometen la capacidad de supervivencia del material irradiado.

Conclusión.

Se detectó un efecto importante de las dosis de radiaciones gamma evaluadas sobre las características de germinación y de crecimiento. Se determinó que las dosis de ^{60}Co mas adecuada para producir micromutaciones, en *Abies religiosa* no deben ser mayores a 10Gy .

Bibliografía.

(1) Franklin, F.F. 1974. *Abies* Mill (Fir). Gen. Tech. Rep W/N. USDA Forest. 15 p.
(2) Nieto de Pascual-Pola, C., Musálem, M. A. y Ortega-Alcalá, J. 2003. Agrociencia.37(5): 521-531.
(3) Jain, S.M. 2002. Feeding the world with induced mutations and biotechnology. Proceddings of International Nuclear Conference 2002-Global trends and perspectives. Seminar 1:Agriculture and Bioscience. MINT, Bangi, Malaysia. Pp 1-14.
(4)Castillo, J.; Estévez, A.; González, M.E.; Castillo, E. y Romero, M. 1997. Cultivos Tropicales.18(1):62-65.
(5)Sokolov, M.V., Isayenkov, S.V. y Sorochynskyi, B.V. 1998. Tsitologiyai Genética. 32(4):65-71
(6) OIEA. 1997. Manual on mutation breeding. FAO/IAEA. Sec. Ed. IAEA. Technical Reports. Serie No. 119. Pp. 1-218.
(7) Nwachukwu, E, Ene, L y Mbanaso, E. 1994. In den Tropen and Subtropen 95 (Jahrgang).Pp. 99-103.

Polimorfismo bioquímico en la población de *Pinus hartwegii* del Cofre de Perote, Ver., México.

Lourdes G. Iglesias Andreu[1] Mauricio Luna Rodríguez[2] y Anabel Barrales Palacios[3]

[1]lgeorg01@hotmail.com. [2] VER [3]leanasisao@yahoo.com.mx. [1,2] Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada. Universidad Veracruzana (LABIOTECA). Xalapa, Veracruz, 91000 México. Tel. 01 (228) 8422773 ext. 12773. [3] Laboratorio de Alta Tecnología (LATEX) Xalapa, Veracruz, 91000 México. 01 (228) 813952 ext. 13952

Summary

Polyacrylamide gel electrophoresis was employed to study the isoenzyme (esterase and acid phosphatas) and protein variation in a populations of *Pinus hartwegii* from Cofre de Perote, Ver., México. The phenotypic diversity was measured by means of the number of isoforms detected and the polymorphic index (PI). The relatively high level of genetic variation found in this population (68.4%) is consistent with several aspects of its biology.

Introducción.

Pinus hartwegii Lindl. se presenta en el estado de Veracruz como pequeñas poblaciones disjuntas distribuidas en un estrecho y extremo rango altitudinal en las localidades Cofre de Perote y Pico de Orizaba. Dentro de ellas la población del Cofre de Perote ha sufrido en los últimos años serias afectaciones por incendios y talas clandestinas que han ocasionado una disminución en el tamaño de la misma. Sin embargo no se han desarrollado hasta la fecha suficientes estudios genéticos que permitan el desarrollo de una estrategia que no solo coadyuve a la conservación de estos valiosos recursos genéticos forestales, sino también al desarrollo de trabajos de reforestación y rehabilitación. Es por ello que como parte del estudio de la diversidad genética que actualmente se lleva a cabo en algunas poblaciones de esta especie, se propuso en el presente trabajo, evaluar la variación bioquímica intrapoblacional existente en la población del Cofre de Perote, Ver.

Materiales y métodos.

Para el desarrollo del presente estudio, se colectaron conos de la parte media de 6 árboles (A1, A17, A19, A20, A28, A-30) de la población de *Pinus hartwegii* del Parque Nacional Cofre de Perote, Veracruz ubicada a los 19°15' de latitud Norte y 97º longitud Oeste en la zona central-occidente del estado de Veracruz (Figura 1).

Figura 1. Ubicación de la población de *Pinus hartwegii* del Cofre de Perote.

El megagametofito (M) de semillas previamente germinadas (3 a 5 mm de radícula) fue homogenizado en tampón fosfato 0.2M pH 7.5 (1). Los extractos obtenidos se centrifugaron a 14000 rpm durante 5 minutos. Los análisis isoenzimáticos se realizaron en un sistema de tampones discontinuos y geles de poliacrilamida adaptado a la técnica de lámina vertical (2). Las corridas se realizaron a 250 mA, durante 5 h. Los geles fueron teñidos para proteínas totales (3) e isoenzimas: esterasa (Est; E.C. 3.1.1.2) y fosfatasa ácida (AcP; E.C. 3.1.3.2), (4). Basado en estos datos se calculó el número de isoformas y variantes polimórficas por cada sistema examinado así como el nivel de polimorfismo en esta población. El polimorfismo detectado se codificó con valores 0 y 1 (ausencia o presencia de cada banda). Los datos fueron luego procesados mediante análisis de conglomerados. Este se realizó de forma jerárquica, utilizando el coeficiente de Jaccard como índice de similitud y el algoritmo de ligamiento completo (6).

Resultados.

Los resultados obtenidos revelaron la presencia en general de una buena resolución y repetibilidad en los perfiles de bandas obtenidos, lo cual resulta muy útil para la evaluación del polimorfismo intrapoblacional. Se constató la presencia de un total de 19

isoformas anódicas. De estas 4 correspondieron a proteínas totales, 12 a esterasas y 3 a fosfatasas ácidas. (Figura 2).

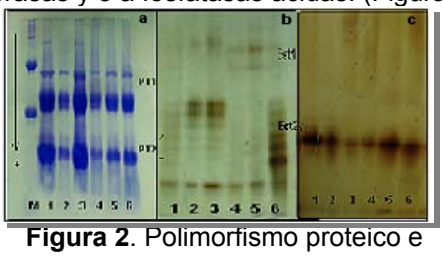


Figura 2. Polimorfismo proteico e isoenzimática en megagametofitos de *Pinus hartwegii* a: proteínas totales, b: esterasas y c: fosfatasas ácidas).

Los resultados obtenidos mostraron un mayor polimorfismo en la composición esterasa (Figura 3). El mayor número de isoformas esterasas en relación con lo reportado por otros autores en coníferas (7) pudiera deberse, entre otras, a que éstas constituyen un grupo complejo y heterogéneo de enzimas capaces de hidrolizar ésteres en sus componentes ácidos y alcoholes, así como al empleo de geles de poliacrilamida en lugar de geles de almidón que ofrecen en general un mayor poder resolutivo.

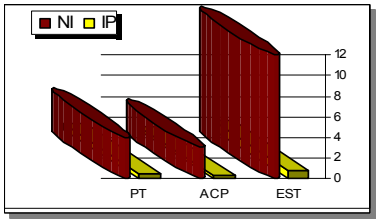


Figura 3. Numero de isoformas (NI) y variantes polimórficas (IP) de: proteínas totales (PT), fosfatasa ácidas (ACP) y esterasas (EST) detectadas en *Pinus hartwegii* del Cofre de Perote, Ver.

El nivel de polimorfismo detectado en esta población resultó relativamente elevado (68.4%). Este concuerda con lo detectado en la población del Pico de Orizaba (8) así como con aspectos de la biología de las coníferas (9). Estos resultados pueden explicarse si se considera que en aquellas poblaciones pequeñas y aisladas geográficamente la probabilidad de estructuración genética son mayores, porque *se promueve la fijación y* perdida de alelas entre las diferentes poblaciones por deriva genética.

Por último los resultados del análisis de conglomerado realizado, permitió clasificar a los árboles en estudio en 2 grupos (Figura 4).El grupo I estuvo conformado por los árboles: 8,19 y 20 mientras que el grupo II por los árboles:17,28 y 30.

Figura 4. Dendrograma de la clasificación bioquímica de los árboles.

Conclusión.

Se detectó la existencia de un polimorfismo bioquímico importante. Las variantes polimórficas detectadas sugieren la existencia de una variación intrapoblacional. En base a la variación bioquímica detectada se clasificaron a los árboles examinados en dos grupos.

Bibliografía.

(1)Hodgkiss, P. 1998. Isozymes, Allozymes: Assays Of Genetic Variation. Dendrome Database. [En Línea] <http: //Dendrome.Ucdavis.Edu/˜Phodgski/Iso.Index.html>[Consultado: Julio 25, 1998]

(2)Chappel, T., Iglesias, L., Barreto, A., Baisre, F. y Simon, J. P. 1974. A Simplified Apparatus For Vertical Slab Electrophoresis in Polyacrylamide Gel. Lab. Practice. 23:311-312.

(3)Laemmli, U. 1970. Cleavage of structural proteins during the assembly of the head of bacteriophage T4. Nature. 227: 680-685.

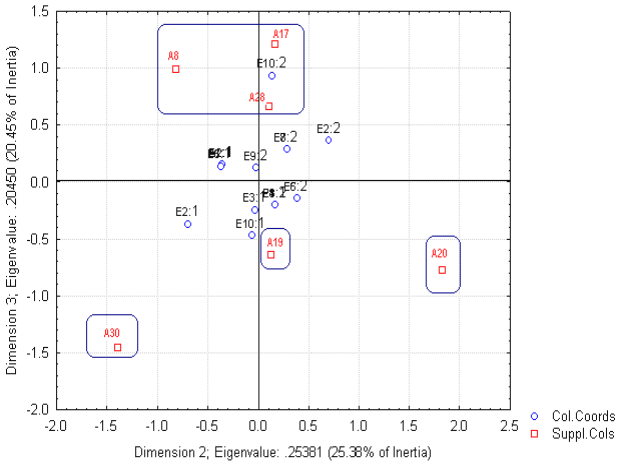
(4) Iglesias, L. 1986. Estudio de la Variabilidad Morfoagronómica y Bioquímica en Soya (*Glicine max* (L.) Merrill). Tesis de Grado de Doctor en Ciencias. Instituto Nacional De Ciencias Agrícolas. La Habana, Cuba. 232p.

(6)Rohlf, F.J. 1997. NTSYS-pc numerical taxonomy and multivariate analysis system, Version 2.00. Exeter Software Publications. New York. 31p.

(7)Larionova, A.Y. 1995. Inheritance of Allozyme Variants in Siberian Spruce (*Picea obovata* Ledeb.). Russian Journal of Genetics. 31(9): 1261-1267.

(8) Solís, L. 2002.

(9)Ramantha Rao, V. y Hodgkins, T. 2002. Genetic diversity and conservation and utilization of plant genetic resources. Plant Cell, Tissue and Organ Culture. 68:1-9.



PTERIDOFITAS INDICADORAS DE ALTERACIÓN AMBIENTAL EN SAN JERÓNIMO AMANALCO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

PTERIDOPHYTE INDICATORS OF ENVIRONMENTAL DETERIORATION IN SAN JERONIMO AMANALCO, TEXCOCO, STATE OF MEXICO

Ma. Lucía Rodríguez Romero[1], Leticia Pacheco Mota[2] y José Alejandro Zavala Hurtado[2]
[1] Alumna del Doctorado de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma Metropolitana
[2] Profesores del Departamento de Biología. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa
Av. San Rafael Atlixco No. 186, Col. Vicentina, Iztapalapa. C. P. 09340. México, D.F.

Palabras clave: indicadores; bosque templado; Pteridophyta; ferns
Key words: indicators; temperate forest; Pteridophyte, ferns.

ABSTRACT

The patterns of distribution of twenty seven pteridophyte species were studied as possible indicators of environmental deterioration in the temperate forest of San Jeronimo, Amanalco Texcoco, State of Mexico. The presence and abundance of the Pteridoflora was related with edaphic, topographic and vegetation variables in one hundred sampling locations within a 494 hectares site. The relationship between these variables were analyzed by means of a Canonical Correspondence Analysis. From this analysis, five landscapes were determined in the studied area according to the deterioration degree.

INTRODUCCIÓN

En este trabajo se realizaron estudios a nivel local, en un bosque templado con áreas que presentan elementos de paisaje muy diversos, cuyo reflejo se manifiesta en la diversidad y abundancia de la vegetación en cada uno de ellos. El propósito de este estudio fue descubrir y describir el cambio de la abundancia y la diversidad de las pteridofitas, basado en factores edafológicos que pueden poner de manifiesto el grado de alteración ambiental local.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra en la zona Oriente del Estado de México, en el municipio de Texcoco. La localización del área de estudio es: 98º 43.5' a 98º45' longitud oeste y 19º30.5' a 19º31.5' latitud norte, en San Jerónimo Amanalco.

Se ubicaron de manera sistemática 88 puntos de muestreo separados cada 250 m, más 12 sitios de muestreo elegidos subjetivamente por sus características particulares. En campo se registraron los datos de altitud, pendiente, orientación, descripción de materia orgánica y textura, tipo de vegetación, abundancia y densidad de la misma, además del tipo de alteración y grado de deterioro en su caso.

El pH se midió con un potenciómetro digital marca Hanna Instruments HI 8314, en suspensión de suelo y agua destilada con relación suelo-agua de 1:2.5 para medir la concentración de iones hidrógeno solubles[1]. El porcentaje de materia orgánica se determinó con la técnica desarrollada por Walkley y Black [1].

Se registró de la presencia y riqueza de especies terrestres y helechos típicamente epífitos que se encontraron como formas terrestres. Sólo se tomaron en cuenta aquellos taxa en los que el rizoma quedó incluido dentro de cada unidad de muestra. En el área de estudio se colectaron en campo muestras de helechos y plantas afines durante dos años de recorrido conforme al método clásico señalado por Lorea & Riba[2].

Para tener una idea más clara acerca de la composición pteridológica del suelo del área de estudio por el depósito de esporas, se hizo un estudio del número de gametofitos y esporofitos obtenidos de éstas. El suelo colectado se depositó en un vaso de unicel por muestra, los recipientes fueron puestos en charolas y cubiertos con bolsas de polietileno transparente, se regaron cada semana con agua potable hasta obtener esporofitos. Cada quince días se revisaron y contaron los gametofitos y/o esporofitos en cada recipiente.

Se formaron dos matrices, una de variables físicas y edáficas y otra que corresponde al número de individuos por especie de los taxa registrados en cada sitio de muestreo del área de estudio. La correspondencia entre sitios de muestra y taxa se obtuvo analizando abundancia y presencia-ausencia de helechos y plantas afines, con un análisis multivariado de clasificación con el método de varianza mínima, con base en una matriz de distancias

euclidianas generadas a partir de la matriz de especies[3].
La comparación entre variables ambientales y taxa se logró con el Análisis de Correspondencia Canónico[3], Los análisis multivariados fueron realizados por medio del Paquete Estadístico Multivariado (MVSP 3.12)[4].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con base en los análisis, se puede apreciar que la separación entre grupos y la relación de estos con su respectiva correspondencia entre pteridofitas y variables ambientales es positivamente distinguible cuando se considera la presencia-ausencia y que, en cambio, no resulta fácil visualizar la clasificación con base en la abundancia ya que existen grupos cuyas variables no muestran un patrón general y en cambio parecen estar situadas en campo, en una fase de transición o de alteración intermedia. En términos generales, es posible considerar que el análisis que nos da más información sobre especies indicadoras es el de presencia y que una vez determinadas entonces el análisis de abundancia se hace importante. Por lo anterior, se generaron para el área de estudio cuatro grupos claramente distinguibles tanto por sus características ambientales como por la presencia de helechos, los que a su vez, al ser exclusivos en cuanto a la presencia o ausencia de las especies, nos pueden servir como indicadores de alteraciones ambientales.
Así, tenemos que en San Jerónimo Amanalco, se observaron áreas discretas dispersas, que en conjunto formaron 4 paisajes básicos de acuerdo al relieve y grado de alteración, y estos a su vez se vieron reflejados primero en la presencia y después en la abundancia de algunas pteridofitas, los paisajes son: erosión, montaña con deterioro moderado reversible, montaña sin deterioro aparente y cañada sin deterioro aparente.
Erosión. En paisajes erosionadas la riqueza se restringe a 4 especies, *Cheilanthes hirsuta*, presente en todos los grupos, disminuye su abundancia en estas áreas; sin embargo, *C. aff. bonariensis*, *C. bonariensis* y *Pellaea ternifolia* son comunes, además de que son estos ambientes los que favorecen el aumento de su abundancia relativa.
Montaña con deterioro moderado reversible. En cuanto a la presencia de pteridofitas, dos especies son comunes en estos paisajes, *Cheilanthes hirsuta* y *C. lendigera*, pero *C. hirsuta* tiende a incrementar su abundancia relativa en fragmentos abiertos, que presentan algún tipo de deterioro.
Montaña sin deterioro aparente. Los bosques con vegetación primaria se ubicaron en relieve de montaña; siendo estos los que tienen las condiciones propicias para el establecimiento de poblaciones de helechos. Es de llamar la atención la abundancia de algunos taxa como *Adiantum poiretii*, *Asplenium monanthes*, *Cheilanthes myriophylla*, *Pellaea cordifolia* y *Woodsia mollis;* pero sobre todos éstos helechos, *Cheilanthes lendigera*, presenta la mayor abundancia relativa del paisaje.
Cañada sin deterioro aparente. En todas las cañadas, se registró la mayor riqueza de especies, pero a su vez, la abundancia relativa disminuye, probablemente por la competencia que se establece por el espacio.
Adiantum andicola y *Pellaea cordifolia* si bien, no fueron abundantes, si en cambio fueron constantes en todos los sitios.
Erosión severa (desertificación). Se caracteriza por la ausencia de pteridoflora.

CONCLUSIONES

Cheilanthes bonariensis, *Cheilanthes aff. bonariensis* y *Pellaea ternifolia* son indicadoras de deterioro ambiental.
Los taxa que únicamente crecen en paisajes sin deterioro aparente son: *Adiantum andicola*, *Adiantum poiretii*, *Argyrochosma incana*, *Asplenium commutatum*, *Dryopteris pseudo filix-mas*, *Equisetum hyemale* y *Pteris cretica*.
En áreas que han sido cultivadas por eucaliptos como estrategia para reducir la erosión, disminuye la diversidad y abundancia de especies de pteridofitas.

BIBLIOGRAFÍA

[1]Reyes Jaramillo, I. 1996. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D. F. 257 pp.

[2]Lorea, F. & R. Riba. 1990. Consejo Nacional de la Flora de México, A. C. México. 12 pp.

[3]Gauch, H. G. 1982. Cambridge University Press. Cambridge, U. K. 298 pp.

[4]Kovach, W. L. 2003. A MultiVariate Statistical Package for Windows, ver. 3.12. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U. K.

ANALISIS DE LA COMUNIDAD DE AVES EN CUATRO ETAPAS SUCESIONALES DE BOSQUE MESOFILO DE MONTAÑA

BIRDS COMMUNITY ANALYSIS AT FOUR SUCESIONAL STAGES IN MOUNTAIN CLOUD FOREST

BIOL.MA. EMMA CISNEROS PALACIOS [1]

SUMMARY

Long-term ecological survey results are presented, regarding community structure at different sucessional stages of mountain cloud forest. at Sierra Juárez, Oaxaca, México. Using fixed-radius point-counts method[1] along two years, spatio- temporal composition and structure of birds community were assessed within four sucesional stages, namely acahual (<30 years), incipient forest (30-50 years), young forests (50-70 years) and mature forests(>70 years). Whit PCORD program[2] an indicative value for each bird species was calculated.

RESUMEN

Se presentan los resultados del estudio ecológico a largo plazo de la comunidad de aves en el Bosque Mesófilo de Montaña situado en la Sierra Juárez de Oaxaca, en la región denominada El Rincón, perteneciente al Distrito de Villa Alta. Empleando el Método de puntos de conteo de radio fijo (Hutto et al., 1994) se evalúo la composición y estructura de la comunidad a lo largo de dos ciclos anuales, en relación a cuatro estadíos sucesionales del bosque: acahuales (< 30 años), bosques incipientes (30-50 años), bosques jóvenes (50- 70 años) y bosques maduros (>70 años). Con el programa PCORD (Mc Cune & Mefford, 1997) se calculó el valor como indicador de las especies registradas en cada estadío,

INTRODUCCIÓN

El Bosque mesófilo de montaña es una de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial; la extensión de este tipo de ecosistema en Oaxaca es una de las mayores de la República y diversos estudios muestran su importancia, tanto por el número de especies que aloja como por el alto grado de endemismo que se presenta. Las aves constituyen uno de los mejores bioindicadores del estado de conservación de un ecosistema, por lo que su estudio permite evaluar rápidamente el estado de salud de un bosque determinado. El objetivo de este estudio fue determinar la composición y estructura de la comunidad de aves a lo largo del ciclo anual y estudiar el gradiente sucesional que se presenta en el Bosque mesófilo, determinando qué especies sirven como indicadoras de las etapas serales y, por ende, del grado de conservación del mismo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se empleo el método de puntos de conteo de radio fijo[1] para determinar índices de abundancia relativa; se realizó un muestreo estratificado simple en los cuatro estadíos sucesionales del bosque. Se muestreo desde marzo del 2000 a diciembre del 2002, cada mes y medio, con un total de 98 días de muestreo. Los puntos de conteo se determinaron con

GPS a fin de garantizar una distancia mínima de 200 m entre ellos.

Se calculo el índice de diversidad de Shannon-Winer para el total de la comunidad y para cada uno de los estadíos. Se completó el listado de la zona mediante la captura con redes de niebla, así como con registros fotográficos de algunas especies.

RESULTADOS

Este estudio permitió completar la lista total de las especies de aves presentes en esta porción de Bosque Mesófilo a 90 especies. Dentro de la comunidad de aves de Bosque Mesófilo las Familias mejor representadas son la Emberizidae, la Trochilidae y la Muscicapidae que cuentan con 22, 11 y 8 especies respectivamente. El chinchinero *Chlorospingus ophthalmicus* es la especie dominante por número y frecuencia de ocurrencia, registrándose desde individuos solitarios hasta grupos numerosos (>20).

Los valores de H´ van de un mínimo de 1.6970 para el mes de Octubre del 2001 al máximo de 2.3953 en Noviembre del 2000. El índice de diversidad H´ muestra una diferencia significativa entre los cuatro estadíos, encontrándose una mayor diversidad en los bosques incipientes y acahuales.

Empleando el número promedio de individuos por punto de conteo, para cada especie, en los cuatro estadíos y su frecuencia de ocurrencia en los mismos el programa PCORD determinó que *Chlorospingus ophthalmicus*, es una especie indicadora de acahuales, *Chlorospingus ophthalmicus y Henicorhina leucophrys,* lo son para el bosque incipiente, *Myadestes occidentalis* para la etapa de bosque joven *y Xiphorhynchus erythropygius* es característica del bosque maduro.

En la zona se registro la presencia cuatro especies endémicas de México (4.4 %) y trece endémicas de Mesoamérica (14.4 %); Del total registrado se tienen 21 especies enlistadas en la NOM- 059-ECOL-2001, nueve con protección especial (10%), 10 amenazadas (11.1 %), entre otras *Atthis heloisa, Spizaetus tyrannus y Cyanollica cucullata* y dos especies en peligro de extinción (2.22%), el águila ornada (*Spizaetus ornatus*) y el pajuil (*Penelopina nigra*). *Spizaetus tyrannus* es un registro nuevo para el estado.

CONCLUSIONES

La zona de Bosque mesófilo de El Rincón de Sierra Juárez tiene una alta riqueza biológica, (90 especies registradas hasta el momento), mayor que la reportada para la zona de La Esperanza, Comaltepec[3] y otras zonas de Bosque mesófilo en la República; se presenta un grado medio de endemismo (18.8%) y un alto grado de especies en estatus de riesgo (23.3%). Esta zona debe considerarse prioritaria para la conservación del ecosistema de bosque mesófilo.

BIBLIOGRAFÍA

1.-Hutto, R. L., S. M. Pletschet and P. Hendricks. 1986.The Auk 103:593-602.

2.-Mc Cune, B. and M. J. Mefford. 1997. M y J Software, Gleneden Beach, Oregon, U:S:A

3.-Torres, M. 1992. Tesis Facultad de Ciencias, UNAM

1.-Investigadora. Becaria COFAA
CIIDIR UNIDAD OAXACA
Laboratorio de Investigación de Vertebrados Terrestres
Programa de Recursos Naturales
Email: emmacisneros2@hotmail.com

¿EL EFECTO DE BORDE INFLUYE LA DISPERSIÓN DE SEMILLAS POR MURCIÉLAGOS?

DOES SEED DISPERSAL BY BATS IS INFLUENCED BY THE EDGE EFFECT?

Oscar Leao Falcón Sáenz[1] y Jorge Galindo-González[2]

Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana
[1]bioscar_bat@yahoo.com.mx; [2]jgalindo@uv.mx

PALABRAS CLAVES: fragmentación de hábitat, murciélagos, regeneración, selva mediana subperennifolia.
WORDS KEY: bats, habitat fragmentation, regeneration, tropical subdeciduous forest.

SUMMARY. As a consequence of human activities forests of the world has been severely fragmented creating edges, and decreasing biodiversity. Animals as seed dispersers are important on plant reproduction, colonization and establishment. Our objective was to investigate the edge effect on seed dispersion by bats in a fragmented landscape of subdeciduous forest. During one year we captured 144 bats, and collect a total of 84 fecal samples with seeds. Twenty samples (23%) were registered inside the forest; 57 samples (67%) at edges; and 7 (8%) at the matrix of the landscape. Bats disperse seeds mainly from plant families: Piperaceae (70%); Solanaceae (18%), Cecropiaceae (9%), and Moraceae (3%).

INTRODUCCIÓN. La transformación de las selvas tropicales en pastizales y áreas cultivo conducen a la fragmentación del hábitat y a la perdida de especies locales (1,2). Una consecuencia de la fragmentación es la creación de bordes, transiciones abruptas entre la vegetación y la matriz adyacente, que forma una banda ecológicamente diferente entre dos unidades del paisaje. Sus características dependen de la estructura de la vegetación y composición florística, así como de las unidades contiguas del paisaje. Pueden estar constituidos de especies de ambas unidades o puede contener un grupo de especies exclusivas (3,4). La regeneración de las plantas depende de su capacidad para dispersar sus propágulos y colonizar algún sitio. Los vertebrados frugívoros como dispersores de semillas son muy importantes en la reproducción, colonización y establecimiento de especies de plantas (5). Los murciélagos y las aves son los dispersores más importantes (6). Se ha reportado que los murciélagos de la familia Phyllostomidae dispersan semillas de varias especies de plantas de la selva alta perennifolia, particularmente pioneras y de estados de sucesión tempranos (6,7,8), sin embargo, no hay reportes para la selva mediana subperennifolia. Este tipo de vegetación, se caracteriza porque más del 40% de las especies arbóreas son caducifolias (9). Es uno de los tipos de vegetación con mayor extensión en la zona cálido-húmeda de México; y está ampliamente representada en la Vertiente del Golfo (10). El propósito de este trabajo es investigar el efecto de borde sobre la dispersión de semillas por murciélagos en un paisaje fragmentado.

MATERIALES Y MÉTODO. El área de estudio se encuentra localizada en el municipio de Córdoba, en la región central del Estado de Veracruz, México, entre los 18°53' latitud Norte y 96°56' longitud Oeste, con una altitud promedio de 860 m. El clima es semicálido húmedo, con temperatura media anual mayor de 18°C, se caracteriza por estar extremadamente perturbado y fragmentado, con remanentes de selva en las partes altas, rodeados por una matriz de cultivos caña de azúcar en las partes planas y cafetales de sombra abandonados en las laderas de los cerros. En la selva son dominantes *Ficus* spp. *Manilkara zapota, Cedrela odorata* y *Piper aequale*; en el borde *P. auritum*, *P. yzabalanum, Ricinus* spp. y *Cecropia obtusifolia*, y en el exterior cultivos de caña de azúcar. Seleccionamos tres fragmentos de selva mediana subperennifolia, en cada fragmento se localizaron tres tipos de hábitat: Interior (fragmento de selva), borde, y exterior (monocultivo de caña de azúcar). Durante un año (Dic.- 2004 a Nov.- 2005), colectamos murciélagos con redes de niebla, los identificamos al nivel de especie, marcamos y liberamos *in situ*. Bajo cada red colocamos un plástico con el objeto de colectar las excretas con semillas

depositadas por los murciélagos. Las semillas se colocaron en bolsas de celofán, anotando fecha, tipo de hábitat donde se colectó y el murciélago dispersor (6). Colectamos, identificamos y extrajimos las semillas de plantas con frutos encontradas en el área de estudio, con la finalidad de formar una colección de referencia para la identificación de las semillas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN. Hasta el momento, se colectaron un total de 144 murciélagos de 12 especies, de las familias Phyllostomidae y Vespertilionidae. El 96% fueron frugívoros (9 especies), 3% polinívoros y 1% insectívoros. Se obtuvieron un total de 84 muestras fecales con semillas de los siguientes murciélagos frugívoros (Phyllostomidos): *Sturnira lilium* 70.2%, *Carollia perspicillata* 21.4%, *Artibeus intermedius* 2.3%, y *Dermanura tolteca* 2.3% como los más importantes. Dispersaron semillas de al menos 10 especies de plantas, de las siguientes familias: Piperaceae con al menos cuatro especies (70%); Solanaceae tres especies (18%), Cecropiaceae una especie (9%), y Moraceae con dos subgéneros (3%). Estas especies, tienen formas de vida tanto arbóreas como arbustivas y herbáceas; y corresponden a estadios de sucesión secundaria temprana como de sucesión avanzada. Por lo que son importantes en los procesos de regeneración, particularmente en áreas perturbadas y desprovistas de su vegetación original (6,11). En el interior de los fragmentos de selva se registraron un total 20 muestras (23%); en los bordes 57 muestras (67%); y el exterior 7 muestras (8%) (Fig.1).*S. lilium* fue el agentes dispersores más importante, tanto por su abundancia (101 individuos), como por la cantidad de semillas que dispersa (69 muestras fecales), de las cuales el 71% fueron Piperaceae, 18% Solanaceae y 10% Cecropiaceae; seguido de *C. perspicillata* (20 individuos) con 20 registro de semillas que corresponde un 90% Piperaceae, 5% Moraceae y 5% Cecropiaceae.

CONCLUSIONES. Los murciélagos frugívoros juegan un papel importante en la restauración y regeneración de la selva; dispersan semillas en su mayoría pioneras a zonas perturbadas como los bordes (67% de las muestras) y del exterior. Las especies dispersadas son herbáceas (Piperaceae, Solanaceae) y arbóreas (Moraceae, Cecropiaceae). Los dispersores más importantes fueron *S. lilium* y *C. perspicillata*, los cuales se han reportado como especies que se benefician en hábitats fragmentados y perturbados (12), y son eficientes agentes dispersores de una gran variedad de semillas pioneras y de estados sucesionales avanzados, participando activamente en la formación de núcleos de regeneración (2,6,11). El borde jugó un papel importante como elemento del paisaje; proporciona abundante alimento, provee refugio y sirve de corredor entre los elementos del paisaje para algunas especies de murciélagos.

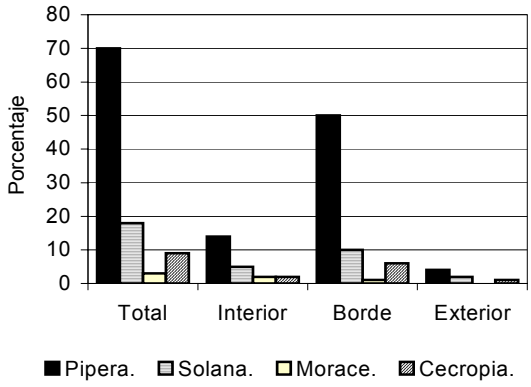


Fig.1. Familias de plantas dispersadas por murciélagos, por tipo de hábitat

BIBLIOGRAFÍA

1) Fahrig L. 2003. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 34: 487-515.
2) Galindo-Gonzáles J., V. J. Sosa. 2003. Southwest. Nat. 48: 579-589.
3) Guariguata, M. R. Kattan, G.H. 2002. ed. LUR, Costa Rica.
4) Williams-Linera. 1990. Biotropica 22:235-241.
5) Galindo-Gonzáles J. 1998. Act. Zoo. Mex. 73: 57-74.
6) Galindo-Gonzáles J., S. Guevara, & V. J. Sosa. 2003. Cons. Biol. 14:1693-1703.
7) Fleming T. H. & E. R. Heithaus. 1981. Biotropica 13: 45-53.
8) Fleming T. H. 1981. Oecologia. 51: 42-46.
9) Gómez-Pompa A. 1977. Ecología de la vegetación del Estado de Veracruz.
10) Rzedowski R. Jerzy. 1983. Vegetación de México.
11) Yarraton G. A., R. G. Morrison. 1974. J. Ecol. 62: 417- 428.
12) Galindo-Gonzáles J. 2004. Act. Zoo. Mex. 20: 239-243.

PRODUCCIÓN Y DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA DE ESPECIES ARBÓREAS EN DIFERENTES ESTADOS SUCESIONALES DEL BOSQUE MESÓFILO EN CHIAPAS

LEAF LITTER PRODUCTION AND DECOMPOSITION OF TREES SPECIES IN DIFFERENT SUCCESSIONAL STAGES OF MONTANE RAIN FOREST IN CHIAPAS

Ana Guadalupe Rocha Loredo [1] y
Neptalí Ramírez Marcial [2]

SUMMARY
Leaf litter production in 2-3 different successional stages of the montane rain forest was evaluated in two localities of Chiapas using 40 traps (0.27 m^2) per condition, and litter decomposition of seven tree species used for forest restoration was determined by litter bag method. After five months, leaf litter production and decomposition was higher in late successional conditions than in secondary conditions. Litter production varied from 21.4-59.6 g/m^2 and 16.5-63.5 g/m^2 between successional conditions in Bazom and Montebello localities, respectively. Leaf litter decomposition of *Alnus acuminata* and *Liquidambar styraciflua* have been significantly higher (45% and 28% respectively) than the others species (15-24%).

Palabras clave: Árboles pioneros, bolsas de descomposición, materia orgánica, restauración forestal, trampas de hojarasca.

Key words: Pioneer trees, litter-bag, organic matter, forest restoration, litter traps.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento de los procesos periódicos que ocurren en un bosque tales como la fenología, los ciclos de nutrientes y los patrones de productividad, son importantes como base para el manejo y aprovechamiento de los recursos forestales (2) La evaluación de la producción y descomposición de hojarasca nos permite conocer la dinámica de acumulación de Carbono y otros nutrientes, así como las tasas de liberación en forma asimilable para las plantas y la biota del suelo (1, 4) Aunque existe mucha información de la producción y descomposición de hojarasca para bosques y selvas en varias partes del mundo (por ej., 3) la información para Boques Mesófilos de Montaña (BMM) es relativamente pobre, especialmente en México.
En este estudio se evalúa la producción de hojarasca en diferentes estados sucesionales del BMM en Chiapas y paralelamente, se cuantifican las tasas de descomposición de siete especies arbóreas pioneras (*Alnus acuminata, Chiranthodendron pentadactylon*, *Clethra suaveolens, Liquidambar styraciflua*, *Quercus crassifolia, Q. sapoteifolia*, y *Pinus oocarpa*) Con esta información se pretende jerarquizar a las especies de acuerdo con su velocidad para incorporar la materia orgánica al suelo y ello ayude a cuantificar parcialmente la dinámica de nutrientes en sitios de restauración forestal llevados a cabo en varias localidades de Chiapas donde estas especies ya se están utilizando.

MATERIALES Y MÉTODOS

Producción de hojarasca

Se colocaron 20 trampas captadoras de hojarasca, que constan de una estructura cúbica de hierro de 90 x 30 x 30 cm forrado de malla de nylon con apertura de 1 mm, elevadas a 30 cm sobre el suelo. Las trampas se ubicaron en cuatro hileras de cinco posiciones equidistantes de 10 m dentro de parcelas de 2500 m^2. Las parcelas se ubicaron en cinco condiciones de bosque con dos repeticiones cada una: Bosque de Pino-Encino-Liquidámbar (BPEL) y bosque secundario (BS) en el Parque Nacional Lagunas de Montebello, municipio de La Trinitaria, Chiapas y en el Bosque de Pino (BP), Bosque de Pino-Encino (BPE) y Bosque de Encino (BE) en la localidad de Rancho Merced Bazom, municipio de Huixtán, Chiapas. La hojarasca se recolectó mensualmente y se obtuvo el peso fresco y seco de cada trampa obteniéndose un promedio por parcela.

Tasas de descomposición

Se usó el método de bolsas de descomposición (4) con malla de sombra de polipropileno de 17 x 25 cm con apertura de 2 mm, con 10 ±1 g de hojarasca en peso seco de *A. acuminata, Ch. pentadactylon*, *P. oocarpa* y *Q. crassifolia* en

[1] Tesista de Licenciatura, Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Carretera Nogales Km 15.5 Nextipac, Zapopan, Jalisco, México. Correo electrónico: annadelarocha@yahoo.com.mx
[2] Investigador Titular, Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres. El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana y Periférico Sur S/N. 29290, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. Correo electrónico: nramirezm@sclc.ecosur.mx

Rancho Merced Bazom y de *C. suaveolens, L. styraciflua*, *Q. sapoteifolia* y *P. oocarpa* en Montebello. Se colocaron aleatoriamente un total de 20 repeticiones (bolsas) por especie en cada parcela en las cuatro esquinas de las trampas captadoras de hojarasca. En tres ocasiones, se retiraron al azar cinco bolsas de cada especie, llevadas al laboratorio y secadas en estufa (65º C durante 48 horas) y se obtuvo el peso remanente. El porcentaje de descomposición se determinó como la diferencia entre el peso inicial y el peso remanente por muestra multiplicado por 100.

Análisis

La producción de hojarasca entre comunidades sucesionales dentro de cada localidad se analizó con ANOVA anidado con un solo criterio de clasificación, donde la condición está anidada en el tiempo de evaluación. La descomposición de hojarasca en cada localidad se analizó con ANOVA anidado con dos criterios de clasificación (condición sucesional y especie), donde la condición se encuentra anidada dentro del tiempo de evaluación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la localidad de Bazom la producción de hojarasca acumulada en cinco meses ha sido más alta en el BE (364.2 g/m^2), seguida del BPE (352.3 g/m^2) y más baja en el BP (241.1 g/m^2). Aunque estos valores no resultaron significativamente diferentes entre condiciones ($F_{2,\ 693}$ = 1.05, P>0.05) si lo fueron entre los periodos de evaluación ($F_{15,\ 693}$ = 26.4, P<0.001). En cambio, en Montebello, la acumulación de hojarasca fue significativamente diferente entre condiciones ($F_{1,\ 388}$ = 30.06, P<0.001) y entre periodos de evaluación ($F_{8,\ 388}$ = 2.46, P = 0.013).

En cuanto a los porcentajes de descomposición durante el periodo de muestreo en ambas localidades no se han percibido diferencias significativas (27-30% en Bazom y 20-22% en Montebello, todas las F's <0.011, P>0.90), pero sí entre las especies ($F_{3,\ 468}$ = 113.2, P<0.001 en Bazom y $F_{3,\ 311}$ = 25.85, P<0.001 en Montebello) y entre los periodos de evaluación ($F_{6,\ 693}$ = 357.6, P<0.001 en Bazom y $F_{4,\ 311}$ = 429.4, P<0.001 en Montebello) Entre las especies de ambas localidades, *A. acuminata* es la que ha tenido mayor descomposición (45.05%), seguida de *L. styraciflua* (27.64%), *Q. sapoteifolia* (14.83%) y *P. oocarpa* (19.65%) han sido los que se han descompuesto más lentamente.

Estos resultados sugieren que las comunidades con mayor edad sucesional del BMM tienen una mayor capacidad de aporte de hojarasca, independientemente de la localidad pero que varían a lo largo del tiempo. Esto puede deberse a que el tipo hojarasca sea diferente entre las etapas sucesionales debidas a la composición florística y a su fenología. Asimismo, el hecho de que las tasas de descomposición varíen entre las diferentes especies es razonable y tiene profundas implicaciones en la dinámica de nutrientes a lo largo del gradiente sucesional del BMM, donde parece que la hojarasca de las especies pioneras (*A. acuminata, Ch. pentadactylon* y *L. styraciflua*) se incorporan más rápido al suelo que otras consideradas sucesionalmete tempranas como (*Q. crassifolia, P. oocarpa, C. suaveolens* y *Q. sapoteifolia*).

CONCLUSIONES

Hay evidencia de que las condiciones sucesionalmente más avanzadas aportan mayor cantidad de hojarasca. Sin embargo, hasta el momento, la descomposición de hojarasca de las especies estudiadas a pesar de mostrar cambios en el tiempo, aun no es posible detectar diferencias significativas entre las condiciones pero sí entre las especies. La descomposición de *A. acuminata* y *L. styraciflua* parece ser mucho más rápida que para el resto de las especies incluidas en el estudio, lo que las ubica como pioneras viables para la rápida incorporación de nutrientes al suelo en sitios bajo restauración forestal.

BIBLIOGRAFÍA

1. Aber J. D. y J. M. Melillo. 1991. Saunders College Publishing. Filadelfia, Pensilvania, EUA.

2. Bracho R. y H. Puig. 1987. Pp. 83-106 en Puig H. y Bracho R. (Eds.) 1987. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz, México.

3. Fierer N., J. M. Craine, K. McLauchlan y J. P. Schimel. 2005. Ecology 86: 320–326.

4. Harmon M. E., K. J. Nadelhoffer y J. Blair. 1999. Pp. 202-240. En Robertson G. P., D. C. Coleman, C. S. Bledsoe, P. Sollins (Eds.) 1999. Oxford Univ. Press, Oxford, Inglaterra.

ESTUDIO COMPARATIVO DE LA DIVERSIDAD DE HELECHOS EN BOSQUES MESÓFILOS DE MONTAÑA (BMM) Y CAFETALES

COMPARATIVE STUDY OF THE FERN DIVERSITY OF MONTANE FORESTS AND COFFEE PLANTATIONS

Klaus Mehltreter[1,3] & José Luis González Gálvez[2,3]

Palabras clave: bosque mesófilo de montaña, cafetales, conservación, estimadores de diversidad, pteridofitas

Key words: coffee plantations, conservation, diversity estimators, montane forest, pteridophytes

Summary. We compared the fern diversity of 1000 m^2-surveys of six coffee plantations (three traditional and three commercial) and three montane forests in central Veracruz. The fern diversity of traditionally managed coffee plantations was similar to montane forests, whereas commercial plantations had very few species, mainly introduced and weedy ones. Although we did not find any rare or endangered species in coffee plantations, the latter may sustain up to 50 % of the local fern diversity of the montane forests and should benefit from the payments for environmental services of the conservation of biodiversity (1).

Introducción. Conservacionistas tomaron últimamente conciencia de la importancia de los agro-ecosistemas, por ejemplo los cafetales, para los servicios ambientales (1). La aplicación de estrategias de manejo sustentables en los cafetales, no solamente puede ofrecer servicios hidrológicos similares a un bosque mesófilo de montaña (BMM), además puede conservar un alto porcentaje de la biodiversidad local. Para investigar que parte de la biodiversidad de los BMM se presenta en cafetales, seleccionamos los helechos como grupo de bioindicadores de la diversidad.

Materiales y Métodos. Como parte de un proyecto multidisciplinario de biodiversidad (Biocafe II, CONACYT-SEMARNAT 2002-C01-0194) estudiamos la diversidad de helechos en tres cafetales tradicionales, tres cafetales intensivos y tres fragmentos de BMM en el centro del Estado de Veracruz, México. Para cada sitio muestreamos diez cuadros de 10 x 10 m. La totalidad del muestreo fue averiguado por medio de estimadores no-paramétricos de diversidad (Chao y Jackknife)(2). Los sitios fueron comparados por medio de estos estimadores, los índices de diversidad de Simpson D y Shannon H, y el índice de similitud de Jaccard (2).

Resultados y Discusión. Los estimadores no-paramétricos indicaron para todos los sitios una totalidad del muestreo de 50 – 100 %. Los BMM contuvieron alrededor de 30 especies y 300-800 individuos por sitio, e índices de diversidad de D = 13 y H = 2.8. Los cafetales tradicionales todavía conservan 20 – 35 % de la diversidad de helechos y tienen índices de diversidad parecidos a los BMM. Sin embargo, los cafetales intensivos contienen menos de 13 especies de helechos, en su mayoría de origen introducido o de carácter de malas hierbas, e índices de diversidad inferiores a los de los BMM y de los cafetales tradicionales. El índice de similitud de Jaccard entre BMM y cafetales de 0.10 - 0.27 demuestra que estos agro-ecosistemas albergan una comunidad de helechos muy diferente de especies oportunistas y tolerantes al sol, además de no contar con ninguna de las especies raras o amenazadas de los BMM.

Conclusiones. Aunque la mayoría de los helechos del BMM son demasiado sensibles para sobrevivir en los cafetales, estos pueden servir como reservorios de un tercer parte de la diversidad de helechos, en caso de que su manejo sea tradicional (sin uso de agroquímicos como fertilizantes y herbicidas) y no intensivo. Por la alta disimilitud (diversidad beta) entre cafetales, un conjunto de estos puede conservar hasta un 50 % de los helechos del BMM. Si aceptáramos los helechos como buenos indicadores, representativos de la biodiversidad en general, los cafetales tradicionales deberían

[1]Autor responsable: klaus@ecologia.edu.mx, [2]galvezj@ecologia.edu.mx, [3] Departamento Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A. C., km 2.5 antigua carretera a Coatepec No. 351, Congregación El Haya, Xalapa 91070, Veracruz, México.

considerarse como agro-ecosistemas que merecen el pago de servicios ambientales para la conservación de la biodiversidad.

Bibliografía

(1) Herrador, D. y Dimas, L. 2000. Mountain research and development 20(4): 306-309.
(2) Magurran, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell, Malden. 256 pp.

[1]Autor responsable: klaus@ecologia.edu.mx, [2]galvezj@ecologia.edu.mx, [3] Departamento Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A. C., km 2.5 antigua carretera a Coatepec No. 351, Congregación El Haya, Xalapa 91070, Veracruz, México.

DEMOGRAFÍA DE *Abies hickelii* Flous & Gausen, DE UNA POBLACIÓN DEL COFRE DE PEROTE, MÉXICO

Abies hickelii demography of a population from Cofre de Perote, México

Moisés Martínez Vázquez[1], Lázaro Rafael Sánchez-Velásquez[2] y Juan Corral-Aguirre[1]
[1] Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, moisesm804@hotmail.com,
[2] Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada, (LABIOTECA) Universidad Veracruzana, Campus para la Cultura las Artes y el Deporte, Xalapa, Ver., lasanchez@uv.mx.

Abstract
Abies hickelii is an endangered species. We studied *A. hickelii* population from El Llanillo, Mpio. Las Vigas. The populations structure is type J inverse, i.e., the population have been recruitment through time. The population growth rate (λ.) is 1.16 and the size classes who contribute more in the λ are individuals $\leq$10 DN and individuals >20 de DN. Both classes provide 62 % to λ.

Introducción
El desconocimiento casi total de la dinámica de las poblaciones y de la regeneración de las principales especies de importancia económica de los bosques mexicanos, se traduce en planes de manejo carentes de bases tanto desanómicos como ecológicos[1]. En México los bosques de *Abies* no cubren grandes superficies de terreno. Tal hecho se debe principalmente a las particulares condiciones ecológicas en que se desarrollan (2600 a 3800 msnm, terrenos con fuertes pendientes y climas fríos). Los bosques de oyamel destacan por su majestuosidad y belleza[2]. *Abies hickelii* es una especie endémica a México con distribución restringida[3] en peligro de extinción (NOM-059-ECOL-1994)[4]. Para conocer el nivel de conservación de una población y realizar actividades de manejo para su conservación, los estudios demográficos son una herramienta muy valiosa. Además pueden ser la base para el uso sustentable de este tipo de bosques[5].

Materiales y Métodos
El presente trabajo se realizó en Mpio. de Las Vigas de Ramírez, Ver. Nos planteamos, conocer la estructura y dinámica de una población de *Abies hickelii*. Se establecieron diez cuadros permanentes de veinte por veinte metros cada uno y se distribuyeron completamente al azar en una población de *Abies hickelii*. A los individuos presentes en cada cuadro se les asignó un número progresivo y fueron registrados espacialmente en una hoja cuadriculada a escala 1:100. A cada individuo se le registraron las siguientes variables: diámetro normal (DN), altura, cobertura y edad. Se contó el número de conos por individuo, y a diez conos se contó el número de semillas. También otras especies arbóreas presentes fueron registradas y se les midieron las mismas variables, excepto la edad. Después de un año se volvió a remedir todas las variables arriba mencionadas y además se registró la incorporación de nuevos individuos e individuos muertos.

Resultados
La población estudiada es joven, la estructura de tamaños representan una "j" invertida. Se encontró una relación lineal significativa entre la edad y la altura ($r = 0.97$, $p<0.01$). Las especies registradas más abundantes fueron, *Abies hickelii* y *Quercus sp.* El índice de diversidad fue de H'=1.243 (individuos >10 cm DN), mientras que en la regeneración el índice de diversidad fue de H'=0.232. Los individuos que producen conos son aquellos que con DN > 20 cm, encontrándose que cada individuo produce un promedio de 43.65 $\pm$ 16.6 conos y un promedio de 14759.086 $\pm$ 21.3 semillas. La tasa de crecimiento poblacional (λ) es de 1.16, lo que indica que la población está en aumento en un 16 % anualmente. Los valores de elasticidad muestran que las clases de tamaño que más contribuyen a la λ son, las clases de tamaño $\leq$10 DN e individuos >20 de DN. Ambas clases contribuyen en un 62 % a la λ.

Conclusiones
La población de *Abies hickelii* estudiada es joven, presenta una buena regeneración con una estructura de tamaños de J invertida. La tasa de crecimiento poblacional (λ) es de 1.16 lo que indica que la población aumenta anualmente un 16%. Con lo que respecta a la matriz de elasticidad las clases que más

contribuyen a la λ son los de las clases >1.30 ≤10 DN y >20 DN).

Bibliografía

1 Franco Pizaña,J. G., y Aldrete Menchaca, E. 1993. Agrociencia 3(3).

2 Rzedowski, J. 1981. Vegetación de México. pp. 433.

3 Ávila Bello, C. H ., López Mata, L. 2001. Interciencia. 26(6).

4 Ávila Bello, C. H. 2003. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias. Colegio de posgraduados, Montecillo, Texcoco, México.

5 PROCYMAF. 1994. http://www.semarnat.gob.mx/vida/abiehick.htm

EL MAQUIQUE DE LAS MONTAÑAS DE MÉXICO

Mónica Palacios-Rios
monica@ecologia.edu.mx
Instituto de Ecología, A.C., Apartado Postal 63,
91000 Xalapa, Veracruz, México.

RESUMEN

El 'maquique' es el material formado por las raíces adventicias de algunas especies de helechos arborescentes. Por su uso y comercialización como sustrato para cultivar epífitas y como material de construccón y el indiscriminado deterioro de su hábitat muchas de las especies de México se encuentran amenazadas. Se discuten diversos sustratos alternativos.

ABSTRACT

'Maquique' is the material of adventitous roots, which surrounds and protects the trunk of some tree ferns. In consequence of its use and commerce as substrate for cultivation of epiphytes and as building material as well as the destruction of the natural habitat most of the Mexican species are endangered. Finally we discuss different alternative materials.

OBJETIVOS

Dar a conocer el estado actual del conocimiento sobre el uso y abuso de la explotación de la fibra de maquique (obtenida de las raíces adventicias de algunas especies de helechos arborescentes provenientes de las regiones montañosas húmedas de nuestro país) y la falta de un buen manejo para resolver los problemas derivados de la extracción del 'maquique', el uso de troncos en la construcción y el deterioro de el hábitat donde crecen y que afectan directamente la conservación de los helechos arborescentes.

INTRODUCCIÓN

El 'maquique', 'maquiqui', 'malque', 'malquiqui', 'pesma', 'xaxim', 'chachi', 'parásita', 'Mexifern' o 'raíz de helecho' es una estructura formada por raíces adventicias de helechos arborescentes. Esta fibra natural con buen drenaje, que mantiene la humedad por largos periodos de tiempo, es utilizada como sustrato ideal para sembrar plantas de orquídeas, bromelias (tenchos), helechos y otras plantas epífitas. Efectivamente, el 'maquique' es obtenido de las raíces adventicias formadas en la base del pecíolo de las frondas de algunos helechos arborescentes. Los helechos arborescentes son plantas que llegan a medir hasta 10 m de alto.

Los helechos son un grupo de plantas que se distinguen porque en vez de flores y frutos poseen estructuras reproductoras denominadas soros, las cuales en lugar de formar semillas forman esporas, y también por el tipo de crecimiento que presentan las frondas al desarrollarse formando una estructura denominada cayado. El maquique es utilizado para elaborar artesanías y macetas, las cuales se usan como sustrato para orquídeas, bromelias, helechos y otras epífitas.

El maquique es obtenido de varias especies de helechos arborescentes, para Veracruz se citan varias especies de helechos arborescentes de las cuales se puede obtener el 'maquique', entre las que tenemos a *Alsophila firma* (Baker) Conant, *Cyathea fulva* (Martens & Galeotti) Fée, *Dicksonia gigantea* Karst. y *Sphaeropteris horrida* (Liebm.) Tryon, especies que se encuentran en peligro de extinción dado el abuso en su uso y el indiscriminado deterioro de su hábitat.

PROBLEMÁTICA

El 'maquique' es(de las raíces adventicias) en las especies de helechos arborescentes que lo forman, es un proceso de muchísimos años, en muchos casos difícil de estimar, probablemente de al menos 50 años de edad para poder comercializarse; sin embargo, no cabe duda, de que muchas de las estructuras y artesanías de gran tamaño que uno encuentra de venta en la calle y en los viveros, provienen de helechos de más de 100 años, los cuales han sido matados para poder trabajarse artesanalmente el 'maquique'. Definitivamente no podemos estar destruyendo algo que ni siquiera hemos creado.

A diferencia del maíz, el mango, el café, la naranja y otras frutas y vegetales que consumimos, nadie siembra y cultiva los helechos arborescentes para la obtención del 'maquique', de modo que su colecta indiscriminada para la elaboración de artesanías y macetas y su posterior comercialización, por el uso de sus troncos para la construcción, aunado con la tala inmoderada de los bosques, asi como por la pérdida del hábitat en el que se desarrollan, son las principales causas que amenazan a las especies de helechos arborescentes en nuestro país, incluyendo la ignorancia sobre lo que estas plantas significan dentro de un ecosistema, asi como, su valor biológico y la necesidad de la gente por allegarse recursos económicos de forma sencilla; el uso de las macetas y figuras elaboradas con 'maquique' es una especie de moda por tener en este sustrato las plantas en los patios de las casas. Sin duda el trabajo de concientización que se ha ido realizando localmente, debe de extenderse a otras áreas de México, asi como a los países de Primer Mundo que son los principales importadores de dicho material, para contener 'orquídeas en peligro de extinción.
El problema de la comercialización y la utilización del 'maquique', no es privativa de nuestro país, siendo

esta más grave en los países de América Tropical, debido principalmente a la destrucción de su habitat, a la colecta y comercialización del 'maquique' a nivel local y a la exportación del 'maquique' a los países del Primer Mundo.

RESULTADOS

Según la experiencia de muchos cultivadores de orquídeas y de otras epífitas, el uso del 'maquique' como sustrato no es recomendable para muchas de las especies.

- Las gran mayoría de las orquídeas, no crecen de forma natural sobre las raíces adventicias de los helechos arborescentes.
- Debido a que se acumula sales minerales que son nocivas para las raíces de las plantas.
- Ya que cuando es usado en macetas provoca que las raíces de las plantas se pudran fácilmente, afectando el buen desarrollo a largo plazo.
- Dado que el 'maquique' es el sustrato más costoso, biológicamente hablando.
- Además de que para obtener el 'maquique' es necesario matar decenas de helechos arborescentes, que en muchos de los casos tienen entre 50 ó 100 años de antiguedad o más.
- Todas las especies de helechos arborescentes que crecen en México (más de 15) se encuentran en grave peligro de extinción (ver Tabla).

Sugerencias de lo que Usted puede hacer para ayudar a la conservación del 'maquique' y poder cultivar exitosamente sus orquídeas, bromelias y epífitas en general ?

Estas son algunas alternativas relacionadas con la conservación de los helechos arborescentes, las cuales si se llevan a cabo aportarían una gran ayuda para la preservación de éstas importantes plantas que se encuentran en grave peligro de extinción, mientras no se sepa más sobre su cultivo:

- **POR FAVOR NO COMPRE MAQUIQUE A NINGUN TIPO DE VENDEDOR.**
- **UTILICE** otros sustratos que cumplan con las características adecuadas para orquídeas y/o epífitas.
- **APOYE** las investigaciones encaminadas a buscar fibras o sustratos que sirvan como sustitutos para el 'maquique'.
- **DIFUNDA** esta información.

Características de un buen sustrato

Cualquier sustrato para el cultivo, establecimiento y desarrollo adecuado de las orquídeas, debe tener las siguientes características:

- Dar buen soporte a la planta
- Tener buena aereación
- Tener buen drenaje
- Tener resistencia a la descomposición
- Ser económico (monetaria y biológicamente)
- Ser fácil de adquirir

Alternativas de sustratos

Las alternativas de sustratos que se sugieren (dependiendo de los requerimientos para cada especie), ya que cumplen con las características idóneas antes mencionadas, son los siguientes:

- Corteza de árbol en pedazos pequeños
- Fibra de coco (*Cocos nucifera*) + musgo
- Mezcla de tezontle + carbón vegetal + corteza de árbol
- Ramas y troncos de algunos árboles que crecen en Veracruz como son:
  - palo blanco (*Meliosma alba*)
  - encino (*Quercus* spp.)
  - frutales (durazno, jinicuil, manzana, naranjo, etc.)
  - liquidambar (*Liquidambar macrophylla*)
- Raíz de zacatón o raíz de escobeta (*Muhlenbergia macroura*) + musgo
- Tezontle (roca volcánica) + musgo
- Unicel o poliestireno

Ya sea en macetas de plástico, barro, unicel o en rejillas o canastas de plástico o metal.

Se solicita a los orquideólogos, profesionales y amateurs, así como a las amas de casa, viveristas, campesinos, vendedores y a todos los aficionados a la jardinería, NO contribuyan a la desaparición de las especies de helechos arborescentes.

POR FAVOR EVITEN EL USO DEL MAQUIQUE!!!.

Agradezco el apoyo financiero de: Conacyt (1360-N9206 / 4102P-N9607 / 35123-V) and Conabio (J009 / W041).

GUÍA ILUSTRADA DE LOS HELECHOS DE BANDERILLA, VERACRUZ, MÉXICO

Mónica Palacios-Rios
monica@ecologia.edu.mx
Instituto de Ecología, A.C., Apartado Postal 63, 91000 Xalapa, Veracruz, México.

RESUMEN

El presente estudio consistió en elaborar el inventario de la pteridoflora del municipio de Banderilla, Veracruz, cuyo tipo de vegetación predominante es el bosque mesófilo de montaña. Con base en recolectas de herbario se registraron un total de 18 familias con 48 géneros y *ca*. de 125 especies. En este trabajo se proporciona una clave para la identificación de las familias y una breve descripción de los géneros con sus respectivas especies, incluyendo sinonimia, y la distribución nacional. Con base en toda esta información se elaborará

Palabras claves: Pteridofita, Pteridophyta, helechos, Banderilla, Veracruz, México, bosque mesófilo de montaña.

ABSTRACT

We prepared an inventory of the flora of pteridophytes from the region of Banderilla, Veracruz. The dominant vegetation in the area is montane-cloud forest. Based on herbarium collections, we registered 125 species, in 48 genera and 18 families. We present a key for family identification, and a short description for genera and species. We also include synonimy, and distribution in Mexico.

OBJETIVO

El objetivo principal de este estudio fue el de elaborar un inventario pteridológico en el Municipio de Banderilla, Veracruz y posteriormente diseñar una GUÍA ILUSTRADA que es lo que nos ocupa ahora. Como resultado de la revisión de ejemplares de diferentes herbarios [CHAPA, ENCB, MEXU, XAL y XALU] y herbarios del extranjero, además que se realizaron colectas en diferentes épocas del año.

MATERIAL Y MÉTODO

El material y el método utilizados son los que se utilizan generalmente para este tipo de estudios, aquí se utilizó la sugerida por Leenhouts (1968)[1], para este tipo de estudios:

ZONA DE ESTUDIO

El municipio de Banderilla se encuentra ubicado, en el centro del estado de Veracruz, entre las coordenadas 19° 34' a 19° 36' de latitud N y 96° 54' a 96° 57' de longitud O; a un gradiente altitudinal de 1350-1600 msnm y ocupando una extensión de 22.21 km², sus límites municipales son al norte con Jilotepec, al este y sur con Xalapa y al oeste con Rafael Lucio (Figura 1). El Municipio está comunicado por la carretera nacional Xalapa-Perote-Puebla-México y por el punto de desviación de la carretera a Jilotepec-Naolinco-Misantla y el ferrocarril Interoceánico. Dista aproximadamente 8 km de la Ciudad de Xalapa (Sánchez *et al*., 1977)[2].

Figura 1. Mapa de Banderilla, Veracruz, México

RESULTADOS

Se obtuvo una lista de 18 familias con 48 géneros y *ca*. de 125 especies. Las familias con mayor número de especies son Polypodiaceae (24), Pteridaceae (14), Thelypteridaceae (13), Dennstaedtiaceae (9), Dryopteridaceae (8), Aspleniaceae (8), Woodsiaceae (7), Hymenophyllaceae (7).

Las familias con mayor número de géneros son: Polypodiaceae (6), Pteridaceae (6), Dennstaedtiaceae (4), Lycopodiaceae (3), Tectariaceae (3). Los géneros con mayor número de especies son: *Thelypteris* (12), *Polypodium*

(11), *Asplenium* (8), *Selaginella* (5), *Pteris* (5), *Polystichum* (5), *Diplazium* (5).

Se presenta una clave para la identificación a nivel de familia, bajo cada especie se incluye información como: breves descripciones diagnósticas, sinonímia, distribución nacional, se mencionan los ejemplares que fueron examinados, el rango altitudinal y tipo de vegetación en el que se encuentran. Los resultados obtenidos se compararon (Indice de Similitud de Sørensen) con las especies de pteridofitas, citadas en otros trabajos realizados en lugares con vegetación similar.

En donde se obtiene que a nivel genérico, la zona con quien más se asemeja es con Xalapa, la Sierra de Santa Martha y la Sierra de Manantlán (Jalisco) y a nivel específico con Xalapa, la Sierra de Manantlán y la Sierra de Santa Martha. Esto se debe tal vez, a que los otros trabajos con los que se hizo el análisis, tienen otro enfoque, por lo que no incluyen una lista muy completa sobre las especies de pteridofitas.

CONCLUSIONES

El Municipio de Banderilla, Veracruz, alberga *ca*. De 125 especies de pteridofitas; al comparar esta cifra con la lista de especies registradas para el estado de Veracruz, que tiene un total de 572 especies[3], el sitio de estudio está representado por el 14.16%. Este porcentaje es considerable tomando en cuenta la pequeña extensión que tiene el Municipio de 22.21 km², pues sólo abarca 0.030% del estado de Veracruz. Probablemente ésto es debido, a que el tipo de vegetación predominante es el bosque mesófilo de montaña y el bosque de *Quercus*, la primera comunidad que se menciona es particularmente propicia, por la combinación de sus condiciones ambientales, para el desarrollo y establecimiento de las pteridofitas.

De las *ca*. de 125 especies de pteridofitas citadas para la zona de estudio 11 son plantas afines a helechos, entre las que destacan: *Equisetum* sp., *Huperzia reflexa*, *Lycopodiella cernua*, *Lycopodium clavatum*, *Psilotum nudum*, *Selaginella martensii* y *Selaginella pallescens*.

Entre las especies en peligro de extinción en la región se encuentran: *Alsophila firma*, *Cyathea bicrenata*, *Marattia laxa* y *Peltapteris peltata*. Esta última especie se considera vulnerable, si se sigue afectando su hábitat o sus condiciones de desarrollo[4], las especies antes mencionadas son muy raras en la zona de estudio.

Las localidades del Municipio con mayor número de especies registradas, son: Rancho La Mesa, Chaltepec y Rancho Galmonti. Por otra parte, las localidades con menor cantidad de especies, se ubican a 2 km de la carretera en el límite Xalapa-Banderilla, al lado del Río de Sedeño y al Este de El Pueblito que corresponde a zonas alteradas (principalmente por actividades agrícolas y ganaderas).

Este trabajo viene realizándose desde 1990, información la cual ha sido publicada recientemente por la Universidad Veracruzana en la serie Textos Universitarios[5]. Las colectas en dicho Municipio han continuado desde entonces hasta la fecha en la que hemos logrado esta recopilación la cual presentamos con mucho gusto con la misma idea, desde que iniciamos los estudios municipales sobre pteridofitas, que es el que sirvan como "guía" para los estudiantes para que no sea necesario volver a colectar helechos (y plantas afines) en esos lugares con fines escolares y asi evitar que esas prácticas sigan contribuyendo a la pérdida de biodiversidad y al deterioro del hábitat en donde se distribuyen estas plantas

Asi también, estamos elaborando actualmente este tipo de GUÍAS ILUSTRADAS para el estado de Veracruz en general y para los Muncipios de Xalapa, Coatepec, San Andrés Tlalnelhuayocan, Xico, Teocelo, La Joya, Las Vigas, para la franja de lava del Volcancillo, Naolinco, Chiconquiaco, Los Tuxtlas y para Tlanchinol (Hidalgo) y Cuetzalan (Puebla) y otros más, con la participación activa de estudiantes desarrollando sus tesis de Licenciatura.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Pedro, Mariana, Aída, Guadalupe Rivera, Alejandra Valencia el apoyo logístico. A Arturo Piña sus sugerencias para el cartel y a Norma su apoyo en LaViDa. Agradezco el apoyo financiero de: Conacyt (1360-N9206 / 4102P-N9607 / 35123-V) and Conabio (J009 / W041).

BIBLIOGRAFÍA

[1] Leenhouts, P.W. (1968). A guide to the practice of Herbarium Taxonomy and Nomenclature of the International Association for plant taxonomy. Netherlands. 60 pp.

[2] Sánchez, A.D., D. Ramírez, J.L. Melgarejo, J.B. Lizardi & A. Soto. (1977). Brevario Municipal. Partido Revolucionario Institucional en el Estado de Veracruz. Centro de Estudios Políticos Económicos y Sociales. Xalapa, Ver. pp. 61-62.

[3, 4] Palacios-Rios, M. 1992. Las Pteridofitas del Estado de Veracruz, México. Tesis de Maestria. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 364 pp.

[5] M. Palacios-Rios & V. Hernández. 2005. Pteridoflora Del Municipio de Banderilla, Veracruz, Mexico. Textos Universitarios.

CARACTERIZACIÓN DE BOSQUES MIXTOS EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL CONSIDERANDO EL FACTOR LIMITANTE HÍDRICO

Avances preliminares

CHARACTERIZATION OF MIXED FORESTS IN THE SIERRA MADRE ORIENTAL FOCUSING ON THE PLANT WATER DEFICIT

Preliminary progress

Wibke Himmelsbach*, Humberto González Rodríguez, Eduardo Javier Treviño Garza

Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, A.P. 41, 67700 Linares, Nuevo Léon, * waldkauz-ruft@web.de

Summary

Tree species in mixed montan forests are characterized relating the forest structure and diversity with the water- (Ψ_w) and osmotic potential (Ψ_s) of several representative individuals per species. This methodical combination has not been used for the description of mixed pine, oak, and fir forests in Mexico before, but has been proofed internationally as successful in arid areas. To characterize the diurnal changes in Ψ_w among different tree species during the winter season, the Ψ_w was determined for four species every two hours all day (06:00 am-18:00 pm) as a preliminary study.

Introducción

Los bosques montanos de la Sierra Madre Oriental están expuestos a condiciones extremas como escasas precipitaciones distribuidas irregularmente en el año. La disponibilidad de agua es un factor limitante en los ecosistemas de esta región marcada en muchas partes por procesos de deforestación y erosión [1].

Un conocimiento acertado de las características de la vegetación forestal y su potencial de reaccionar a un medio ambiente dinámico son condiciones previas importantes para desarrollar un manejo forestal adaptado a las condiciones locales del medio ambiente y la restauración de sitios degradados, que al final sirve para proteger importantes cuencas hidrológicas.

La caracterización de las especies arbóreas en la Sierra Madre Oriental a través de su adaptación al estrés hídrico y su capacidad de competir por este factor limitante es prioridad del presente proyecto. Las plantas se reflejan como bioindicadores de su medio ambiente y midiendo su potencial hídrico (Ψ_w) y su potencial osmótico (Ψ_s) es posible cuantificar los efectos actuales del sitio sobre la vegetación [5].

Material y Métodos

Una parte del área de estudio se ubica dentro del Bosque Experimental (BE) de la Universidad Autónoma de Nuevo León a 40 km al sureste de Linares, Nuevo León, México. Se incluirá bosques mixtos de pino y encino en diferentes exposiciones (NW, N, NE y SE). Otra parte del estudio se realiza en un bosque mixto de abeto, pino y encino cerca del ejido Pablillo en el municipio de Galeana en la Sierra Madre Oriental, sur de Nuevo León. Los dos sitios se ubican en una altura de 1600 msnm (BE) y 2100 msnm (Pablillo).

La precipitación total y temperatura promedio anual en el BE son 639 mm y 13°C, respectivamente [1]. La temperatura promedio anual, la precipitación y evaporación total en Pablillo son 19.4°C, 698 mm y 1,721 mm, respectivamente [2]. En los dos sitios, la mayor parte de la precipitación ocurre de mayo a octubre [1] [2] [6].

El periodo de estudio comprenderá las fechas entre septiembre de 2005 y septiembre de 2006.

El primer paso es un inventario forestal para conocer la condición actual y describir la relación de las especies arbóreas, la estructura y la distribución de las especies en su medio ambiente.

Midiendo el Ψ_w y el Ψ_s (o (Ψ_π) posible cuantificar el régimen actual de agua y sales en el suelo y en la planta misma [3] [5].

La determinación del Ψ_w se realiza utilizando una bomba de presión tipo Scholander [4]. Para la determinación del Ψ_s se utiliza el críoscopio osmometro (Crioscopic osmometer) midiendo el “freezing point” (punto de congelación) [5]. Los potenciales foliares de las diferentes especies serán medidos a partir de una ramilla terminal que serán cortadas en la misma exposición. En total se tomará las muestras de cuatro individuos por especies elegidos al azar en los sitios de muestreo. Las mediciones se efectuarán a las 06:00 de la mañana y 14:00 horas de la tarde [4].

Con la intención de caracterizar los cambios diarios del Ψ_w de *Pinus teocote, P. pseudostrobus, Quercus polymorpha, Abies vejari* y *Arbutus xalapensis* en Pablillo, se determinaron los potenciales para cinco individuos de cada especie en septiembre y octubre de 2005 a las 06:00 horas del amanecer y cada dos horas hasta las 18:00 horas de la tarde. De esta manera se constó con datos suficientes para generar una curva que representa la variación del Ψ_w en el transcurso de un día.

Variables ambientales, tales como temperatura del aire (°C), humedad relativa del aire (%), precipitación (mm) y contenido gravimétrico de la humedad del suelo fueron registradas simultáneamente para calcular el déficit de presión de vapor (DPV).

Resultados Preliminares y Discusión

Un resultado preliminar es la generación de la curva cotidiana con respecto a la variación del Ψ_w de las cuatro especies (Fig. 1).

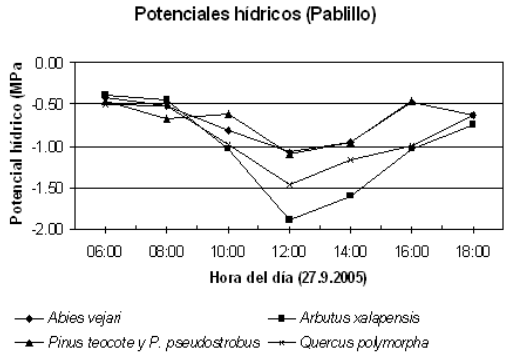


Figura 1: Potencial hídrico (Ψ_w) de cuatro especies en Pablillo, Galeana, Nuevo León.

La especie madroño *(Arbutus xalapensis)* muestra el mayor estrés hídrico (-1.89 MPa) comparado con otras especies a las 12:00 h. No obstante se recupera nuevamente en la última medición (18:00 h). Los valores de pino y abeto, -1.11 MPa y -1.08 MPa, respectivamente, muestran que estas especies sufrieron menos estrés hídrico al medio día cuando la temperatura alcanzó su máximo y la humedad relativa del aire se disminuyó (Fig. 2).

El análisis estadístico (Person's product-moment correlation) no produjo correlaciones significativas entre los parámetros climáticos y los Ψ_w de las diferentes especies. Sin embargo, los potenciales de *Quercus polymorpha* y *Arbutus xalapensis* parecen más afectados por cambios en temperatura, humedad relativa del aire y el DPV. En cambio, los Ψ_w de las diferentes especies mostraron correlaciones significativas.

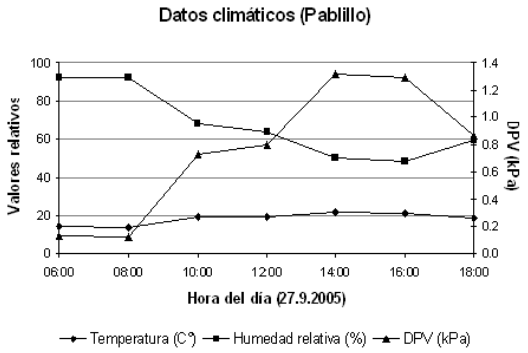


Figura 2: Cambios diarios de los factores climáticos.

Correlaciones altamente significativas existen entre abeto y pino (p=0.006), abeto y madroño (p=0.005) y encino y madroño (p=0.0001).

Es de esperarse que con los resultados finales del estudio se pueda contribuir a un manejo sustentable de los ecosistemas forestales, la planeación de plantaciones forestales y la restauración de bosques degradados en la Sierra Madre Oriental.

Referencias

(1) Cantú Silva, I. y H. González Rodríguez 2002. Propiedades hidrológicas del dosel de los bosques de pino-encino en el noreste de México. Ciencia UANL 5 (1), 72-22

(2) Comisión Nacional de Agua (CNA) 2000. Resumen de observaciones climatológicas para la estación Pablillo en el Municipio Galeana en Nuevo León

(3) Fischer, D., Kolb, T. y L. DeWald 2002. Changes in whole-tree water relations during ontogeny of *Pinus flexilis* and *Pinus ponderaosa* in a high-elevation meadow. Tree Physiology 22, 675-685

(4) González Rodríguez, H., Cantú Silva, I., Gómez Meza, M. y R. Ramírez Lozano 2004. Plant water relations of thornscrub shrub species, north-eastern Mexico. Journal of Arid Environment 58, 483-503

(5) Mitlöhner, R. 1997. Using trees as indicators of environmental conditions by measuring their internal water status. Plant Research and Development 45, 33-50

(6) Treviño Garza, E.J. 1992. Verwendung von Satellitenaufnahmen zur Vegetations-kartierung am Beispiel der Region “Sierra Madre Oriental” in Mordostmexiko. Göttinger Beiträge zur

Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen. Erich Goltze GmbH & Co. KG

Variabilidad morfométrica e isoenzimática en una plantación de *Pinus patula* en Veracruz, México

Morphometric and Izoenzimatic variation in a Pinus patula plantation in Veracruz, México.

Mauricio Luna Rodríguez[1], Lourdes G. Iglesias Andreu[2] y José María Ramos Prado[3]

[1] mluna@uv.mx [2] lgeorg01@hotmail.com [3] jramos@uv.mx [1] Laboratorio de Alta Tecnología de Xalapa (LATEX), U.V., Xalapa, Ver., 91000 México. 01 (228) 8140231. [2] Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada. U.V. (LABIOTECA). Xalapa, Veracruz, 91000 Méx. Tel. 01 (228) 8422773 ext. 12773. [3] Centro de Investigaciones Tropicales (CITRO). U.V. Xalapa, Ver. (228) 8 421700 **Ext** 12647

Summary

A study to evaluate the degree of morphometric and isoenzymatic (peroxidase and esterase) variability of a plantation of *Pinus patula* Schiede, was carried in Veracruz, México. The morphometric analysis showed significant differences between the first and second analysis of the variables: total height, base diameter and number of branch. The isoenzymatic analysis confirmed the presence of a high polimorphism without relation with the morphometric groups.

Palabras clave: Pino, plantación, crecimiento, isoenzimas, variación.
Key words: Pine, plantation, growth, isozymes, variation.

Introducción.

Pinus patula Schiede es una especie endémica de México. Es considerada como una de las especies subtropicales de pino más utilizadas en el mundo para el establecimiento de plantaciones forestales comerciales con propósitos de producción de material celulósico y madera en rollo. La información insuficiente sobre la variabilidad genética de esta y otras especies de pinaceas mexicanas, evidencia la necesidad de realizar investigaciones que aporten bases genéticas para establecer plantaciones comerciales. El empleo de diferentes tipos de marcadores puede ser útil en la selección de individuos de rápido crecimiento. Se propuso evaluar el grado de variabilidad morfométrica e isoenzimática de una plantación joven de *P. patula* y detectar posibles asociaciones fenotípicas entre estas características.

Materiales y métodos.

La plantación estuvo constituida por árboles de 2.5 años de edad de *P. patula* generados a partir de semillas procedentes del Predio Carbonero Jacales, Mpio. de Huayacocotla, Ver. La plantación se encuentra establecida en el Rancho Los Pinos, Mpio. de Las Vigas, Ver.

La muestra estuvo conformada por 19 árboles. Se consideraron las variables altura total (cm), desde la base del árbol hasta la yema principal; altura a la base inferior de la primera rama (cm); el diámetro de la base (mm); el número de ramas desarrolladas, el ángulo de inserción de la primera rama en el fuste y la calidad del fuste de acuerdo a su rectitud. A partir de las variables que mayor variación anual reportaron se calculó el índice ponderado de sus incrementos aplicando la ecuación:

$$I_1 = \frac{h_1}{\sum_{i=1}^{n} h_i} + \frac{\phi_1}{\sum_{i=1}^{n} \phi_i} + \frac{R_1}{\sum_{i=1}^{n} R_i}$$

Donde: I = Índice ponderado; h = Altura (cm); ϕ = Diámetro (mm); R = Número de ramas; n = Número de individuos

Se empleó el Análisis de Conglomerados para la clasificación de los árboles, considerando el índice de incrementos.

El análisis isoenzimático se llevó a cabo mediante la técnica de electroforesis vertical en geles de poliacrilamida en sistema discontinuo[(1)]. Los geles fueron teñidos para isoenzimas esterasas (EC 3.1.1.2)[(3)] y peroxidasas (EC 1.1.3.)[(4).] El polimorfismo detectado se codificó considerando la ausencia o presencia de bandas. Los datos fueron procesados mediante análisis de conglomerados de forma jerárquica, utilizando el coeficiente de Jaccard como índice de similitud y el algoritmo de ligamiento completo.

El análisis integral (relación isoformas *vs* caracteres morfométricos) se realizó mediante la detección de las bandas isoenzimáticas con frecuencia ≥0.89 por grupo morfométrico, aplicando el análisis factorial de correspondencias simples [(5)]. Se efectuó un análisis de conglomerados, empleando la distancia euclidiana como índice de disimilitud y el algoritmo UPGMA [(6)].

Resultados.

Las características de altura total del árbol, el diámetro del cuello y el número de ramas fueron los caracteres de mayor variación anual. El análisis de conglomerados a partir de los índices de incremento de las variables anteriores mostró la formación de tres grupos de árboles: **grupo I**, conformado por los árboles que mostraron las tasas de incremento más altas para las tres variables (árboles sobresalientes con índices entre 0.21 y 0.29); **grupo II**, árboles con tasas de incremento cercano al valor medio (árboles con índices entre 0.12 y 0.20); y **grupo III**, individuos con las tasas más bajas (árboles con índices entre 0.03 y 0.11) (Figura 1).

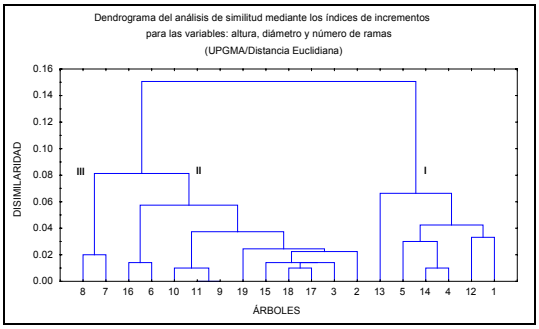


Figura 1. Dendrograma resultante del análisis de conglomerados al considerar las variables morfométricas más significativas entre las dos evaluaciones realizadas.

Las isoenzimas peroxidasas mostraron siete bandas de actividad (P1–P7) (Figura 2). Las isoenzimas esterasas mostraron diez bandas de actividad (E1-E10), con marcado monomorfismo en la mayoría de las bandas (Figura 2).

Se tienen reportes de una marcada variación para el sistema enzimático Peroxidasas en *Pinus resinosa*, en donde se ha sugerido la posibilidad de que se encuentren involucradas en el proceso de embriogénesis somática, por lo que se ha propuesto como marcador genético indicativo de tal proceso [(2).]

Reportes de esterasas para *P. hartwegii* y *P. greggii*, muestran que este sistema isoenzimático representa un grupo amplio y heterogéneo de enzimas para el género [(5) (7)].

No se encontró una correspondencia positiva entre los grupos de morfometría y las isoformas más polimórficas (bandas con frecuencia ≥0.89 por grupo morfométrico) (Figura 3). Las isoformas P5 y E7 indicarían, en su caso, una correspondencia negativa con respecto al grupo de morfometría III, permitiendo posiblemente la identificación y el pronóstico de árboles con morfometrías no deseables, al considerar sólo a los caracteres altura, diámetro y número de ramas.

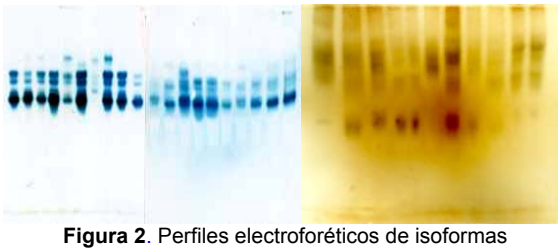


Figura 2. Perfiles electroforéticos de isoformas peroxidasas (izquierda) y esterasas (derecha) en fascículos de *P. patula.*

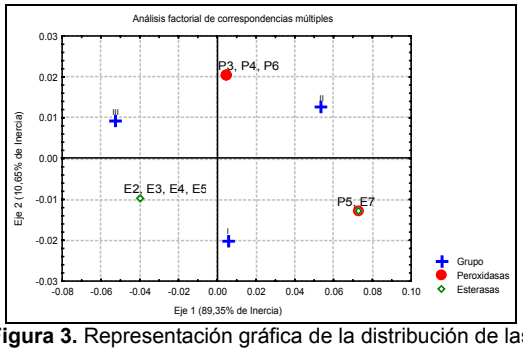


Figura 3. Representación gráfica de la distribución de las variantes bioquímicas y los grupos de morfometría según el análisis de conglomerados. **I**: Grupo morfometría I, **II**: Grupo morfometría II; **III**: Grupo morfometría III. **E**:Esterasa. **P**:Peroxidasa.

Conclusión.

Se detectó la existencia de un polimorfismo bioquímico importante. No fue posible la asociación de alguna variante electroforética con el grupo de árboles morfométricamente sobresalientes.

Bibliografía.

(1) Chappel, T., Iglesias, L., Barreto, A., Baisre, F. y Simon, J. P. (1974). Lab. Practice. 23:311-312.
(2) De Verno, L., J. Loo, D. McPhee, A. Mosseler, K. Jonhsen, J. Major, T. Beardmore, Y. Sung, D. Barret, R. Bonga y S. Cameron (1996). Dendrome 3 (2): 3-4.
(3) Hebert, P. & M. Beaton (1998). [En línea] http://www.cladocera.uoguelph.ca/tools/cae/page1.htm.
(4) Hodgskiss, P. (1998) Institute of Forest Genetics, Forest Service. USDA, Ca. 16 p.
(5) Iglesias-Andreu, L.G. y A. Aparicio-Renteria (2001) Foresta Veracruzana 3(1):39-44.
(6) Sokal, R. y P. Sneath (1973). Principles of numerical taxonomy. W.H. Freeman. San Francisco. 359 p.

(7) Solis-Ramos, L. e Iglesias-Andreu L.G. (2001). Cuadernos de Biodiversidad. pp: 88-89.

LOS HELECHOS Y PLANTAS AFINES DEL MUNICIPIO DE BANDERILLA, VERACRUZ.

FERN AND COMPATIBLE PLANTS OF BANDERILLA, VERACRUZ.

Mario Vázquez Torres, Jaqueline Campos Jiménez y Alfredo Cruz Pérez[1].

[1] Instituto de Investigaciones Biológicas de la Universidad Veracruzana
Dr. Luis Castelazo Ayala s/n, Col. Industrial Ánimas
C.P. 91190. Xalapa, Veracruz, México.
Correo electrónico: savazquez@uv.mx

SUMMARY

This work consisted to make an inventory of the species of fern and compatible plants in Banderilla, Veracruz, Mexico, especially in relicts of cloud forest. 130 species included in four Divisions: Psilophyta, Lycophyta, Sphenophyta and Pteridophyta, belong to 24 families and 49 genera were registered. This wealth is remarkable considering that the municipality has 22.21km^2 (0.03% of the state surface). If around 600 species have been reported for Veracruz, it concludes that Banderilla lodges around 21% of the ferns of the state. This fact is sufficient to undertake conservation and sustainable use actions of the ecosystems and persistent relicts.

Key words: ferns, Banderilla, conservation, sustainable, relicts.
Palabras clave: helechos, Banderilla, conservación, sustentable, relictos.

INTRODUCCIÓN

Entre los países que cuentan con mayor diversidad de helechos están Australia y México, seguidos de algunos países del continente africano (1). Entre los estados de nuestro país que cuentan con una alta diversidad de helechos destaca Veracruz, siendo los lugares con mayor diversidad los que se encuentran en zonas templadas y cálidas, entre los 12 y 27°C, en climas húmedos a subhúmedos, entre los 500 a los 2,900 m, sobre todo en lugares con un buen grado de conservación (1).

El municipio de Banderilla se localiza en la zona central del estado de Veracruz, en las coordenadas 19°35´ de latitud norte y 95°56´ de longitud este. Cuenta con una altitud promedio de 1,520 msnm y tiene una superficie de 22.21 Km^2. Su ubicación entre la costa y el Cofre de Perote determina que la humedad y temperatura hagan posible la existencia del bosque mesófilo de montaña, aunque cada vez en menor proporción debido a la acción antropogénica, especialmente traducida en el cambio de uso de suelo para ganadería y vivienda, así como la extracción forestal selectiva y de otros productos no maderables.

A pesar de esta situación aún quedan relictos importantes de esta vegetación en donde muchas poblaciones naturales de helechos y plantas afines (psilotum, equisetos, selaginelas y licopodios) sobreviven, lo cual le confiere a la zona gran importancia como reservorio de una diversidad biológica que debe ser mejor conocida para llevar a cabo las acciones adecuadas a favor de su conservación y mejor uso.

MATERIALES Y MÉTODOS

Una vez definidos los límites del municipio fueron realizados una serie de recorridos prospectivos y de diagnóstico con la finalidad de determinar los sitios de muestreo, eligiendo para ello los fragmentos de bosque mesófilo de montaña principalmente, así como otros sitios con un buen estado de conservación.

Posteriormente se inició la colecta de ejemplares botánicos. Para la identificación del material fueron utilizadas las claves del proyecto Flora Mesoamericana (2), así como también la obra Pteridophyte Flora of Oaxaca, México (3).

Una vez clasificados, todos los ejemplares fueron depositados en el Herbario CIB de la Universidad Veracruzana.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvo un registro total de 130 especies distribuidas en 49 géneros y 24 familias.

En cuanto a riqueza de géneros las familias Polypodiaceae y Pteridaceae fueron las mejor representadas, cada una con seis. En lo referente a la abundancia de especies, la familia más representativa fue Polypodiaceae, con 24 especies. La siguiente tabla muestra los datos anteriores.

Familia	Género	Especies
Aspleniaceae	1	8
Blechnaceae	2	5
Cyatheaceae	2	3
Davalliaceae	1	1
Dennstaedtiaceae	4	9
Dryopteridaceae	2	8
Equisetaceae	1	1
Gleicheniaceae	2	3
Hymenophyllaceae	2	7
Lomariopsidaceae	2	3
Lophosoriaceae	1	1
Lycopodiaceae	3	4
Marattiaceae	1	1
Ophioglossaceae	1	3
Osmundaceae	1	1
Polypodiaceae	6	24
Psilotaceae	1	1
Pteridaceae	6	14
Schizaeaceae	1	1
Selaginellaceae	1	5
Tectariaceae	3	6
Thelypteridaceae	2	13
Vittariaceae	1	1
Woodsiaceae	2	7

De las especies registradas, cinco se encuentran contempladas en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. Dichas especies son: *Alsophila firma*, *Cyathea bicrenata*, *Cyathea divergens* var. *tuerkheimii*, *Marattia laxa* (sujetas a protección especial) y *Asplenium auritum* (amenazada).

La riqueza de helechos y grupos afines del municipio de Banderilla es bastante significativa si se considera que en apenas el 0.03% de la superficie estatal se encuentra alrededor del 21% de los helechos y plantas afines reportados para todo el estado.

El nivel de importancia de esta riqueza adquiere mayor relevancia cuando observamos que Veracruz ocupa el tercer lugar nacional en riqueza pteridológica, después de Chiapas y Oaxaca (1), y que México ocupa el 4° en el contexto mundial con cerca de 1,200 especies (1).

CONCLUSIONES

El presente estudio incrementa la cifra de Hernández (4) en seis familias, nueve géneros y 49 especies de helechos y plantas afines como nuevo registro para el municipio.

Aunque únicamente cinco de las especies registradas están en alguna categoría de riesgo en la NOM-059-ECOL-2001, más del 50% de todas las aquí registradas se encuentran amenazadas por la continua destrucción y modificación de su hábitat.

A pesar de la abundante presencia de las pteridofitas en el municipio, su sobrevivencia se ve mermada día a día, puesto que se desconocen muchas de sus cualidades. Su uso como plantas ornamentales, alimento y materia prima para la elaboración de algunas infusiones con propiedades curativas no han sido difundidas lo suficiente, además del desconocimiento del papel que desempeñan como parte del dosel bajo del bosque mesófilo.

El hecho de encontrar tal riqueza de especies en una zona tan pequeña convierte en tarea urgente el iniciar acciones de conservación encaminadas a la protección de los relictos de bosque mesófilo que aún se encuentran en el municipio.

BIBLIOGRAFÍA

[1] Palacios-Ríos, M. 1992. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología). Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F. 364 pp.

[2] Davidse, G., Sousa, S.M. y Knapp, S. 1995. UNAM, Missouri Botanical Garden & The Natural History Museum (London). 470 pp.

[3] Mickel, J. T. y Beitel, J. M. 1988. Memoirs of New York Botanical Garden. Vol. 46. New Cork, U.S.A. 568 pp.

[4] Hernández, V. 1994. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. Xalapa, Veracruz, México. 124 pp.

[1]Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias,
Universidad Nacional Autónoma de México. C.P. 04510 Coyoacán, D.F., México. Tel: 56 22 49 20.
julieta.jujnovsky@gmail.com

ECOLOGÍA DEL PAISAJE COMO HERRAMIENTA PARA LA PLANIFICACIÓN AMBIENTAL DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, DF.

LANDSCAPE ECOLOGY AS INSTRUMENT FOR ENVIRONMENTAL PLANNING IN THE MAGDALENA WATERSHED, DF.

Julieta Jujnovsky Orlandini [1], María Concepción García Aguirre[1] y Lucía Almeida Leñero[1].

Summary.- A map of 30 landscape units was elaborated in the Magdalena watershed using integrated procedures proposed by landscape ecology. Comparison between units allowed define four regions. The Lowest region has a mixed forest with gentle slopes. In the medium part of the watershed, *Abies* forest is growing on steep slopes. The highest region shows a *Pinus hartwegii* forest on slopes minors than 15º degree. The fourth region is the grassland, there are mainly plane areas distributed in the entire watershed. This work shows the importance of landscape ecology and GIS for the understanding of the environmental problems in the area.

Introducción.-Los bosques de la cuenca del río Magdalena (CRM) contribuyen a la infiltración de agua de lluvia que alimenta mantos acuíferos de la cuenca de México. El 70% del agua que se consume en el Distrito Federal proviene del subsuelo(3). Sin embargo, el acelerado crecimiento demográfico de la zona metropolitana (más del 400%) ha reducido sus áreas verdes de manera alarmante y ha provocado un nivel de deterioro grave en esta zona (2). Por lo tanto es importante tomar medidas urgentes de protección de estos bosques. Para la elaboración de programas de restauración y conservación de la CRM se requiere de estudios previos sobre el estado actual de los bosques, para así poder llegar a planes de manejo adecuados. Es por esto que la zonificación de la cuenca en unidades de paisaje, es muy importante para integrar y analizar la información ambiental del área, para el manejo de la misma.

En este estudio se definen las unidades de paisaje de la CRM, como base fundamental para la planificación ambiental de la zona.

Método.- Utilizando procedimientos integradores postulados por la ecología del paisaje (5) (7) se elaboró un mapa de unidades de paisaje en la cuenca del río Magdalena. El análisis se realizó utilizando foto-interpretación, trabajo de campo y un sistema de información geográfica (ILWIS 3.0).

Resultados y discusión.-Se delimitaron 30 unidades de paisaje para la cuenca del río magdalena. Cada unidad contiene características físicas, biológicas y socio-económicas similares entre sí y se distinguen de las demás por diferencias importantes en algún elemento. La comparación entre dichas unidades permitió definir cuatro regiones. La región más baja de la cuenca (2500-3000 m snm) es la más expuesta a la influencia humana, contiene bosque mixto, con laderas poco pronunciadas (0-15º y de 15-30º). La región media de la cuenca (3000 a 3500 m snm) donde el bosque dominante es de *Abies religiosa*, abundan pendientes muy abruptas (>45º) lo cual puede ser un elemento de riesgo a la erosión. Las unidades de la región alta de la cuenca (3500 a 3800 m snm) presentan bosques de *Pinus hartwegii*; que son menos vulnerables a la erosión, ya que la inclinación de sus laderas es de 0 a 15º, pero son más susceptibles a los incendios debido a su cercanía con los asentamientos humanos. La cuarta región corresponde a los pastizales, los cuáles son principalmente zonas planas con vegetación dominante de gramíneas. El estudio permite analizar varios factores de manera simultánea y muestra la importancia de

utilizar la ecología del paisaje y los sistemas de información geográfica para conocer la problemática ambiental de la zona. Ambos enfoques constituyen una base fundamental para la toma de decisiones en programas de planificación ambiental (1) (4) (6), sobre el uso más adecuado de los recursos, la conservación y la restauración de los servicios ecosistémicos que proporciona la cuenca del río Magdalena.

Conclusiones.- El estudio permite dividir a la cuenca en zonas que presentan problemática ambiental diferente. Las zonas altas de *Pinus hartwegii* están menos expuestas a la influencia humana y a la erosión, pero más expuestas a los incendios. La zona media de Abies religiosa es más susceptible a la erosión porque sus laderas tienen inclinaciones de más de 45º lo que hace muy relevante conservar la cobertura vegetal. La zona baja del bosque mixto es la más propensa a sufrir impactos por las actividades humanas debido al rápido crecimiento de la población humana. Es la zona que requiere atención inmediata.

La información integrada que presenta el mapa final de unidades de paisaje es una base fundamental para otros estudios sobre deterioro ambiental, ordenamiento ecológico o restauración ecológica. El estudio presenta información suficiente que permite tomar decisiones concretas sobre la problemática de la zona y sienta las bases para la realización de un ordenamiento ecológico de la cuenca del río Magdalena.

Referencias.-

1.-Bronsveld K. H Huizing & Omakupt, M. 1994. *ITC Journal*. 4. 359-365 pp.

2.-Ezcurra, E. 1990. Colección la Ciencia desde México. Fondo de Cultura Económica. México. 119pp.

3.-Mazari M. (Comp.). 2000. Ed. El Colegio Nacional, México D. F., 281 pp

4.-Metternicht, G. 1999. *Geoinformación*. 21-33 pp.

5.-Naveh Z. & A. Lieberman. 1984. 2nd Edition. New York.

6.-Pieri, C. 1997. . *ITC Journal* 3 /4: 223-228 pp.

7.-Zonneveld, I. 1995. SPB Academic Publishing, Amsterdam. The Netherlands.

Palabras clave: ecología del paisaje, planificación ambiental, foto-interpretación, sistemas de información geográfica, Cuenca del río Magdalena D.F

Key words: Landscape ecology, environmental planning, photo-interpretation, geographical information systems (GIS), Magdalena river watershed D.F

EVALUACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD Y ESTADO DE CONSERVACIÓN DE CUATRO TIPOS DE VEGETACIÓN EN LA UMA "SAN GABRIEL", PARQUE NACIONAL IZTA-POPO, MEXICO

BIODIVERSITY ASSESSMENT AND CONSERVATION STATUS OF FOUR VEGETATION TYPES AT THE "SAN GABRIEL" RESERVE, IZTA-POPO NATIONAL PARK, MEXICO.

Jerónimo García-Guzmán[1], Carlos H. Vergara[1], Rena Janice Sanchez-Calanca[1]

SUMMARY. The aims of our study were to assess the conservation status of an 840-ha forest not exploited for the last ten years and to study relationships between insect groups and tree population parameters. We censused tree populations and sampled insects in four types of forests: Pine (*Pinus hartwegii)* forest, P*. hartwegii -Alnus firmifolia* mixed forest, fir forest (*Abies*) and oak forest (*Quercus spp*.). Pine, fir, and oak forests are recovering from logging; while *P. hartwegii-Alnus firmifolia* mixed forest represent successional phases of the corresponding climatic forests. The association between mycophile insects and fir forests is a good indication of environmental health for this vegetation type.

INTRODUCCION. Los bosques de pino y otros tipos de vegetación montanos del centro de México, son islas naturales separadas por valles endorreicos, los cuales actualmente están ocupados por grandes ciudades y zonas industriales. Estos bosques, claves en esta región por los servicios ambientales que proporcionan, estuvieron sujetos hasta muy recientemente a un uso intensivo de sus recursos. La Unidad de Manejo "San Gabriel" es parte de las estrategias para la conservación en esta zona. El objetivo de nuestro estudio fue determinar el estado de conservación de los diferentes tipos e bosque después de un periodo de 10 años, sin ser talados. Además de estudiar la relación entre los grupos de insectos presentes y la estructura y diversidad de la vegetación. Esto ultimo como parte del desarrollo de un método para la evaluación rápida del estado de conservación.

MATERIALES Y METODOS. La UMA San Gabriel, se localiza en el Volcán Iztaccíhuatl (19° 15´ N, 98 ° 38´ O) Es un predio de 840 ha, que incluye un gradiente altitudinal desde los 3100 msnm hasta los 3600. Se identificaron cuatro tipos de bosque: Bosque de *Pinus hartwegii*, Bosque de *P. hartwegii* y *Alnus firmifolia*, Bosque de Oyamel (*Abies*) y Bosque de encinos (*Quercus spp*.). Esto fueron muestreados usando parcelas de de 400 m^2. En ellas se identificaron las especies de árboles presentes, se midió el diámetro a la altura del pecho. Con estos datos se obtuvieron valores de densidad frecuencia y cobertura relativa, además de histogramas de frecuencias de clases de edad. SE muestreo también la entomofauna con redes de golpeo. Los individuos se separaron en morfo-especies y se identificaron a nivel de familia. Con estos datos se calculó el índice de diversidad Shannon.

RESULTADOS Y DISCUSION No hubo diferencias significativas en las densidades (ind/ha) entre los diferentes tipos de vegetación. La cobertura (m^2/ha) fue significativamente mayor en el bosque de oyamel $p<0.001$. Las distribuciones de las clases de edades indicaron que el Bosques de *P. hartwegii*, el bosque de oyamel y el bosque de Encino se encuentra en proceso de recuperación. Mientras que El Bosque de *P. hartwegii* y *Alnus firmifolia* representa una etapa sucesional, lo que indica un mayor grado de perturbación en estas áreas. Con respecto a la entomofauna, se observó que si bien la riqueza fue mayor en el bosque de oyamel (30 familias), este tipo de vegetación presentó el índice de diversidad de Shannon, esto se explica por la dominancia de la familia Mycetophilidae (Diptera). Esta familia se especializa en alimentarse de los cuerpos fructíferos de hongos, principalmente basidiomicetos micorrízicos. Dada la importancia de estos hongos en este en estos ecosistemas, la abundancia de esta familia de dípteros es un indicador de un buen estado de conservación de este tipo de vegetación,

CONCLUSIONES. El muestreo de la estructura de la vegetación permitió una evaluación rápida del estado de recuperación de las poblaciones forestales. La diversidad y composición de la entomofauna proporcionó información útil sobre el estado del ecosistema.

BIBLIOGRAFIA

Sánchez Calanca, R. J. 2003. Estructura de la vegetación arbórea y listado florístico de un área protegida en el Volcán Iztaccíhuatl Tesis Profesional. Universidad de la Américas Puebla.

[1]Departamento de Química ya Biología
Universidad de la Américas Puebla
Santa Catarina Mártir, Puebla,
Puebla, 72820 México,
(jeronimo.garcia@udlap.mx)

DIVERSIDAD ECOLÓGICA FORESTAL EN UNA CRONOSECUENCIA DE INCENDIOS FORESTALES EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL, MÉXICO
FOREST ECOLOGICAL DIVERSITY THROUGH A FIRE CRONOSEQUENCE IN THE SIERRA MADRE ORIENTAL, MEXICO

Marco Aurelio González Tagle[1*], Wibke Himmelsbach[2], Javier Jiménez Pérez[1]

Summary
Changes of the forest structure and biodiversity were registered in different successional stages. High species diversity was generally found in young post-fire cohorts, while the intermediate and major stands showed the lowest diversity. In old stands, diversity was increased again. In turn, the forest structure was less divers in young stands compared to intermediate, major and old stands, where structural diversity was highest. Comparing north- and south-facing slopes, stands facing the North were generally more diverse, in structure as well as in species. Furthermore, landscapes patches and thereupon the diversity on landscape-scale seemed to be influenced by forest fires occurrence or rather even depended on fire disturbance.

Introducción
Recientemente, el papel del fuego ha sido reinterpretado desde el punto de vista de disturbios ecológicos, la estructura del bosque y la conservación de la biodiversidad (e.g. Goldammer 2003). La diversidad forestal y ecología del fuego, se han convertido en los últimos años en uno de los principales retos en la gestión y conservación de las masas forestales, tanto en el ámbito político como administrativo. Lo anterior, ha llevado al desarrollo de numerosas investigaciones científicas en incendios forestales, las cuales son realizadas en muchos países, especialmente en los Estados Unidos, Canadá y Australia. Estos países han desarrollado estrategias para manejar y suprimir incendios forestales, pero también han aprendido a aceptar e integrar la ocurrencia de incendios forestales naturales en programas de restauración, conservación y manejo (González Tagle *et al.* 2005). En contraste, la ecología de incendios forestales y su impacto en bosques mixtos en México ha sido difícilmente investigados (Jardel et al. 2003, Rodríguez-Trejo y Fulé 2003).
El riesgo de una acelerada pérdida de la biodiversidad debido a disturbios (naturales o antropogénicos), hace necesario evaluar objetivamente el papel de los incendios forestales en el funcionamiento, la productividad y la estabilidad de los ecosistemas (González Tagle et al. 2005). De ahí, que exista una gran demanda de investigación en este nuevo campo en México, como lo es la ecología de incendios forestales.

Objetivos
El principal objetivo de esta investigación es determinar la sucesión en diferentes comunidades vegetales después de incendios forestales, distinguiendo entre el efecto de dos gradientes (Exposición Norte y Sur) y el tiempo sin la presencia de incendios.

Materiales y métodos
La investigación fue realizada en el Parque Ecológico Chipinque (PECH), perteneciente al Parque Cumbres de Monterrey, en el noreste de México.
La medición de la diversidad ecológica, se realizó a través de índices para la comparación de las diferentes áreas incendiadas y exposiciones. Dentro del componente diversidad alfa se calcularon índices para la medición de la riqueza específica de especies (Margalef). Para describir la estructura de las comunidades en términos de abundancia se ajustaron modelos paramétricos como: La serie geométrica, serie logarítmica, la distribución Log normal y la vara rota (Corral 2001). Además se emplearon índices de abundancia proporcional de las especies (Índice de Simpson, Shannon and Wiener). La prueba de *t* de Huetcheson y clusters realizados en el programa ***R-statistic***, fueron empleados para encontrar diferencias significativas en cada cohorte post-incendio. Para el componente de diversidad beta, se emplearon: coeficientes de similaridad (Sorensen,) e índices de complejidad de acuerdo con el método propuesto por Lamprecht (1989).

Resultados y discusión
Dos conjuntos de datos representando las exposiciones norte y sur fueron registrados, conteniendo un total de 19 especies. El diseño experimental para PECH incorporo cinco

Dr. Marco Aurelio González Tagle,
Apartado Postal # 1, CP. 67700 Linares, N.L.
*email: marco.gonzalez@web.de
[1]Facultad de Ciencias Forestales, UANL.
[2] Estudiante Doctorado de la Fac. de Ciencias Forestales, UANL

cohortes post-incendio. En los cohortes con exposición norte se encontraron 17 especies y un total de 4,141 individuos. Solamente 4 cohortes post-incendio fueron encontrados en exposiciones sur, con un total de 13 especies y 1,767 individuos.

Se encontraron diferencias significativas en cuanto al número de especies para cada cohorte post-incendio. De igual manera se encontraron diferencias significativas para las exposiciones norte y sur. Esta comparación entre exposiciones revelo un mayor número de especies *(S)* para la exposición norte. La más alta riqueza de especies fue registrada en los cohortes de cuatro y 134 años de edad. En las exposiciones sur la máxima riqueza de especies se presenta 30 años después de un incendio.

Los modelos paramétricos de abundancia de especies que se ajustaron para todos los cohortes post-incendio en ambas exposiciones fueron la serie logarítmica y la distribución Log normal. Además, la distribución de abundancia de especies mostró que la mayoría de las especies se identificaron como raras o singletons y solamente algunas especies se presentaron de manera abundante. Para los cohortes de la exposición sur se ajusto también el modelo de la vara quebrada. Esta distribución indica que un importante factor ecológico se encuentra se encuentra a disposición de igual manera para las especies registradas.

Frecuentes cambios en la composición de especies sobre el tiempo resultaron en una alta diversidad beta (β) o valores de diferenciación. De esta manera los valores β para las exposiciones norte fue de 0.9, lo cual significa que la composición de especies cambia significativamente a lo largo de la cronosecuencia con exposición norte. El valor de β para los cohortes con exposición sur fue de 0.8, por lo tanto, diferencias significativas en la composición de especies ocurren a lo largo del tiempo.
El grado más alto de diferenciación de especies (0.97) fue observado entre los cohortes más jóvenes (4 y 18 años) en las exposiciones norte. Como podría esperarse, el grado más bajo de diferenciación fue producido al compararse los cohortes jóvenes con los más viejos en las exposiciones norte. Las comparaciones en la exposición sur reflejaron un valor alto en el índice de similitud entre los cohortes post-incendio.

Conclusiones y recomendaciones
Cambios en la estructura y biodiversidad del bosque fueron registrados en las diferentes etapas sucesionales del bosque. Una alta diversidad de especies fue encontrada generalmente en los cohortes jóvenes, mientras que en los cohortes intermedios y adultos mostraron menor diversidad. En rodales maduros, la diversidad se incrementa nuevamente. De hecho, la estructura del bosque fue menos diversa en cohortes jóvenes al compararse con intermedios, adultos y maduros, donde la diversidad estructural fue significativamente más alta. Comparando las exposiciones norte y sur, los cohortes con exposición norte fueron generalmente más diversos en estructura, así como también en especies.

Referencias
Corral Rivas, J, 2001. Evaluación de disturbio ecológico en el bosque mesófilo de montaña “el cielo”, Tamaulipas, México, utilizando modelos de abundancia de especies. Tesis de Maestría de la Fac. Ciencias Forestales, UANL.

González Tagle, M. 2005. Fire history and natural succession after forest fires in pine-oak forests. An investigation in the ecological park “Chipinque”, Northeast Mexico. Sierke Verlag, Göttingen.

González Tagle, M., Himmelsbach, W., Jiménez, J., and Müller-Using, B. 2005. Reconstruction of fire history in pine-oak forests in the Sierra Madre Oriental, Mexico. Forstarchiv 76, en prensa.

Goldammer, J. G. 2003. Fire ecology of the recent anthropocene. UN International Strategy for Disaster Reduction (ISDR).

Jardel, E., Ramírez, R. and F. Castillo 2003. Fire management and restoration plan in the Sierra de Manatlan Biosphere Reserve, Mexico. Proceedings of the 2nd International Wildland Fire Ecology and Fire Management Congress, Coronado Springs Resort, Orlando

Lamprecht, H. 1989. Silviculture in the tropics. Deutsche Gesellschaftfür technishe Zussamenarbeit (GTZ) Eschborn, Germany.

Rodríguez, D. and P. Fulé 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. International Journal of Wildland Fire 12, 23-37

DINÁMICA DE LA COMUNIDAD DE ÁRBOLES DE UN BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA EN LA SIERRA MADRE DEL SUR (OAXACA), MÉXICO

DYNAMICS OF COMUNITY TREE OF A MONTANE CLOUD FOREST IN THE SIERRA MADRE DEL SUR (OAXACA), MEXICO

Nancy Mejía-Domínguez[1] y Jorge Meave[1]

[1]Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México 04510, D.F., México. e-mail: nancy.mejia@gmail.com

SUMARY. In one-hectare plot were evaluated the dynamics of tree species of the cloud forest of Teipan for two sets: the individuals of the canopy (DAP ≥ 2.5 cm) with three annual census, and the seedlings (height <50 cm) of the same species during one year. Species of the canopy with trend to displace their population structure towards the right, and little or null incorporation of saplings and seedlings, as *Cornus disciflora*. Other species of the canopy (intermediate) with saplings individuals and recruitment of seedlings, p.ej *Oreopanax xalapensis*. The understory species with greater incorporation of saplings and seedlings, as *Psychotria galeottiana*.

INTRODUCCIÓN. En la dinámica de la vegetación existe una retroalimentación entre la comunidad de adultos y el conjunto de individuos de estadios previos [1]. Esta retroalimentación y los procesos demográficos que la definen son poco conocidos para los bosques tropicales nublados de montaña [2]. El conocimiento de la dinámica de estos bosques y de sus patrones de regeneración son cruciales para su conservación y manejo, cobrando mayor importancia en el contexto de la pérdida de la superficie que cubren y la gran diversidad biológica que albergan [3].

En este contexto, la presente investigación pretende integrar los procesos demográficos clave (el reclutamiento y la supervivencia de plántulas determinante de la comunidad adulta; y la mortalidad de individuos del dosel como generadores de heterogeneidad ambiental a la que responden las plántulas) de las especies arbóreas que conforman un bosque mesófilo de montaña de la Sierra Madre del Sur, Oaxaca.

MÉTODOS. El bosque mesófilo de Santo Tomás Teipan, sitio de estudio de la presente investigación, se ubica a 2500 m.s.n.m. en el extremo oriental de la Sierra Madre del Sur (16°14'-16°16' N, 95°57'-96°00' O), En este bosque, en una parcela permanente de una hectárea, se censaron el conjunto de individuos con un diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 2.5 cm (en 100 cuadros de 100 m^2) y el conjunto de plántulas con altura < 50 cm (en 100 cuadros de 1 m^2) de las mismas. El periodo de estudio para el primer conjunto fue de 2002 (base del estudio [4]) a 2005 con censos anuales, y el segundo fue censado cada trimestre de junio-2004 a mayo-2005. El análisis de la dinámica de la comunidad de árboles se realizó en términos de las tasas de reclutamiento y mortalidad [5], y de los cambios en estructura y composición, Asimismo, se evaluó el ambiente lumínico y la apertura del dosel a través de fotografías hemisféricas (cada trimestre en el centro de los cuadros de 1 m^2) y se evaluó su relación con la dinámica de las plántulas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN. La densidad, la cobertura y el área basal inicial de los individuos adultos (39 a 40 especies) fueron de 1033 ind., 46.41 m^2 ha^{-1} y 442.4% y para 2005 fue de 1133 ind., 45.72 m^2 ha^{-1} y 438.6% respectivamente. Con una tasa de reclutamiento de 4.45% $año^{-1}$ y menos de 16 años para doblar el número de individuos, valores que se ubican dentro de los más altos reportados para parcelas permanentes. En cambio, la vida media en pie (47.7 años) y la tasa de mortalidad (1.44% $año^{-1}$) calculadas están entre los valores intermedios. Para la comunidad de plántulas las tasas anuales de reclutamiento y mortalidad fueron 67.2 % $año^{-1}$ y 22 % $año^{-1}$ respectivamente. La densidad fue de 250 individuos al inicio llegando a 363 al concluir el estudio, y el número de especies aumento de 22 a 23.

La especie dominate de los individuos adultos, *Cornus disciflora*, no reclutó individuos a esta categoría ni tampoco plántulas. Además presentó la mayor cantidad de individuos muertos lo que disminuyó notablemente su VIR (de 48% hasta 41.7%) y para 2004 fue superada en abundancia por *Psychotria galeottiana*. Esta última desplazó del segundo lugar de importancia (individuos DAP ≥ 2.5 cm) a *Quercus ocoteifolia* al incorporar el mayor número de individuos, y fue la segunda más importante en el conjunto de plántulas. *Miconia* sp. nov. presentó un comportamiento similar, al

ser abundante y reclutar individuos en ambos conjuntos. *Rapanea juergensenii* (9º VIR) tiene una dinámica parecida a estas especies del sotobosque. *Oreopanax xalapensis* (6º VIR), a pesar de que en su estructura poblacional muestra la presencia de juveniles, no muestra reclutamiento a esta clase; sin embargo, es la especie con mayor número de plántulas (VIR de 108.3%). Todas las anteriores son especies estructuralmente importantes (VIR, DAP $\geq$ 2.5 cm) a diferencia de *Vallesia aurantiaca* y *Viburnum membranaceum* que son especies raras pero en dinámica de las plántulas son importantes e incluso incorporan varios individuos juveniles.

Solo se encontró relación entre la densidad de individuos adultos con el porcentaje de apertura del dosel (β= -0.25, $p < 0.05$). Sin embargo, la apertura del dosel ni los factores relacionados a la radiación directa e indirecta tuvieron efecto sobre la dinámica de las plántulas; solo la densidad de individuos adultos mostró una relación negativa con el reclutamiento anual de éstas (β= -0.24, $p < 0.05$). Además, *Oreopanax xalapensis* presentó una asociación negativa con los individuos adultos de su misma especie (V = -0.25, $p < 0.05$). Los índices de Jaccard (media = 0.1) y Sørensen (media = 0.2) indican la poca relación entre la composición de ambos conjuntos, además en la comunidad de plántulas solo se registraron 23 de las 40 especies presentes en el dosel.

CONCLUSIONES A pesar de que los estudios de dinámica de conjuntos de individuos adultos resaltan la importancia de que los periodos de estudio deben ser al menos de 5, en nuestro caso los censos anuales mostraron cambios importantes en la estructura y dinámica de este conjunto.

En general, hay un grupo de especies del dosel de tallas grandes, incluyendo la especie dominante, que no reclutan individuos juveniles ni plántulas y cuya estructura diamétrica desplaza hacia la derecha. Un grupo, con características similares que solo difieren en que si incorporan juveniles. Otro grupo esta formado por especies del sotobosque, arbustos y árboles pequeños, se caracteriza por la incorporación de individuos juveniles y plántulas, y parecen ser más tolerantes a la sombra.

Otros estudios han reportado a *Cornus disciflora* como una especie tolerante a la sombra, de estado sucesional tardío [6] . Sin embargo, parece ser una especie pionera que entra después de algún disturbio y se desarrolla mejor bajo doseles de pino donde la luz es mayor. Su dominancia en el bosque nos da indicios acerca de la historia del bosque, esto es que muy probablemente estuvo sujeto a algún tipo de disturbio.

La especie dominate en el conjunto de plántulas, *Oreopanax xalapensis* (VIR > 100), parece dirigir el reclutamiento del resto de las especies, ya que el máximo reclutamiento de esta coincide con un menor reclutamiento de las demás especies. Asimismo, ésta especie forma un banco de plántulas, al igual que *Rapanea juergenseii*. Estas especies parecen requerir condiciones intermedias de luz en estadios tempranos para su mantenimiento, como el de un bosque sucesional tardío [7]. Este ambiente lumínico es muy parecido al que encontramos en la parcela de estudio, casi de manera homogénea. Entonces el desempeño y la dinámica de las plántulas parecen estar más relacionados a la disponibilidad de agua y humedad en el sitio, que a los cambios en la apertura del dosel. El reclutamiento se da en los periodos de lluvias (junio-noviembre) y las tasas de mortalidad aumentan para la época de secas (noviembre-mayo).

LITERATURA CITADA

[1] Martínez-Ramos (1994) *Bol. Soc. Bot. México*. 54: 179-224.

[2] Hamilton, L. S., Juvik, J. O. y Scatena, F. N. (1995) *Tropical Montane Cloud Forest* . pp. 1-23.

[3] Doumenge, C., Gimour, D., Ruiz, M. y Blockhus, J. (1995) *Tropical Montane Cloud Forest* pp. 24-37.

[4] Mejía-Domínguez, N; Meave, J. Y Ruiz-Jimenez, C. A. (2004). *Bol. Soc. Bot. Méx*. 74: 13-29.

[5] Gomes, E.P.C., Mantovani, W. y Kageyama, P.Y. (2003). *Braz. J. Biol*., 63: 47-60.

Williams-Linera, G. (2003). Biotropica 35: 28-36.

[6] Camacho-C, A, González-Espinosa, M., Wolf, J. H.D. y De Jong. B.H.J. (2000). *Can. J. Bot*., 78: 1309-1318.

[7] Quintana-Ascencio, P.F., Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M. y Martínez-Icó, M. (2004). *App. Veget. Science*., 7: 81-88.

EFECTO DE LOS MICROORGANISMOS SOLUBILIZADORES DE FÓSFORO Y *AZOSPIRILLUM* EN LA NUTRICIÓN DE LA CAÑA DE AZUCAR.
EFECT OF PHOSPHOSOLUBILIZING MICROORGANISMS AND AZOSPIRILLUM IN THE NITRITION OF SUGAR CANE.

Mariela Deyta S., Eloy Camacho D., Yoli Deyta S., y Miguel G. Gamboa.
Laboratorio de Alta tecnología de Orizaba S. C. Norte 32 No 50.
Fax 272 72 45965 mdeyta@uv.com

Palabras clave: biofertilización, fósforo, nutrición, microorganismos solubilizadores.
Biofertilization, phosphorous, nutrition, phosphosolubilizing microorganisms.

SUMARY.
Microorganisms that make symbiotic association with plant radical system have possibilities to development whit native colonies producing biofertilizants. With especial attention to phosphosolubilizing microorganisms in order to evaluate this a experiment carried out in a representative sugar cane land. Benefic effects of this technology, was measure, in especial with mobilization of phosphorous in soil reserve.

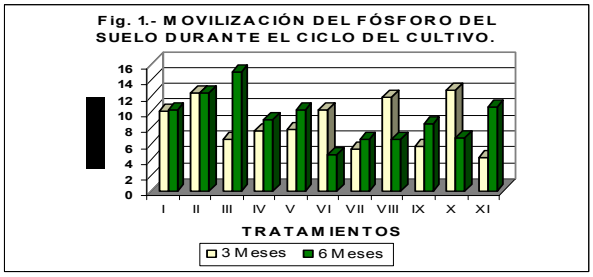
INTRODUCCIÓN.
La biofertlización constituye una alternativa viable para el manejo sustentable de los agroecosistemas. Los microorganismos que forman asociaciones simbióticas con las raíces de las plantas son particularmente importantes en la nutrición (3). La falta de fuentes apropiadas de nitrógeno y fósforo son, después de la falta de agua disponibles (2). Se ha demostrado que el empleo de los microorganismos solubilizadores de fósforo contribuye a movilizar las reservas de fósforo fijado en los suelos favoreciendo la nutrición de los cultivos y en particular la caña de azúcar (1).

El estudio fue realizado en un nisotol húmico (FAO-UNESCO 1975) ubicado en área cañera de temporal, persiguiendo como objetivo el determinar la cantidad de abastecimiento de fósforo par la caña en condiciones de caña planta.

MATERIAL Y METODOS.
Se estudiaron las características químicas del suelo esenciales como (pH, materia orgánica, N, P y K) para conocer las reservas natas y disponibles en el suelo. Se estableció un diseño de bloques al azar con diferentes dosis, testigo, fertilización química, bacterias solubilizadoras y mezcla *azospirillum* con dichas bacterias. biofertilizante mezcla de los dos incluyendo aplicación de fertilizantes minerales para su comparación. Se evalúo las condiciones del cultivo y el análisis foliar a los 3, 6 ,9 meses y para determinar el nivel nutrimental del cultivo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.
Se constato que el cultivo, en caña planta, presento con la biofertilización una mayor biodiversidad microbiológica del suelo, favoreciendo la supervivencia y persistencia de la especie inoculada.

Los tratamientos empleados para biofertilización la dosis de 3 y 3.5 l/ha. Tuvieron mayor incidencia en los parámetros del desarrollo del cultivo, entre lo que se destaca un mayor profusión del sistema radicular de la caña y buen número de amacollamiento. La dinámica de la movilidad del fósforo del suelo. Fig. 1 Refleja que el cultivo durante todo su ciclo dispuso los niveles adecuados de este nutrimento esencial para el cultivo.



El comportamiento de la disponibilidad de fósforo del suelo, se corrobora, con los resultados de la diagnosis foliar.

CONCLUSIÓN.
El uso de la biofertilización con cepas nativas de microorganismos solubilizadores de fósforo en caña planta demostró su efectividad, movilizando contenidos óptimos de fósforo retenido en el suelo, constituyendo por consiguiente una alternativa para este cultivo.

BIBLIOGRAFÍA.
1.Deyta S. Mariela., *Revista de Biotecnología Vol. 5 No. 2 del 2000, pag. 69-72.*
2.-E. Galindo., Algunas experiencias en la aplicación de la Biotecnología en la producción de Biofertilizantes en Cuba. Fronteras en Biotecnología y Bioingeniería., Talleres de Litoarte., México.pag. 143-150.
3.- Hoflich-G; Tauschke-M; Kuhn-G. and Rogasik-J. 2000. Influence of agricultural crops and fertilization on microbial activity and microorganisms in the rhizosphere. *Journal-of-Agronomy-and-Crop-Science. 184:(1):*pag.49-54.

Propuesta metodológica para la restauración de un tramo carretero: reintroducción selectiva de especies clave.

Methodological proposal for ecological restoration of a highway track: Selective reintroduction of key species.

Pedro Eloy Mendoza[1], Carlos A. Ruiz-Jiménez[2], Jorge A. Escutia[3] y Nancy Mejía-Domínguez[3]

[1]Especializado de Ecología, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, UNAM, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, México 04510 DF, México.
[2]Departamento de Biología Evolutiva, Facultad de Ciencias, UNAM, Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, México 04510 DF, México.
[3]Grupo de Ecología y Diversidad Vegetal, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, UNAM. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, México 04510 DF, México.

Summary

Building a highway was conditioned to get a mitigation effect of the enviromental impact, in order to reduce and revert the disturbance affecting vegetation. For the first time, the SEMARNAT requested an ecological restoration proyect concerning to the affectation area. Its goals are to recuperate the structure, the composition and funtion of the disturbed vegetable comunities. An interventional strategy which had the intention to reintroduce a mixture of species belonging to each group was developed. Selective Reintroduction (SR) consists on a interventional strategy in which each specie has a role in the reconstruction of the vegetation system.

Key words: cloud forest, vegetal diversity, human disturbances, reconstruction vegetation, interventional strategy

Palabras clave: bosque mesófilo, diversidad vegetal, disturbios humanos, reconstrucción de la vegetación, estrategia de intervención.

Introducción

En nuestro país a cada una de las obras de infraestructura, como es el caso de la construcción de una autopista, están condicionadas a llevar acabo una serie de prácticas de restauración e intervención con la intención de mitigar los posibles efectos negativos en la vegetación de la zona. La SEMARNAT solicitó por primera vez un proyecto de restauración del área afectada que comprende parte del derecho de vía del trazo carretero *Tejocotal – Nuevo Necaxa*, ubicado dentro de los bosques templados de la Sierra Madre Oriental. En función de reducir y revertir la alteración de la vegetación se diseñó una propuesta metodológica cuyo objetivo es recuperar la estructura y composición de las comunidades vegetales modificadas, en particular del bosque mesófilo de montaña presente en la zona.

Materiales y métodos

Se realizó un diagnóstico inicial de la zona en función de establecer el estado de conservación o deterioro y definir las estrategias de intervención orientadas a restaurar la vegetación. El tramo carretero está cercano a distintos poblados y localidades de los estados de Hidalgo y Puebla. La descripción de la vegetación se

realizó a partir de una modificación al método del *International Forestry Resources Institution*[1]. Esta modificación considera el análisis de la estructura, composición y la perturbación antrogénica. A partir del análisis de la estructura cuantitativa se obtuvo una lista de especies que potencialmente pudieran servir dentro del proceso de restauración. Este grupo de especies seleccionado fue definido a partir de sus características fisiológicas, así como su importancia estructural dentro de la comunidad vegetal.

Resultados y discusión

Se determinaron tres grupos de especies potencialmente útiles para la restauración: 1) pioneras (*Beilschmiedia mexicana*, *Crataegus pubescens*), 2) intermedias (*Alnus* sp., *Buddleia cordata*) y 3) tardías (*Carpinus caroliniana*, *Podocarpus matudae*, *Quercus* spp.). En cada uno de los sitos alterados se definió una selección de especies clave. La propuesta de restauración de consiste en una estrategia de intervención, en la que cual cada una de las especies tiene un papel en la reconfiguración de la vegetación y considera que la reintroducción de una combinación de especies de cada uno de los grupos definidos. Las distintas categorías de la *selectiva de especies clave* presenta una ubicación que corresponde con las distintas zonas del área de afectación dentro del derecho de vía: 1) protección externa (pioneras), 2) protección interna (intermedias), 3) sucesión (tardías) y 4) sucesión interna (rápido crecimiento, *Pinus patula*).

Conclusiones

A partir de un diagnóstico inicial de la vegetación es posible reconocer la sensibilidad de los elementos de la vegetación a los distintos tipos de disturbio. Es necesario desarrollar métodos que permitan llevar a cabo proyecto de restauración que consideren la información de la ecológica y fisiológica de las especies presenten en la vegetación de la zona bajo intervención.

Bibliografía

[1]Ostrom, E. y M.B. Wertime. 1995. IFRI Research Strategy. Worshop in political and policy analysis. Indiana

EFECTO DE DIFERENTES TIPOS DE INCENDIOS SOBRE LA MICROMORFOLOGIA DEL SUELO EN BOSQUES DE OYAMEL.

Efraín R. Ángeles-Cervantes[1] , Carmen Gutiérrez-Castorena[2].

Introducción.

Los bosques de oyamel del parque Nacional el Chico, fueron afectados por incendios en 1998 que variaron en intensidad. El papel de los incendios en los bosques mexicanos ha sido poco investigado y existen contradicciones sobre su efecto sobre la regeneración, y casi no se ha investigado el efecto que ocasionan sobre la micromorfología y cambios en la materia orgánica., por ello el objetivo fue determinar los efectos de los diferentes tipos de incendios sobre la micromorfología, y la materia orgánica en suelos de bosque de oyamel.

Materiales y Métodos.

Se realizaron muestreos de suelos en 2 de bosque de no afectado, 2 de bosque afectado por incendio superficial, 2 en bosques afectados por incendio de copa moderado y 1 en bosque afectado por incendio de copa severo.

Para evaluar efectos de los incendios sobre materia orgánica se tomaron muestras a profundidades de 0-2.5; 2.5- 5 y de 5-7.5 cm. Las muestras se prepararon para obtener acidos humitos y fulvicos y poder identificar los compuestos organicos y los cambios ocurridos, por medio de una analisis de Infrarrojo (FTIR), con un equipo **Perkin Elmer 1600 Series FTIR**. Se analizaron los espectrogramas obtenidas y se identificaron los componentes.

Para evaluar los efectos sobre la micromorfologia se tomaron muestras inalteradas con cajas tipo Kuviena, se sometieron a tratamiento de secado y rellenaron con resina, y se realizaron cortes para obtener secciones delgadas de estas muestras. Se obtuvieron imágenes con un Microscopio petrográfica con luz polarizada cruzada y compensador para detectar espacio poroso y evaluar forma y tamaño de agregados.

Resultados y Discusión.

Los resultados muestran que:

Los incendios superficiales significan una combustión incompleta de la materia orgánica y originan una mayor cantidad de compuestos ester y ester, por lo que se vuelven hidrofobos. Además ocasionan una deshidratación del suelo permitiendo su compactación disminuyendo la porosidad hasta en un 30% afectando la dinámica hídrica. Los incendios de copa moderados significan una mayor oxidación de la materia orgánica, hay una mayor formación de quinonas, sustancias promotoras del crecimiento vegetal,y sobre la estructura del suelo las mayores temperaturas destruyen los grandes agregados creando una estructura más fina del suelo por lo que el suelo es favorable para el desarrollo de raíces y por ello los vegetales en esta zona presentan un gran desarrollo.

Los incendios de copa severa ocasionan una mayor ccondensación de anillos aromáticos, y eliminación de cadenas alifáticas que provoca una estructura más cerrada y compactación del suelo, sin embargo estos efectos se pueden trasformar con mayores oxidaciones, es un proceso gradual que ocurrirá en varios años, y también existe una gran formación de quinonas y también en estas condiciones los vegetales presentan gran desarrollo.

Conclusiones

Los incendios superficiales reducen la porosidad, formación de grandes agregados y forman compuestos hidrofobos por lo que se reduce la capacidad del suelo para captar agua y para sustentar bosques húmedos como los de oyamel y sus efectos permanecen ocasionando el decline del bosque. Los incendios de copa moderado ocasionan agregados de menor tamaño, no generan compactación, generan sustancias que favorecen el crecimiento vegetal y por ello son favorables para estos bosques.

[1]

1 FES ZARAGOZA UNAM. Biología. J. C. Bonilla s/n, esq. Czda. I. Zaragoza. Col. Ejercito de Oriente, Mèxico D. F. eancer2002@yahoo.com.mx[1],

2 Colegio de Postgraduados, Programa de Edafología.

INCENDIOS SUPERFICIALES Y SU EFECTO SOBRE LA HUMEDAD DEL SUELO Y EL DECLINE EN BOSQUES DE OYAMEL.

Arturo Ramírez-Gutierrez[1], Rafael Serrano Ramírez[1] Efraín R. Ángeles-Cervantes[1], López Barrera Faustino[1] Gerardo Cruz Flores[1]

Introducción.

Los bosques de oyamel están reduciendo su superficie por falta de regeneración y en varios de ellos se ha presentado el fenómeno de mortandad masiva. Se ha encontrado en investigaciones anteriores que al parecer los incendios superficiales reducen la humedad del suelo y es una de las posibles causas del decline. Por ello el presente trabajo tiene como objetivo determinar la conductividad hidráulica del suelo postincendio superficial en varios bosques de oyamel del centro de México.

Materiales y Métodos.

Se realizaron muestreos en 5 areas naturales protegidas del centro de México (Ajusco - Chichinautzin, Desierto de los Leones, Izta-Popo Zoquiapan, Parque Nacional El Chico y Parque Nacional Lagunas de Zempoala.

En cada ANP se localizaron con ayuda de material cartográfico y fotografías aéreas bosques de oyamel. Se realizo un recorrido y por inspección visual se reconocieron bosques con estructura de vegetación herbácea o pastizal y que además se apreciaran signos de incendio superficial, tales como vestigios de ceniza en el suelo y marcas en arbolado. Para determinar la edad del incendio se registraba la edad del arbolado por medio del conteo de verticilos. Los bosques se ubicaron utilizando un GPS Garmin, y se procedió a efectuar mediciones con un permeamometro Guelph (tres lecturas en cada sitio), para obtener la permeabilidad. Potencial métrico del suelo, y conductividad hidraulica de 0-5 y de 5 a 10 cm de profundidad. Además se registro la humedad del suelo con un Humedímetro Kelwey, así como con un Sensor ECHO2. La temperatura del suelo se midió con un termómetro para semisólidos Tel-Tru.

Los datos se capturaron en Excel y se realizaron análisis estadísticos para detectar diferencias significativas entre zonas afectadas y no afectadas, por medio de ANDEVA.

Resultados y Discusión.

Los resultados muestran que los efectos de los incendios superficiales varían de acuerdo a su intensidad. Bosques que eran de oyamel y actualmente tienen arbolado joven de pinos presentan menor infiltración y conductividad hidráulica al igual que los bosques de oyamel con arbolado en proceso de decline presentan la menor velocidad de infiltración y humedad en el suelo. Los mejores valores de humedad en el suelo y velocidad de infiltración se presentan en zonas con una mayor densidad arbórea y mayor grado de conservación de los bosques de oyamel. En ambientes mezclados los oyameles se restringen a aquellas zonas con mayor humedad y mayor velocidad de infiltración.

Conclusiones

Los incendios superficiales reducen la velocidad de infiltración y por lo tanto la humedad del suelo, por lo que favorecen el decline, por mortandad descendente del arbolado y si esta junto a bosques de Pinus hartwegii, favorece su transformación y su reemplazo, en caso de que esto no se presente se tranforma a un pastizal o matorral. Los árboles adultos de oyamel en zonas afectadas y supervivientes se restringen a aquellos sitios con mayor velocidad de infiltración y humedad del suelo y aunque tienen producción de semillas, la alta compactación del suelo y la disminución de la humedad no permiten el establecimiento de las plántulas de oyamel.

1

[1] FES ZARAGOZA UNAM. Biología. J. C. Bonilla s/n, esq. Czda. I. Zaragoza. Col. Ejercito de Oriente, Mèxico D. F. eancer2002@yahoo.com.mx[1]

ANÁLISIS DENDROCLIMÁTICO DE *Pinus hartwegii* EN EL VOLCÁN NEVADO DE TOLUCA, MÉXICO

DENDROCLIMATIC ANALYSYS OF *Pinus hartwegii* AT NEVADO DE TOLUCA VOLCANO, MEXICO

Hernández Arévalo José C.[1] Genaro Gutiérrez García [2] Lucia Almeida Leñero [1] José Antonio Benjamín Ordóñez Díaz[1]

[1] Laboratorio de Biogeografía, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.

[2] Estación de Biología Tropical "Los Tuxtlas", Universidad Nacional Autónoma de México

joseph_78@hotmail.com genarogtz2@yahoo.com.mx lal1@hp.fciencias.unam.mx y bordonez@oikos.unam.mx

SUMMARY

Dendroclimatological techniques were used to assess the impact of climate on tree-ring width in *Pinus hartwegii* at the Volcano Nevado de Toluca, at its highest and lowest altitudinal range (3600 and 4000 m). Tree-growth was influenced by climate only at 4000 m and for the period 1890-1940. The climatic response of the high altitude trees was a positive correlation with July precipitation of current year (r=0.5 p≤0.01), and with previous year June maximum temperature (r=0.4 p≤0.01). The climatic response suggests that after 1940, trees at 4000 m. are being influenced by non-climatic conditions (pollution and stand dynamics).

INTRODUCCIÓN

Las zonas alpinas de México son muy importantes ya que albergan diversas especies endémicas, y ocupan solamente el 1% del territorio nacional. En un escenario de calentamiento global, dichas especies son las más susceptibles de ser afectadas por estar adaptadas a condiciones frías. *Pinus hartwegii* representa la especie arbórea característica de los sitios de alta montaña para México y Centroamérica. El crecimiento de ésta especie está limitado principalmente por las condiciones ambientales predominantes en dichas zonas (bajas temperaturas y escasa precipitación).

En este trabajo se analiza el efecto de la temperatura y precipitación en el crecimiento radial de *Pinus hartwegii* en dos niveles altitudinales 3600 y 4060 m s.n.m. en el Volcán Nevado de Toluca.

MÉTODOS

Se tomaron 2 muestras a 40 individuos con el mayor diámetro, en los dos niveles altitudinales del bosque (20 en el límite inferior y 20 en el límite superior). Las muestras fueron tomadas en sentido horizontal a la pendiente, con un taladro Haglöf de 5.15 mm de diámetro.

Se utilizaron los criterios dendrocronológicos tradicionales para montar, fechar y medir las muestras (Stokes y Smiley, 1968). Con el propósito de remover influencias no climáticas como tendencias causadas por la geometría del tronco, edad del árbol y dinámica del rodal, las mediciones de anchuras de anillos fueron estandarizadas utilizando el programa computacional ARSTAN (Cook, 1985). Posteriormente analizó el efecto del clima en el crecimiento radial mediante varios análisis de

correlación (1890-1999), entre los índices de crecimiento generados por ARSTAN y datos climáticos de la estación Tacubaya (precipitación mensual, temperatura promedio, máxima, y mínima.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Del total de muestras tomadas a los 3600 m y 4000 m solamente fueron fechadas 19 (47.5%) para el límite inferior y 11 (27.5%) para el superior, demostrando que no existe una gran homogeneidad en los patrones de crecimiento en ambos sitios. Las estadísticas básicas generadas por ARSTAN se muestran en la Tabla 1. Los valores de sensibilidad media indican una mayor variabilidad en el crecimiento en los árboles a los 3600 m. Por otro lado, los valores de autocorrelación sugieren un condicionamiento del crecimiento de los árboles a los 4000 m. por factores ambientales de años anteriores. La variación del primer componente principal nos indica que existe una variación común en el crecimiento de los árboles en ambas altitudes.

Tabla 1. Estadísticas básicas generadas por ARSTAN.

Parámetro	**Sitios de muestreo**	
	3600 m	**4000 m**
Sensibilidad media	0.23	0.15
Autocorrelación	0.25	0.42
Variación del 1er componente principal	47.74%	43.3%

El análisis clima crecimiento proporciono resultados contrastantes. A los 3600 m no se encontró correlación significativa con ninguna variable climática. A los 4000 m se obtuvieron valores significativos pero solamente para el periodo de 1890-1940. El crecimiento de los árboles a los 4000 m antes de 1940 está influido por la precipitación de Julio del año actual de crecimiento (r=0.5 p≤0.01), y temperatura máxima de Junio del año anterior de crecimiento (r=0.4 y p≤0.01). La respuesta en precipitación obtenida en el presente estudio es muy similar a la obtenida por Biondi (2001) en el Volcán Nevado de Colima, pero diferente a la obtenida por Gutiérrez y Ricker en San Antonio Peña Nevada en el Noreste de México.

CONCLUSIONES

El presente estudio demuestra las diferencias en la respuesta climática en los dos niveles altitudinales de distribución de *Pinus hartwegii* en el Nevado de Toluca. La falta de respuesta climática después de 1940 sugiere la influencia de factores antropogénicos (ej. contaminación del valle de Toluca y de México) en el crecimiento radial de esta especie de alta montaña.

BIBLIOGRAFÍA

Biondi, F. 2001. A 400-year Tree-ring Chronology from the Tropical Treeline of North America. *Ambio* 30(3):162–166.

Gutiérrez-Garcia, G., y M. Ricker. Enviado. The relationship between climate and tree growth in *Abies vejari*, *Pinus hartwegii*, *Pinus strobiformis*, and *Pinus teocote* of northeastern Mexico. *Trees: Structure and Function*.

Stokes, M.A., y Smiley, T.L. 1968. An *Introduction to Tree-ring Dating*. University of Chicago Press. Chicago, Illinois.

ESTUDIO DE VEGETACIÓN Y FITODIVERSIDAD EN LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, D.F. MÉXICO.

VEGETATION AND PHYTODIVERSITY STUDY IN THE MAGDALENA'S WATERSHED FOREST, D.F., MEXICO.

Mariana Z. Nava López[1], Víctor D. Ávila Akerberg[1], Lucia Almeida Leñero[1]

SUMMARY. A phytosociological study was made in the Magdalena's watershed describing three communities with eight associations: 1) *Pinus hartwegii* with *Muhlenbergia quadridentata* and *Festuca tolucensis*; 2) *Abies religiosa* with *Senecio angulifolius* and *Acaena elongata* 3) Mixed Forest and *Quercus* with *Abies religiosa-Senecio cinerarioides*, *Quercus laurina-Abies religiosa*, *Quercus laurina-Quercus rugosa* and *Pinus patula-Cupressus lusitanica-Alnus jorullensis ssp. jorullensis*. 57 families with 120 genera and 194 species were found in 2925 hectare that comprises the study area, which importance is the hydric flux that feeds Mexico City south region. Compositae is the dominant family with *Ageratina* as the dominant genera. *Abies religiosa* is the community with the mayor extension and biodiversity.

INTRODUCCIÓN. La diversidad biológica de México está determinada por su historia geológica, extensión, topografía, variedad climática, y la ubicación dentro de dos regiones biogeográficas: Neártica y Neotropical (9). Dentro de este mosaico de vegetación se encuentra la Zona Templada Subhúmeda (33 millones de ha), ubicada principalmente en las áreas montañosas del país (11) y en la cual se ubica el área de montaña de la cuenca de México con sus áreas boscosas de filiación templada (10). Es en esta zona que se ubica el Distrito Federal, que a pesar de contener una de las ciudades más grandes del mundo, el Distrito Federal, todavía cuenta con importantes áreas de reserva natural, las cuales representan más de la mitad de su territorio. Un ejemplo de ello, es la cuenca del río Magdalena en la cual nace el último río vivo y uno de los cuerpos de agua más importantes del Distrito Federal. Su excedente hídrico forma parte del 70% del agua que se consume en la zona (5) y gracias al tipo de suelo y cobertura forestal, es posible el mantenimiento de los principales servicios ecosistémicos. Es lamentable que dada la presión humana y al crecimiento demográfico, el área verde de la CRM se ha visto reducida en grandes proporciones (3), a pesar de ocupar 4 % del suelo de conservación del Distrito Federal. Debido a esta problemática y con base en el método fitosociológico, se identifican, definen y caracterizan las comunidades boscosas y sus asociaciones, de la cuenca del río Magdalena aunado al análisis de su biodiversidad. Con la obtención de dichos parámetros es posible evaluar el estado actual de conservación como base para la elaboración de alternativas de manejo.

METODOLOGÍA. Con base en la metodología de la escuela fitosociológica de Zurich Montpellier (2,7), se realizaron 87 cuadros de muestreo de 25 × 25 m (625 m^2). Estos fueron seleccionados a partir de un muestreo aleatorio estratificado en las principales unidades de vegetación de la cuenca del río Magdalena propuestas por Ávila-Akerberg (1). Por unidad de muestreo, se estimó en porcentaje la cobertura por estrato y especie vegetal en relación con el área de levantamiento. Se registraron datos ambientales de altitud, pendiente, orientación, superficie desnuda y pH en suelo para el cual se utilizó la metodología de Jackson (4). La definición de las comunidades y asociaciones se corroboraron con un análisis de clasificación jerárquica y aglomerativa utilizando el programa PC-Ord (6). Las determinaciones botánicas se realizaron con base en la nomenclatura y descripciones de Rzedowski y Calderón de R. (10) y a partir del listado florístico obtenido se hizo un análisis de diversidad alfa mediante el conteo del total de familias, géneros y especies.

RESULTADOS. El área de estudio muestra tres comunidades principales: *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa*, Bosque mixto – *Quercus*, con sus respectivas asociaciones.
La comunidad de *Pinus hartwegii* que ocupa el piso altitudinal superior (3400-3800 m snm), es abierta caracterizada por la

dominancia monoespecífica de *Pinus hartwegii* en el estrato arbóreo y forma un complejo aislado del resto de las comunidades de la cuenca. Presenta dos asociaciones representadas por *Muhlenbergia quadridentata* y *Festuca tolucensis*, determinadas por el porcentaje de cobertura. Es la comunidad menos diversa del área, presentando tan sólo 97 especies.

La comunidad de *Abies religiosa* que ocupa el piso altitudinal intermedio (2750-3500 m snm), se caracteriza por ser muy densa. Es la comunidad más ampliamente distribuida por lo que resultó ser la más diversa de toda el área registrando un total de 116 especies. Presenta tres asociaciones representadas por *Senecio angulifolius*, *Acaena elongata* y *Senecio cinerarioides*. Estas últimas indican perturbación en la zona ocasionada principalmente por incendios y pastoreo. Por su ubicación, se sobrelapa con el complejo de Bosque mixto y *Quercus* generando una mezcla de especies. A diferencia de *Pinus hartwegii* que es aislada, no existe una clara separación entre la comunidad de *Abies religiosa* y el Bosque mixto y *Quercus*.

El Bosque mixto y *Quercus* que ocupa el piso altitudinal inferior (2600-3300), se caracteriza por ser muy complejo en cuanto a su estructura por la gran variedad de especies arbóreas registradas. Presentó un total de 113 especies y tres asociaciones: *Abies religiosa – Quercus laurina*, *Quercus laurina-Quercus rugosa*, *Pinus patula-Cupressus lusitanica-Alnus jorullensis ssp. Jorullensis*. Esta última corresponde con el bosque mesófilo descrito por Rzedowski en 1970. Dada su cercanía a los asentamientos humanos, se registran un gran número de especies arvenses y ruderales (30 sp.).

De las familias registradas (57), la dominante es Compositae (23%) y dentro de esta Ageratina el género dominante por presentar 9 especies. Le sigue en importancia las Gramíneas (7%) y Carophyllaceas (6%).

CONCLUSIONES. El área de estudio presenta principalmente tres comunidades vegetales dominantes: Comunidad de *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa* y Bosque mixto y *Quercus*, que coinciden con los tres pisos altitudinales definidos: superior (3400-3800 m snm), medio (2750-3500 m snm) e inferior (2600-3300).

Se registraron un total de 57 familias, 120 géneros y 194 especies, de las cuales 48 son indicadoras de perturbación. La comunidad de mayor diversidad fue *Abies religiosa* seguida del Bosque mixto y *Quercus* y finalmente *Pinus hartwegii*. La presencia de especies arvenses y ruderales especialmente en el piso altitudinal inferior, evidencia la influencia de las actividades generadas por el hombre. El método fitosociológico y el uso de herramientas estadísticas resultó ser el más adecuado para la determinación de las asociaciones presentes en este trabajo. La cuenca del río Magdalena resulta ser una zona muy importante dada su cobertura forestal y biodiversidad. Se sugiere la evaluación de los servicios ecosistémicos proporcionados por esta, para la elaboración urgente de planes de restauración y conservación con la participación de todos los actores involucrados en el área incluyendo al académico.

BIBLIOGRAFÍA.

1. Ávila-Akerberg, V. 2002. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, UNAM. 92 pp.
2. Braun-Blanquet, J. 1979. H. Blume Ediciones. Madrid. 820 pp.
3. Escurra, E. 1990. Fondo de Cultura Económica. México. 119 pp.
4. Jackson, M.L.1982. Omega, Barcelona.
5. Mazari, M. (comp.). 2002. Ed. El Colegio Nacional, México D.F., 281 pp.
6. McCune, B. y Mefford, MJ. (1999). *MJM Software*.
7. Mueller–Dombois, D. and Ellenberg, H. 1974. John Wiley and Sons, New York. 547 pp.
8. Rzedowski, J. 1970. Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, I.P.N., México 18:91-106.
9. Rzedowski, J. 1978. Ed. Limusa. México, D.F. 432 pp.
10. Rzedowski, G. C. de, J. Rzedowski y colaboradores, 2001. Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro (Michoacán), 1406 pp.
11.Toledo, V y Ordóñez M.J. 1998. En: Ramamoorthy, T.P., R. Bye, A. Lot y J. Fa. (eds). Instituto de Biología, UNAM. p 739-755.

[1]Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Ciudad Universitaria, Universidad Nacional Autónoma de México. C.P. 04510 Coyoacán, D.F., México. Tel: 56 22 49 20. mehua78@gmail.com

SERVICIO AMBIENTAL DE CAPTURA DE CARBONO EN LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, D. F.
CARBONO – SEQUESTRATION ENVIRONMENTAL SERVICE AT MAGDALENA'S WATERSHED D.F.

Mónica Ivonne Espinosa-Pérez[1], Lucía Almeida-Leñero y José Antonio Benjamín Ordóñez-Díaz
[1]Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Ciudad Universitaria, Universidad Nacional Autónoma de México. C.P. 04510 Coyoacán, D.F., México. Tel: 56 22 49 20 moni_bony@yahoo.com.mx

ABSTRACT
Carbon-sequestration potencial, were estimated at *Pinus hartwegii* forest, followed the Intergobernmental Panel on Climate Change guidelines. The present study, is part of a integral reseach in Magdalena's watershed; because of it in 2002, 22 sampligs in 625 m^2 were done. Biomass, annual current increment and age of the inventoried individuals were calculated. The carbon stock in the 1,014 ha at *Pinus hartwegii* forest was 44,616 MgC. Carbon-sequestration scenarios at medium and long term, were developed (10, 20, 35 and 50 years).

INTRODUCCIÓN
Los bosques son considerados como los ecosistemas terrestres que más carbono atmosférico capturan. Debido al aumento en la concentración de los gases de efecto invernadero (GEI) y a la importancia de la vegetación como sumidero de carbono, es necesario evaluar la capacidad de captura de carbono en los ecosistemas forestales. El objetivo de este estudio es estimar la captura potencial de carbono del bosque de *Pinus hartwegii* en la cuenca del río Magdalena.

MATERIALES y METODOS
El estudio se realizó en la cuenca del río Magdalena (CRM), al sur del D. F. El bosque de *Pinus hartwegii* forma el limite de la vegetación arbórea con una superficie de 1,014 ha (1). Con base en las características observadas en la cobertura de la vegetación a través de la fotointerpretación, se definieron tres comunidades del bosque: *Pinus hartwegii* (679 ha), *Pinus hartwegii* - pastizal (133 ha) y Pastizal - *Pinus hartwegii* (203 ha). Se realizaron 22 levantamientos de 625 m^2 en los cuales se registro la cobertura y densidad del arbolado, así como la altura y diámetro normalizado de los árboles (2). Se extrajeron muestras de madera con un taladro Pressler, para calcular la edad del arbolado y el incremento corriente anual (ICA) (3). La biomasa se calculo mediante ecuaciones volumétricas (4), un coeficiente mórfico y la densidad de la madera (5). Se multiplico la biomasa de cada árbol por el factor de expansión de fustes y el contenido de carbono, para la estimación del contenido de carbono (6). Para conocer el contenido de carbono total del bosque de *Pinus hartwegii*, se multiplico el valor promedio por hectárea por la superficie total del bosque. Se realizaron escenarios de la captura potencial de carbono a 10 – 20 – 35 - 50 años, para ello se utilizo el calculo del contenido de carbono y la edad de los árboles en cada sitio de muestreo. Para conocer el incremento en volumen de los árboles por sitio, se utilizó el ICA correspondiente a cada año. En los escenarios no se tomaron en cuenta los árboles mayores a 100 años, debido a que crecen muy poco.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN
El bosque de *Pinus hartwegii* esta en la zona S-W de la cuenca con pequeñas áreas hacia sus límites N, N-W y S-E. Se inventariaron 512 individuos, de acuerdo con el análisis estructural, se trata de un bosque achaparrado pero en general con buena regeneración y alto reclutamiento de individuos. La biomasa total del bosque es de 76,176.40 t (Figura 1).

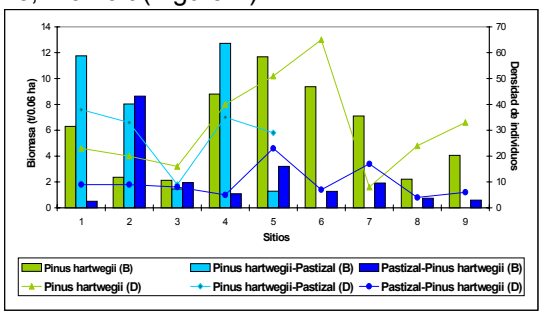


Figura 1. Biomasa arbórea y densidad de individuos en las comunidades del bosque de *Pinus hartwegii* en la CRM.

El contenido de carbono promedio por hectárea fue de 44 MgC, al extrapolarlo a la superficie total del bosque de *Pinus hartwegii* de la cuenca del río Magdalena se estimo que el bosque almacena 44, 616 MgC. Los escenarios de captura se realizaron a partir del 2002, cuando se estimo el contenido de carbono (Tabla 1).

Tabla 1. Escenarios de captura de carbono del bosques de *Pinus hartwegii* en la cuenca del río Magdalena.

Escenario	Biomasa (ha)	Contenido de carbono (MgC)
2012	367	215
2022	540	316
2037	**1,252**	**932**
2052	754	441

El valor obtenido para el año 2052 se debe a que al llegar a los 100 años los árboles de la especie *Pinus hartwegii* dejan de crecer y emiten carbono a la atmósfera o sus estructuras al caer y entrar en procesos de descomposición se integran al suelo como carbono inorgánico. La estimación de captura de carbono, realizada mediante los escenarios a mediano y largo plazo para el bosque de *Pinus hartwegii* de la CRM están determinadas por dos condiciones: la inexistencia de manejo en la zona y el crecimiento estables de los árboles medidos.

Dada las condiciones sociales y tomando en cuenta las necesidades de los habitantes de la zona será importante proponer el establecimiento de medidas de manejo forestal de bajo impacto, lo cual aumentaría la captura de carbono (en biomasa o en suelo) a mediano y largo plazo. Por un lado la tala selectiva de árboles con edades entre 80 y 100 años en los sitios donde se observe una alta regeneración. Esto permitirá la apertura de claros para favorecer la regeneración. Otra de las medidas será hacer el chaponeo en sitios con densidades de arbolado altas, para reducir la competencia por el espacio. Esto representará un aumento en la talla de los árboles y por lo tanto en la producción de biomasa. Además de establecer sitios de baja densidad de arbolado como candidatos a reforestación.

El manejo forestal en términos de captura de carbono permite que tanto la biomasa como el suelo funcionen como reservorios de carbono, lo cual se presenta a corto y largo plazo.

CONCLUSIONES

El presente estudio sigue los lineamientos establecidos por el IPCC para estimar el contenido de carbono.

El contenido de carbono del bosque de *Pinus hartwegii* en la cuenca del río Magdalena es de 44,616 MgC. A partir del 2002 se proyecto un escenario de captura de carbono en donde el incremento más importante ocurre hasta los 35 años (2037), posteriormente la captura de carbono disminuye por lo tanto se recomiendan algunas medidas de manejo forestal.

Las posibilidades de manejo en las comunidades del bosque de *Pinus hartwegii* de la cuenca del río Magdalena son diferenciales, considerando que se trata de comunidades multietáneas. Sin embargo, esencialmente se puede hablar de dos intervenciones de bajo impacto: la tala de individuos con una edad estimada entre 80 y 100 años para permitir la regeneración y la inmediata reforestación en sitios con bajas densidades de arbolado. Además del chaponeo de sitios con densidades de arbolado altas para disminuir la competencia por espacio de crecimiento.

Por otro lado, al considerar diversas condiciones dentro del bosque se da lugar para la realización o reestructuración de los planes de manejo. Las condiciones presentes en la cuenca hacen posible que este estudio de caso sea comparable con trabajos realizados en otras localidades del país con condiciones similares.

La realización de trabajos de este tipo, permiten evaluar el funcionamiento de los almacenes naturales de carbono para cumplir con los compromisos de mitigación de GEI a nivel mundial.

BIBLIOGRAFÍA

(1). Espinosa, M. 2005. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. 92 p.

(2). Ávila, V. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. 64 p.

(3). Gutiérrez, G. 2004. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias Biológicas, UANL. 102 p.

(4). Grijpma, P. 2001. Producción Forestal. 134 p.

(5). Rojas, F. 2004. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. 68 p.

(6). Brown, S. y E. Lugo. 1984. Science 223 (4642): 1290-1293.

(7). IPCC. 1996. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 448 p.

ESTUDIO INTEGRAL DE LA CUENCA DEL RÍO MAGDALENA, D.F. MÉXICO

INTEGRAL STUDY IN MAGDALENAS WATERSHED, D.F. MÉXICO.

Grupo de Ecosistemas de Montaña. Departamento de Ecologia y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, UNAM.
Lucia Almeida, Víctor Ávila, Mónica Espinosa, Julieta Jujnovsky, Mariana Nava, Alya Ramos, María de Jesús Ortdoñez y José Antonio Benjamín Ordóñez Díaz.

SUMMARY. There are also new and emerging issues, that are in watershed urban systems; we need developed research and there are significant gaps and uncertainties in our knowledge of basic sustainable develpment, and watershed rol; because of it, is proposed to develop a state of the knowledge of different issues on focused to generate basic information to the watershed ecology and human interactions. The aim of the study is to give the principal basis for the community management in Magdalena's watershed, with the principles of the Ecosystem integral management.

INTRODUCCIÓN. La cuenca del río Magdalena (CRM) con *ca.* a 3,000 ha (19° 13' 53'' y 19° 18' 12'' N y 99° 14' 50'' y 99° 20' 30'' O), recibe su nombre del único río vivo de la ciudad de México. Se localiza al límite sur–occidental del Distrito Federal dentro de las delegaciones políticas Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa. Dada su ubicación dentro del Eje Volcánico Transmexicano, presenta un relieve montañoso que va de los 2470 m snm en el noreste a los 3850 m snm al suroeste (1,10), en donde predominan bosques de *Pinus hartwegii*, *Abies religiosa* y Bosque mixto y *Quercus*. Se considera una fuente importante de abastecimiento de agua potable para la zona sur del Distrito Federal y su cobertura forestal contribuye al mantenimiento de la calidad del agua del río (6) además de proporcionar los tres servicios ecosistémicos más importantes de los bosques templados: protección de cuencas hidrológicas, captura de carbono y biodiversidad (3). A pesar de la importancia ecológica que recibe la CRM y de ocupar el 4% del suelo de conservación del Distrito Federal, existen problemas referentes a su estatus legal que generan problemas graves en su conservación. La falta de un plan de manejo comunitario que considere las necesidades de la población del área además de las necesidades ambientales, ha creado no sólo daños en la cobertura forestal si no también problemas socioeconómicos entre los pobladores del área.

Debido a ello y dada la importancia de la zona de estudio y su vulnerabilidad al crecimiento urbano, es indispensable la implementación de proyectos, bajo un esquema de manejo integral de ecosistemas, que permitan a corto, mediano y largo plazo, el mantenimiento de la cuenca hidrológica.

METODOLOGÍA. Con base en el principio de manejo integral del ecosistema, se plantea el análisis del ecosistema desde sus tres aspectos básicos: físico, biológico y social.

Dentro del físico se incluyen los estudios geomorfológicos, edafológicos y climatológicos como base para la caracterización hidrológica del área. La integración de esta información ha permitido generar estudios de ecología del paisaje, que al mismo tiempo se relacionaron con la vegetación.

Para el componente biológico y con base en el método fitosociológico (4,8) se han efectuado estudios de flora y vegetación, generando listados florísticos, descripciones detalladas de la vegetación y análisis estructurales.
El componente social se integró con la educación y comunicación ambiental, la cual es fundamental para conocer la percepción e intereses de la población. Se elaboró una línea de tiempo desde la época prehispánica hasta la época actual, por medio de bibliografía y entrevistas a los comuneros de la Magdalena Atlitic.

El manejo integral de estos tres aspectos básicos, ha permitido la evaluación de los servicios ecosistémicos, la calidad forestal y el deterioro ambiental, que en un futuro concluya con la elaboración y la evaluación de un plan de manejo comunitario para la cuenca del río Magdalena.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN. Se establecieron tres comunidades principales (*Pinus hartwegii*, *Abies religiosa*, Bosque mixto y *Quercus*) y sus asociaciones (9) que permitieron definir, junto

con la geomorfología, una zonificación del área en 30 unidades de paisaje (7). Así también se relacionaron con la vegetación, niveles de autenticidad del bosque: alto, medio, bajo con las cuales se define la pristinidad del ecosistema (2).

El bosque de *Pinus hartwegii*, se caracteriza por ser monoespecífico abierto, en donde se registraron 97 especies, 64 géneros y 32 familias. Se localiza en la parte alta de la cuenca, con una precipitación de 1500 mm, y una producción anual de 8, 199 360 m^3 de agua. La cobertura forestal, registra 44 tC/ha almacenados en un bosque joven con alto potencial productivo. (5).

El bosque de *Abies religiosa*, se caracteriza por ser denso, en donde se registraron 116 especies, 81 géneros y 40 familias. Se localiza en la parte media de la cuenca, con una precipitación de 1300 mm y una producción anual de 10, 091 520 m^3. Es la zona de mayor distribución dentro de la cuenca de bosques naturales jóvenes que almacenan un total de 58 tC/ha.

El bosque mixto y de *Quercus*, registró 113 especies, 78 géneros y 44 familias. Se localiza en la parte más baja de la cuenca con una precipitación de 990 mm y una producción anual de 5, 266 512 m^3 de agua. Para esta unidad, se sugiere la estimación del contenido de carbono. La autenticidad de esta cuenca en su mayoría es alta aunque existen sitios puntuales con autenticidad baja.

Los bosques de la cuenca del río Magdalena han estado habitados por distintos grupos desde la época prehispánica haciendo uso directo de los recursos. Actualmente no hay dependencia económica de los comuneros por estos, aunque existe mucha presión de crecimiento urbano hacia los bosques.

CONCLUSIONES. La cuenca del río Magdalena es una zona muy importante por la gran cantidad de servicios ecosistémicos que genera además de que los niveles altos de autenticidad permiten definirlo como un bosque conservado. Es un pulmón para la ciudad de México por almacenar en su cobertura vegetal elevadas cantidades de carbono, sin considerar lo que se almacena en la parte baja de la cuenca. Presenta un alto potencial de captura de carbono por ser una zona con bosques jóvenes y con alto potencial productivo.

El recurso hídrico genera anualmente 24 millones de m^3 de agua, lo cual equivale a 0.76 m^3/s. La información física analizada con respecto al suelo y al manto geológico aunado a cálculos de balances hídricos, escorrentía y conductibilidad hidráulica, ha demostrado que el agua no se infiltra al acuífero sino que desemboca directamente al río Magdalena, debido a ello, la cobertura vegetal juega un papel determinante en el mantenimiento de la calidad de agua, suelo, y del mismo río Magdalena.

Estos resultados son un primer diagnóstico, que aunado a la información social que se esta generando, dará las bases para un plan de manejo comunitario para el cual se trabaja conjuntamente con los comuneros.

BIBLIOGRAFÍA

1. Álvarez, R. 2000.Tesis de Licenciatura en Geografía, UNAM, Mex. 127pp.
2. Ávila, V. 2004. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. 112 pp.
3. Bishop, J., Landell-Mills, 2003. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Comisión Nacional Forestal.
4. Braun-Blanquet, J. 1979. H. Blume Ediciones. Madrid. 820 pp.
5. Espinosa, M. 2005. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. 90 pp.
6. Garza, G. 2000. Ed. Gobierno del Distrito Federal y El Colegio de México, México, D.F. 768 pp.
7. Jujnovsky, J. 2003. Tesis de Licenciatura. Facultad de ciencias, UNAM. 77 pp.
8. Mueller–Dombois, D. and Ellenberg, H. 1974. John Wiley and Sons, New York. 547 pp.
9. Nava, M. 2003. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. 87 pp.
10. Ontiveros, D.A. 1980. Tesis de Licenciatura. Facultad de Filosofía y Letras. Colegio de Geografía. UNAM. México.

ESCENARIO 2023 DE LA CAPTURA DE CARBONO EN EL PARQUE NACIONAL LA MALINCHE, TLAXCALA
2023 CARBON CAPTURE SCENARIO IN LA MALINCHE NATIONAL PARK, TLAXCALA

Fabiola Rojas-García[1] y Lourdes Villers-Ruíz[2]

SUMARY

An evaluation of carbon content in the forest of *Pinus hartwegii* in La Malinche National Park was made. In 2003 a forest inventory in twenty circular plots of 0.1 ha each were measured. Tree biomass, age and carbon content was calculated. That monospecific forest stores 55,146 tC. A scenario until 2023 was made. Until 2013 the *Pinus hartwegii* forest will increase its carbon capture, but for the next years it will diminish and for 2023 will only capture 41,632.5 tC. It is evident to promote a forest management of low impact in the National Park.

INTRODUCCIÓN

El aumento en la concentración de los gases de efecto invernadero (GEI) en la atmósfera es una preocupación mundial. Se estima que la concentración en la atmósfera del carbono se ha venido incrementando de manera exponencial desde finales del siglo XVIII. Debido a que los bosques capturan más carbono que cualquier otro ecosistema terrestre, este estudio tiene como objetivo estimar la captura potencial de carbono en el bosque de *Pinus hartwegii* del Parque Nacional La Malinche.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Parque Nacional La Malinche, localizado entre los estados de Tlaxcala y Puebla, donde *Pinus hartwegii* se encuentra como bosque monoespecífico desde los 3500m hasta los 4000m cubriendo una superficie de 546 ha (1). Durante el año 2003 se efectuó un inventario forestal en 20 círculos de 0.1 ha cubriendo un total de 2 ha, se registró el diámetro, altura y densidad del arbolado presente en cada círculo. Se realizó un análisis estructural (2). Se extrajeron muestras de madera con un taladro Pressler, para estimar la edad del arbolado y el incremento corriente anual (ICA) (3). La biomasa forestal se calculó con el uso de ecuaciones volumétricas (4), un coeficiente mórfico y la densidad de la madera (1, 5). Para la estimación del contenido de carbono la biomasa de cada árbol, se multiplicó por el factor de expansión de fustes y por el contenido de carbono, que indica la proporción de carbono en la biomasa de cada árbol (6). Para conocer el contenido de carbono total del bosque de *Pinus hartwegii*, se multiplicó el valor promedio por hectárea por la superficie del bosque.

Para la estimación de la captura potencial de carbono se utilizó el cálculo del contenido de carbono y la edad promedio de los árboles del círculo, a partir de la cual comenzó la proyección. Se utilizó el cálculo del ICA, para saber el incremento en volumen que tendrían los árboles del círculo, correspondiente a cada año. Posteriormente se aplicaron los parámetros registrados en el cálculo de biomasa y contenido de carbono. De esta forma se generó un escenario a 20 años, en la proyección no se tomaron en cuenta los árboles cuando llegaban a la edad de 100 años, pues su crecimiento es muy pequeño.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las 2 hectáreas muestreadas se localizan espacialmente en laderas distintas del volcán (N y SE), por lo que se obtuvo un valor promedio de esta comunidad en cuanto a la talla de los árboles, su edad y su densidad por área evaluada. La biomasa promedio fue de 17.3 t en 0.1ha

El contenido de carbono promedio fue de 101 tC/ha. Por lo anterior se pudo extrapolar el contenido de carbono promedio a las 546 ha del bosque monoespecífico de *Pinus hartwegii* en el Parque Nacional La Malinche, de esta manera se estimó que el bosque almacena 55,146 tC. Los escenarios de captura de carbono se hicieron a partir del año 2003, cuando se realizó el inventario y se pudo conocer el contenido de carbono en periodos de cinco años. Se encontró que para el año 2008 el bosque presentará una captura de 54,850.6 tC, para el 2013 este bosque aumentará su captura de carbono con 55,637.4 tC, pero a partir del año 2018 la captura de carbono irá disminuyendo y en 2023 sólo capturará 41,632.5 tC. Este alud se debe a que los individuos de *Pinus hartwegii* dejan de crecer aproximadamente a los 100 años, y al llegar a esta edad sus estructuras leñosas van emitiendo el carbono a la atmósfera o al caer dotan indirectamente de carbono orgánico al suelo durante los procesos de descomposición (Figura1).

1 Facultad de Ciencias, UNAM. Circuito Exterior, Cuidad Universitaria. C.P. 04510. México, D. F. fabiosxto1981@yahoo.com.mx
2 Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM. Circuito Exterior, Cuidad Universitaria C. P. 04510 Mexico, D.F. villers@servidor.unam.mx

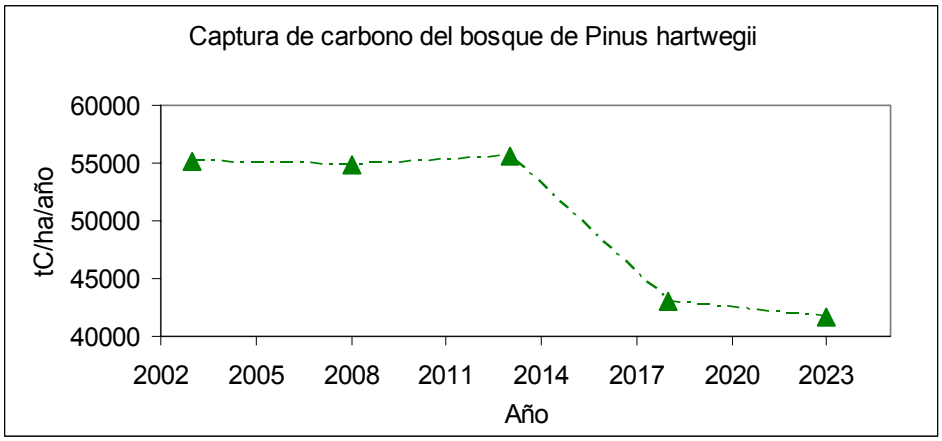


Figura 1. Escenario de la captura potencial de carbono del bosque de *Pinus hartwegii*

Este escenario estima el carbono almacenado en el bosque en un año determinado, bajo las premisas de que no existiera manejo, y los elementos evaluados siguieran creciendo de manera estable.

El empleo del manejo forestal de bajo impacto, maximizaría la captura de carbono ya sea en la biomasa forestal o en los suelos, y su efecto se manifiesta a corto plazo. Una opción es hacer limpieza de plantas arbustivas y herbáceas para disminuir la competencia por el espacio de crecimiento, que tendría por efecto el incremento de los diámetros de los árboles y por ende de la biomasa. Esta intervención podría llevarse acabo en rodales que presenten una alta densidad de arbolado. Otra intervención de bajo impacto es la selección de árboles maduros (80-100 años) para talar en sitios con una alta regeneración. Esta corta deja espacios en el bosque que son aprovechados para la regeneración natural. Además se pueden seleccionar rodales que requieran reforestación como aquellos con poca densidad de arbolado.

El manejo forestal para la captura de carbono permite la captación de éste en dos elementos del ecosistema: la biomasa vegetal y el suelo, para la primera, la permanencia del carbono es de mediano plazo, mientras que para el segundo la permanencia es de muy largo plazo.

CONCLUSIONES

El método seguido en el presente estudio presenta mediciones confiables y eficientes para estimar el contenido y la captura potencial de carbono, que cumplen con las exigencias establecidas por el IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático). Se encontró que el bosque de *Pinus hartwegii* del volcán La Malinche almacena 55,146 tC.

A partir de este valor se proyectó un escenario de captura de carbono en donde el incremento es importante hasta los siguientes 10 años. En los años subsecuentes la captura de carbono se reduce, se recomienda se efectúe un manejo forestal de bajo impacto, mediante intervenciones como son limpieza y cortas selectivas para favorecer la regeneración natural y la reforestación.

En este trabajo se analizan diferentes condiciones del bosque que son parámetros estándares aplicables en bosques manejados y en el establecimiento de plantaciones forestales que funcionen como almacenes naturales de carbono con el fin de alcanzar los compromisos de mitigación de GEI.

BIBLIOGRAFÍA

(1). Rojas, F. 2004. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM.68p.
(2). Mostacedo, B y T. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en Ecología Vegetal.87p.
(3). Gutiérrez, G. 2004. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias Biológicas, UANL. 102p.
(4). Grijpma, P., 2001. Producción Forestal. 134p.
(5). Brown, S. y E. Lugo. 1984. Science 223 (4642): 1290-1293.
(6). IPCC. 1996. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 448p.

CAMBIOS MULTI-TAXONÓMICOS EN UN GRADIENTE DE MANEJO DEL CULTIVO DE CAFÉ EN VERACRUZ, MÉXICO

MULTI-TAXON CHANGES ALONG A MANAGEMENT INTENSIFICATION GRADIENT IN COFFEE FARMS LOCATED IN VERACRUZ, MEXICO

Robert H. Manson[1]
Fabiola López Barrera[1]
César Tejeda Cruz[1]
Gerardo Hernández Martínez[1]

[1]Instituto de Ecología, A.C., km 2.5 Carretera Antigua a Coatepec No. 351, Congregación el Haya, Xalapa Veracruz 91070.

Summary

While shade coffee agroecosystems are thought to be critical for conserving tropical biodiversity, few studies to date have evaluated their conservation value along the full range of taxonomic and management diversity. Here we report preliminary results from the BIOCAFE project designed to address these concerns and evaluate the capacity of coffee agroecosystems to conserve the structure and function of threatened cloud forests ecosystems. We compared the biodiversity of 15 different groups of plants and animals along a management intensification gradient including four coffee farms and two cloud forest control sites in central Veracruz, Mexico. Our findings suggest that the relationship between diversity and management intensity is non-linear and that traditional shade coffee farms conserve a significant fraction of the biodiversity of remnant forest fragments.

Introducción

Una de las razones principales por las cuales la cafeticultura es importante en la conservación de la biodiversidad en México, es su sobreposición altitudinal con el bosque mesófilo de montaña (BMM) o de niebla. Este ocupa menos del 1% de la superficie total de México pero contiene entre 10 y 12% de todas las especies de plantas y animales que existen en México (Ramamoorthy et al. 1993) por lo que es el ecosistema más diverso de México por unidad de superficie. A pesar de su importancia, este ecosistema esta sumamente amenazado a nivel mundial (Doumenge et al. 1995, Aldrich et al. 2000) con más del 50% de su superficie original en México ya convertido a otros usos de suelo (Challenger 1998). Por el otro lado, la crisis de los agroecosistemas de café debido a la sobreproducción y bajos precios a nivel internacional, podría resultar en más cambios de uso de suelo, los cuales podrían causar todavía más deterioro de este importante tipo de bosque (Perfecto et al. 1996, Moguel y Toledo 1999). El proyecto Biocafé, a través de un enfoque multi-disciplinario y de largo plazo, busca entender mejor la capacidad de las fincas de café de sombra para conservar la biodiversidad y los servicios ambientales del bosque mesófilo de montaña. Asimismo, pretende explorar las relaciones entre la biodiversidad y la productividad en este importante agroecosistema, con el fin de promover el desarrollo de estrategias de manejo más sustentables. En este estudio presentamos los primeros resultados de este proyecto en donde comparamos cambios en la biodiversidad a lo largo de un gradiente de manejo de café en el centro de Veracruz.

Materiales y Métodos

Este proyecto de tres años de duración inició a finales del 2003 y ha monitoreado y evaluado en puntos permanentes 15 diferentes grupos organismos. Dentro de los grupos estudiados hay aves, mamíferos pequeños y medianos, murciélagos, reptiles y anfibios, artrópodos (Diptera, Coleoptera, y Formicidae (Hymenoptera)), así como helechos, orquídeas, bromelias, árboles, arbustos y hongos. Estamos estudiando los cambios en la distribución y abundancia de estos organismos en 17 fincas de café y tres fragmentos de bosque mesófilo de montaña ubicados en el centro del estado de Veracruz. Como un análisis preliminar, reportamos aquí los cambios observados en la biodiversidad de estos grupos taxonómicos en seis sitios de estudio incluyendo dos fragmentos de bosque y cuatro fincas de café abarcando todo el gradiente de manejo que se encuentra en la región de estudio. Este gradiente, se caracterizó a través de un análisis multi-variado de factores representando diferentes aspectos de la estructura y el manejo de estos sitios. Además de cambios en la diversidad y riqueza de especies a lo largo de este gradiente, también exploramos el grado de

complementariedad entre estos sitios de estudio. Finalmente, describimos avances en el desarrollo de un sistema de información geográfica que pretendemos utilizar para evaluar la calidad del paisaje de cada unidad de estudio con el fin de determinar el efecto relativo del paisaje en la diversidad de cada grupo taxonómico. Esta información se utilizará en la identificación de estrategias de manejo que ayudarán a los cafeticultores a aprovechar la biodiversidad de sus fincas, a bajar sus costos de producción y a aumentar sus fuentes de ingreso.

Resultados y discusión

Los primeros resultados del proyecto muestran niveles de diversidad alta en las fincas de café relativa a los sitios de bosque, sin embargo, los diferentes grupos de organismos respondieron de manera distinta al gradiente de manejo, lo cual resalta la importancia de entender las interacciones ecológicas entre grupos de organismos presentes en este agroecosistema y usar esta información para identificar grupos indicadores. Asimismo, no se observó la relación negativa esperada entre la riqueza de especies presentes en fincas bajo diferentes estrategias de manejo y su rentabilidad económica, un resultado que sugiere que algunas veces los costos económicos de cambios de manejo que favorecen la conservación son mínimos, mientras las ventajas son muchas.

Conclusiones

1. La relación entre biodiversidad e intensidad de manejo no es linear.
2. Las respuestas de los diversos taxones a la intensificación en el manejo no son uniformes.
3. Las unidades de producción de café tradicionales conservan una proporción importante de biodiversidad existente en los remanentes de bosque Mesófilo de montaña en la región.
4. El conjunto de fincas de café de sombra parece ser importante para la conservación de la biodiversidad de los remanentes de bosque de niebla en la región dado el alto grado de complementariedad que existe entre ellos.
5. La respuesta de algunos grupos taxonómicos parece ser el resultado tanto de variables a nivel de la finca (habitat) como la configuración y calidad del paisaje.
6. Estudios multi-taxa son la clave para entender el complejo intervalo de cambios conforme el manejo se incremente en agroecosistemas de café

Bibliografía

Aldrich, M., P. Bubb, S. Hostettler y H. van de Wiel. 2000. Tropical Montane Cloud Forest. A time for action. WWF International/IUCN The World Conservation Union, Cambridge.

Doumenge, C., D. Gilmour, M. Ruíz y J. Blockhus. 1995. Tropical montane cloud forests: conservation status and management issues. pp. 24-37. En: L. S. Hamilton, J.O Juvik y F.N., Scatena, eds. Tropical Montane Cloud Forests. Springer-Verlag, Nueva York.

Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, present y futuro. CONABIO, Mexico City, Mexico, pp. 443-518.

Moguel, P., y V.M. Toledo, 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. Cons. Biol. 13:11-21.

Perfecto, I., R.A. Rice, R. Greenberg, y M. E. Van der Voort, 1996. Shade coffee: A disappearing refuge for biodiversity. Bioscience 46: 598-608

Ramamoorthy, T.P., R. Bye, A. Lot, y J. Fa (eds.). 1993. Biological diversity of Mexico. Oxford University Press, New York.

VACAS Y BOSQUES DE LA SIERRA DE MANATLÁN: RESTAURACIÓN Y FORRAJE
LIVESTOCK AND FORESTS IN THE SIERRA DE MANANTLÁN: RESTORATION AND FORAGE

Lázaro Rafael Sánchez-Velásquez[1,2] y María del Rosario Pineda López[1,3]

Summary.
We show information about livestock impact in two more important ecosystems in the Sierra de Manantlán Biosphere Reserve; cloud forest and tropical dry forest. Also, trough the use of species with potential forage, we are suggesting some management recommendations to mitigate livestock impact.

INTRODUCCIÓN

La RBSM, ubicada entre los estados de Jalisco y Colima, pertenece a la Red Internacional de Reservas de la Biosfera del MAB-UNESCO, tiene una superficie de 139,577 ha. En dicha reserva se practica la ganadería extensiva, es decir, el ganado forrajea libremente en los bosques, al menos en la estación lluvias. El bosque mesófilo de montaña y el bosque tropical caducifolio son utilizados para esta practica ganadera, que requiere pocos insumos. Esta práctica es una alternativa productiva viable para campesinos–ganaderos del país, quienes ven a la agricultura como una práctica no redituable (4). El BTC tienen potencial de producir mas biomasa y calidad forrajera que los pastizales del norte de la RBSM, la paradoja es que se insiste en cambiar al BTC por pastizales.

MATERIALES Y METODOS

En este trabajo se hace un análisis y síntesis de diferentes estudios ya publicados (1,2,5,6,7) y otros en proceso de publicación (8) en donde ambos autores de este trabajo participaron como responsables de diferentes proyectos ya de un periodo de casi seis años. Algunos trabajos se pueden consultar en las citas que aparecen en la bibliografía.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el BMM los sitios con exclusión del ganado presentaron mayor número de especies y una mayor densidad de individuos arbóreos regenerándose que en los sitios con presencia de ganado bovino (2) (Cuadro 1).

Cuadro 1: Número de individuos del BMM mostrando las diferencias significativas entre sitios con exclusión (8 años) y sin exclusión de ganado bovino con tres diferentes clases de tamaño (altura) y nueve años de exclusión

Condición	No. Ind. >0 - 130 cm	No. Ind. >0 - 32 cm	No. Ind. >32-≤130 cm
Sin exclusión	200	164	36
Con exclusión	1165	886	279
x^2	530.05*	33.58*	20.24*

*P<0.001, modificado de Hernández-Vargas et al 2000

En el BTC, el cual es considerado como el más amenazado de los bosques tropicales del mundo (3), Montero-Solís *et al*. (8) en un estudio de exclusión por cuatro años, encontró en una localidad al norte de dicha reserva, que el ganado, desde el punto de vista de la comunidad no afecto significativamente la tasa de cambio de riqueza de especies (número de especies), aunque si se vio diferencia en el último año, ni la diversidad de especies (Shanon-Wiener) (X^2= 0.4 p>0.05, t=0.24 p>0.05). Así mismo tampoco se encontró diferencia significativa en las tasas de crecimiento en altura entre especies excluidas y no excluidas del ganado, ni tampoco hubo diferencias entre especies forrajeras y no forrajeras. Sin embargo a nivel poblacional, tanto en la regeneración como en el arbolado, si se encontraron diferencias significativas (p<0.05) en las tasas de crecimiento poblacional entre las especies comunes de los sitios sin exclusión *vs* con exclusión de ganado, siendo mayores las tasas en los sitios sin exclusión.

[1] Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada .Universidad Veracruzana. Campus para la Cultura ,as Artes y el Deporte. Av Presidentes, Xalapa Ver., CP 91000. AP 250.

[2]lasanchez uv.mx

[3]rpineda uv.mx

Una de las características del BTC desde el punto de vista de manejo, es que se ha demostrado (1) que una hectárea de este bosque puede producir la misma cantidad de biomasa y mucho más proteína que un pastizal de la misma zona. Sin embargo, paradójicamente los campesinos-ganaderos de la región, consideran una mejor alternativa el uso de pastos, como lo recuerdan en la época de la hacienda. Frente a esto se proponen (7) proponen algunas especies presentes en el BTC que podrían usarse en sistemas agroforestales o manejándolos dentro del mismo bosque en un sistema de rotación del ganado tales como: *Brosimum alicastrum, Guazuma ulmifolia, Leucaena leucocephala, L. macrophyla, L. esculenta, Enterolobium cyclocarpum, Verbesina greenmanii y Acacia riparia*, las cuales junto con *Pithecellobium dulce y Prosopis laevigata* también son especies que en la temporada de secas tienen hojas y/o frutos, y además soportan el fuerte ramoneo del ganado. *Verbesina grenmanii* es una especie potencial en calidad y oproductividad de forraje.

CONCLUSIONES

Si bien es cierto que en algunas áreas forestales que han sido sometidas a la ganadería extensiva durante varias décadas, esta puede ser responsable de la deforestación y extinción de especies, es cierto también, en el caso de México que aún se sabe poco sobre el efecto que el ganado tiene sobre la estructura y dinámica de los ecosistemas forestales y poblaciones que lo componen. En el caso de la RBSM el BMM y el BTC han estado sometidos a la ganadería extensiva y la respuesta a esta actividad como se ha visto a sido diferente, y ha estado en función de las características estructurales y de composición de ambos ecosistemas. A pesar de que algunas especies son favorecidas por la presencia del ganado, en el BMM la composición y la densidad de individuos si se ve afectada por la presencia del ganado. Para el BTC en donde más presencia de ganado existe (Obs.pers.), el ganado no afecto significativamente la riqueza de especies ni la diversidad de especies. Paralelamente en este ecosistema se encuentran especies que pueden ser usadas en sistemas agroforestales que podrían producir mas biomasa que un pastizal de la región.

BIBLIOGRAFÍA

1. Carranza M. M. A., L. R. Sánchez-Velásquez, M.R. Pineda-López y R. Cuevas G. 2003. Agrociencia 37:203-210.
2. Hernández-Vargas G., L.R. Sánchez-Velásquez, T.F. Carmona-Valdovinos, M.R. Pineda-López, y R Cuevas G. 2000 Madera y Bosques 6: 13-28.
3. Janzen,D.1988. Biodiversity. P. 130-137. Natural Academy Press. Washington D.C.
4. Lazos-Chavero E. 1996. Ciencia 44: 36-44.
5. Sánchez-Velásquez L. R., S. Quintero-Gradilla, F. Aragón-Cruz y Ma. del R. Pineda-López. 2004. Forest Ecology and Management 198: 401-404.
6. Sánchez-Velásquez L. R., G. Hernández V., M.A. Carranza M., R. Pineda L., R. Cuevas G. y F. Aragón C. 2002. Polibotánica 13: 25-46.
7. Sánchez-Velásquez, L. R., G. Hernández, F. Aragón, Ma. del R. Pineda-López y L. M. Martínez R. 2000. DeVinCi 4: 25-34.
8. Montero-Solís, F.M., L.R. Sánchez-Velásquez, Ma.R. Pineda-López, L.M. Martínez-Rivera, T. Moermondd, J. Corral Aguirre. En revision. Effect of livestock exclosure on dynamics and structure of tropical dry forest of the Sierra de Manantlán, México.

DINÁMICA Y REGENERACIÓN EN CLAROS DEL BOSQUE DE OYAMEL (*Abies religiosa* H. B. K. Schl et Cham.) EN EL COFRE DE PEROTE, MÉXICO

Gaps dynamics and regeneration in Cofre de Perote México fir forest

Rogelio Lara González[1], Lázaro R. Sánchez-Velásquez[2] y Juan Corral Aguirre[1]
[1] Facultad de Biología, Zona Xalapa, Universidad Veracruzana
[2] Laboratorio de Biotecnología y Ecología Aplicada (LABIOTECA), (LABIOTECA) Universidad Veracruzana, Campus para la Cultura, las Artes y el Deporte, Xalapa Ver., lasanchez@uv.mx

ABSTRACT

Forest gaps dynamics is a common process that occurs as in tropical forest as temperate maintain forest. The gaps are important for regeneration of some tree species. We studied the relationship between 1) size gaps-regeneration, 2) age gap-regeneration, and 3) canopy-regeneration. This study was conduced in fir forest from El Conejo Cofre de Perote. Two tree species (*Abies religiosa* and *Pinus montezumae*) were recorded in gaps and under canopy, but the number of individual was higher in gaps than under canopy ($p<0.05$). The age of gaps was between 4.5-11.5 years old and the interval of gap size was 66.44± 42.79 m^2. The fir regeneration have positive response in gaps, in other hand *P. montezumae* have very low regeneration in both treatment (gap and under canopy).

Palabras clave: *Abies religiosa*, Bosque de oyamel, claros, *Pinus montezumae*, Veracruz.
Key words: *Abies religiosa*, fir forest, gap, *Pinus montezumae*, Veracruz.

INTRODUCCIÓN

Los bosques cambian constantemente en su estructura debido a perturbaciones, tanto de gran escala (por ejemplo fuego y desmontes), como de baja escala (árboles derribados por tormentas o solo la caída de ramas)[1,2,3,4]. La regeneración de algunas especies forestales es favorecida por perturbaciones que causan claros a una escala pequeña. La regeneración en claros ocurre debido a la existencia de un banco de semillas, lluvia de semillas o de plántulas, que activan su desarrollo al recibir más luz[5,6,7]. La regeneración es uno de los aspectos de mayor importancia que el silvicultor debe tomar en cuenta al manejar un bosque. El conocimiento de los procesos de la regeneración y del medio en que se desarrolla contribuirá a cultivar el bosque correctamente[8].

Los bosques de oyamel de México se desarrollan dentro de los límites de altitud de 2400 a 3600 m. Es muy frecuente que en el dosel de estos bosques domine *Abies religiosa* (H. B. K.) Kunth Schltdl. et Cham., la cual es considerada como tolerante a la sombra[9,10]. Individuos jóvenes del oyamel son usados como árbol de navidad, y como adulto su madera se usa para la fabricación de muebles, para la construcción de viviendas, techo de casas ("tejamanil"). Las poblaciones de *Abies religiosa* están siendo reducidas y fragmentadas considerablemente[11]. El conocimiento de su ecología y regeneración natural, nos permitirá tomar decisiones, para el manejo de los bosques con fines de explotación comercial, de conservación o restauración; por lo que el objetivo del presente estudio fue entender la relación entre los claros y la regeneración arbórea en el bosque de oyamel (*Abies religiosa*).

MÉTODO DE CAMPO.

Se realizaron tres transectos en tres rodales de oyamel (entre tres y cinco hectáreas). En cada transecto se marcaron puntos cada diez metros y al azar se eligieron treinta puntos de muestreo entre los tres rodales, y se registró el claro más cercano al punto del transecto. En cada claro se registró la edad y el tamaño del mismo, así como el número de individuos de árboles jóvenes de ≥0.20 a 2.00 m de altura de todas las especies arbóreas. A partir de cada claro se eligió al azar una dirección cardinal y a una distancia de veinte metros se realizó otro muestreo con un diámetro igual al del claro, pero éste bajo el dosel con la finalidad de comparar la regeneración de los claros y la de bajo el dosel. Se hicieron 30 pares de muestreo en total, y se consideró un diámetro promedio de 5 m como tamaño mínimo de claro.

RESULTADOS

El tamaño promedio de los claros fue de 66.44 ± 42.79 m^2. Los claros registrados se clasificaron como claros pequeños (19-85 m^2), claros medianos (86-152 m^2) y claros grandes (153-220 m^2). Los claros más comunes fueron los intermedios o medianos (19-85 m^2). El intervalo de la edad de los claros registrados fue de 4.5-11.5 años, con un promedio de 7.61 ± 1.86 años.

Además de *Abies religiosa,* se registró una especie arbórea, *Pinus montezumae*. La regeneración de ambas especies fue significativamente mayor en los claros que bajo el dosel ($p<0.05$). No se encontró asociación significativa entre *Abies religiosa* y *Pinus montezumae*, tanto en claros, $Ip = 0.0$ ($X^2=0.0$, $p > 0.001$); como bajo dosel $Ip = 0.0147$ ($X^2= 0.0$, $p > 0.05$).

Se encontró una relación significativa entre tamaño de claro y la regeneración total de *Abies religiosa* ($r = 0.6114$, $p < 0.001$).

Al adicionar al modelo de regresión la edad, y la interacción edad-tamaño del claro, no se observó una contribución significativa para explicar la

regeneración total y por clase de tamaño (número de verticilos) ($p > 0.05$).

CONCLUSIONES

Los claros de dosel creados por las diferentes perturbaciones son importantes para la regeneración de *A. religiosa*; ya que se registró una mínima regeneración bajo el dosel en contraste con la regeneración que se registró en los claros.

En este trabajo se registraron claros de ≥ 19.63 m^2 y ≤ 219.04 m^2 y, de acuerdo a algunos autores, son de escala pequeña; por lo que se supone que no hubo buena presencia o regeneración del género *Pinus* el cual requiere de claros mayores a 1000 m^2 para su incorporación.

El tamaño de los claros es un factor asociado a la regeneración de *A. religiosa*. Y de acuerdo a los datos registrados se puede suponer que *A. religiosa* responde mejor; de acuerdo a nuestra clasificación, a los claros pequeños (19-85 m^2).

[1]Denslow, J. S. 1985. In: S.T.A. Pickett and P.S. White (Eds.). The Ecology of Natural Disturbance and Dynamics. 307-323 p. Acad. Press. London.

[2]Spies, T. A. and J. F. Franklin. 1989. *Ecology 70(3): 543-545.*

[3]Ott, R. A. and G. P. Juday. 2002. *Forest Ecology and Management 159 (3): 271-291*.

[4]Pham A.T., L.D.e. Grandpré, S. Gauthier; and Y. Bergeron. 2004. *Canadian Journal of Forest Research 34 (2): 353-364.*

[5]White, P. S. 1979. Botanical Review 45: 229 – 299.

[6]Martínez-Ramos, M. 1994. *Boletín de la Sociedad Botánica de México 54: 179-224*.

[7]Coomes D. A. and P. J. Grubb. 2003. *Trends in Ecology and Evolution 18 (6): 283-291*.

[8]Young, R. A. 1991. Introducción a las ciencias forestales. Noriega- LIMUSA, México 632 pp.

[9]Rzedowsky, J. 1978. La vegetación de México. Edit. Limusa, México. 433 pp.

[10]Challenger, A. y J. Caballero. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. CONABIO, Instituto de Biología. Sierra Madre, México, DF. 847 pp.

[11]Sánchez-Velásquez L. R., Ma. del R. Pineda-López y A. Hernández-Martínez. 1991. *Acta Botánica Mexicana 16: 45-55*.

POTENCIAL NATURAL: BASE PARA EL MANEJO SUSTENTABLE DE LA GANADERÍA BOVINA

NATURAL POTENTIAL: BASIS FOR SUSTAINABLE CATTLE MANAGEMENT

Ana CeciliaTravieso-Bello[1], Patricia Moreno-Casasola[1], Ángel Guadalupe Priego-Santander[2]

[1] Departamento de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A. C. Dirección: km 2.5 Antigua Carretera a Coatepec No. 351, Congregación El Haya, C. P. 91 070, Xalapa, Veracruz, México. Teléfono: 52 (228) 842 18 00 ext. 4218. Correo electrónico: anaceciliatravieso@yahoo.com.mx; patricmo@ecologia.edu.mx

[2] Unidad Académica Morelia, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Dirección: Aquiles Serdán No. 382, Colonia Centro, C. P. 58 000, Morelia, Michoacán, México. Teléfono y Fax: 52 (443) 317-9425; correo electrónico: agpriego@igiris.igeograf.unam.mx

SUMMARY

The cattle activity has generated environmental problems due to the absence of a planning based in their aptitude. This study determined the compatibility of the land use and the natural potential of the territory for the cattle activity, in the coastal of Veracruz, Mexico. The results shown that most of the territory is used in incompatible and partially compatible way. We elaborated two proposals to order the cattle activity. The forest use is proposed in the areas with relief restrictions, the protection of the natural vegetation and the restoration of areas with hydrographical importance were also established.

PALABRAS CLAVE: Indicador ambiental, planificación, conservación, restauración, Veracruz

KEY WORDS: Environmental indicator, planning, conservation, restoration, Veracruz

INTRODUCCIÓN

En México, uno de los impactos más agudos en los últimos cincuenta años es el proceso de ganaderización bovina, principalmente en áreas tropicales. Específicamente en Veracruz, la ganadería ocupa 42.6% del territorio y 13.4% del mismo combina esta actividad con la agricultura, tal situación coloca a esta entidad como primer productor de carne bovina en canal y sexto de leche a nivel nacional (1). Esta actividad se realiza generalmente sin una planificación adecuada que considere la aptitud del terreno. Este trabajo tiene como objetivo evaluar espacialmente la sustentabilidad ambiental de la ganadería bovina, como una herramienta para la planificación del uso sustentable del suelo. Para ello se utilizó como indicador el análisis de compatibilidad entre el uso actual del suelo y su potencial natural para la ganadería bovina.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio de caso se desarrolló en las cuencas costeras del Municipio de Actopan, Veracruz, México, ubicadas entre los 19°30' y 19°41' N y los 96°22' y 96°29' W. La actividad productiva dominante es la ganadería bovina. Los potreros contienen pastos introducidos, destacándose *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. & Chase (pasto tipo I) en las depresiones, por su capacidad para tolerar la inundación. En las áreas que no se inundan, se encuentran *Panicum maximum* Jacq, *Hyparrhenia rufa* (Ness) Stapf y *Cynodon plectostachyus* (K. Schum.) Pilg. (pastos tipo II).

Para desarrollar este trabajo se obtuvieron los índices ángulo de las pendientes, disección vertical y horizontal del relieve, los cuales se integraron y evaluaron para la actividad agropecuaria, obteniéndose el potencial morfométrico del relieve. Posteriormente se evaluó el potencial edáfico y de humedecimiento del territorio para la ganadería bovina. A través de la superposición cartográfica sucesiva de los tres potenciales parciales se generó el potencial natural para esta actividad (2). Este se comparó con el uso actual del suelo, obteniéndose el análisis de compatibilidad de uso. Con base en los resultados obtenidos se elaboraron dos propuestas de reordenamiento del territorio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los potenciales naturales para la ganadería bovina muy alto y alto ocupan 16.1% del territorio. En estas zonas no existen limitaciones para el desarrollo de esta actividad. Los potenciales medios (38.9%) indican ciertas restricciones para la actividad analizada, principalmente edáfica y de humedecimiento, en función del tipo de pasto que se analice. Las zonas con potenciales bajos y muy bajos (17.8%) muestran limitaciones considerables para la ganadería bovina, debido a la coincidencia espacial de potenciales parciales

medios, bajos y muy bajos. Esto, unido a las áreas sin potencial (27.2%), por su importancia en la conservación del potencial hídrico, muestra un territorio donde existen restricciones para la ganadería bovina, dadas principalmente por las limitaciones del relieve.

El análisis de compatibilidad de uso mostró que 24.2% de la superficie ocupada por pastizal cultivado se utiliza de manera compatible, debido a que el potencial natural en estas áreas es alto o muy alto para esta actividad; 48.4% es parcialmente compatible, es decir, tienen un potencial natural medio, mientras que 21.4% se usa de forma incompatible, porque presenta potencial bajo o muy bajo. Además, 6% del territorio se usa de manera incompatible porque se llevan a cabo actividades agrícolas en áreas de importancia para la protección del potencial hídrico. Por tanto, la mayor parte del territorio tiene usos no sustentables desde el punto de vista ambiental, lo cual sugiere que inciden otros factores distintos a la aptitud del terreno (3).

Con base en los potenciales naturales, el uso actual del suelo y el análisis de compatibilidad de uso se elaboraron dos propuestas de reordenamiento del territorio. La primera enfatiza en la conservación ambiental. Sugiere mantener la ubicación y superficie de la vegetación natural y seminatural o secundaria (29.8%). Se recomienda el uso ganadero sin restricciones solo en las zonas con potencial muy alto y alto para esta actividad (13.9%), independientemente del uso actual de la misma.

Cabe señalar que en las superficies ocupadas por otra actividad diferente a la ganadería bovina, es imprescindible evaluar la rentabilidad y los intereses de los propietarios para efectuar el cambio de uso.

Por su importancia para la captación de agua en la región, se recomendó la restauración en las zonas de cabeceras de las cuencas hidrográficas, cimas de las monturas centrales y valles de corrientes temporales, donde en la actualidad se desarrollan actividades agropecuarias, así como algunas áreas que colindan con las lagunas (17.9%). Se exceptúan las plantaciones de mango (0.7%), ya que su cobertura permite la conservación de este recurso.

Las zonas con potencial morfométrico del relieve bajo o muy bajo no son aptas para la actividad agropecuaria, por lo que se proponen para aprovechamiento forestal (17.9%), sujeto al cálculo de este potencial en trabajos posteriores. Las superficies utilizadas actualmente en la ganadería bovina con potencial natural medio, bajo y muy bajo, se recomiendan para otros usos. Esta categoría incluye cualquier uso del suelo, presente o no en la zona, para el cual el territorio muestre un potencial alto.

La segunda propuesta enfatiza en la ganadería bovina y suma a la superficie recomendada para la ganadería bovina en la propuesta anterior, las zonas agropecuarias con potencial medio para esta actividad. También incluye las áreas de vegetación secundaria con potencial natural muy alto, alto y medio. En las zonas con potencial medio, la ganadería bovina debe llevarse a cabo con ciertas limitaciones en función de los potenciales morfométrico del relieve, edáfico y de humedecimiento, por lo que se recomienda el desarrollo de sistemas silvopastoriles que permitan la conservación de la cobertura arbórea y la producción bovina.

CONCLUSIONES

En general, el territorio no presenta grandes limitaciones de suelo y humedecimiento, pero sí de relieve, por lo que la combinación de estos tres potenciales parciales establece limitaciones para el desarrollo de la ganadería bovina, en una parte considerable del territorio. No obstante, muchas de estas áreas se ocupan actualmente en dicha actividad, registrándose un predominio de usos incompatibles y parcialmente compatibles, por lo que la ganadería bovina no es sustentable ambientalmente. Por tanto, se requiere reordenar las actividades productivas en el territorio con base en los principios del desarrollo sustentable.

BIBLIOGRAFÍA

(1) Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (2002). www.siap.sagarpa.gob.mx.
(2) Haase, G. (1986). Theoretical and methodological foundations of landscape ecology. Institute of Geography and Geoecology, GDR Academy of Science, Leipzig, pp. 4-7.
(3) Sanderson, E. W.; K. H. Redford; A. Vedder; P. B. Coppolillo y S. E. Ward. (2002). Landscape Urban Plan 58(1): 41-56.

BIOMASA Y FACTORES DE EXPANSIÓN DE ESPECIES CARACTERÍSTICAS EN BOSQUES DEL SUR DE NUEVO LEÓN

Gabriel Domínguez-Cabrera[1]; Oscar A. Aguirre-Calderón[2]; Javier Jiménez-Pérez[2];Rodrigo Rodríguez Laguna[1]; José A. Díaz Balderas[1]

[1]Estudiante de maestría Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carr. Nacional Km 145. CP. 67700. Linares, N. L., México. Correo electrónico: Bygado@yahoo.com

[2]Catedráticos de la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. CP. 67700. Correo electrónico: *oaguirre@fcf.uanl.mxT*

BIOMASS AND EXPANSION FACTORS OF CHARACTERISTIC SPECIES IN SOUTHERN FORESTS OF NEW LION

SUMMARY

The accumulation CO_2 is a world problem. The forests serve as drain of carbon, which this in function of the biomass, therefore in this work, models were adjusted, I am reckoned the biomass and factors of expansion were carried out. The models were of the form $y=a(E^{bD(c)}+1.3$, where *y* is biomass, *E* exponential, *D* normal diameter, *a, b, c* parameters of estimation and 1.3 constant, these presented a coefficient of decision (R^2) greater to 0.88. The values of biomass oscillated between 5.58 and 119 tons of biomass per hectare ($tB.ha^{-1}$) and the factors of expansion from 1.185 to 1.912.

Key words: Carbon, biomass, models of biomass, estimation of biomass, factors of expansion.

INTRODUCCIÓN

El incremento en la atmósfera de los llamados gases de invernadero (GHG) y el consecuente cambio climático global ya tienen efectos importantes en este siglo XXI[1]. El principal gas de efecto invernadero es el dióxido de carbono (CO_2) y como fuentes principales de liberación de este gas a la atmósfera, se menciona: la combustión de combustibles fósiles, la producción de cemento en los países industrializados, así como la deforestación[2]. Este proceso es factible de revertir, al proteger y conservar los ecosistemas arbóreos y arbustivos, este gas es absorbido mediante la fotosistesis[3]. Por eso, para que se pueda clarificar la capacidad de carbono capturado por determinada especie, es necesario que se realicen determinaciones de biomasa y análisis de captura de carbono existentes. Una alternativa es realizar determinaciones de biomasa directas en menor escala y emplear modelos de regresión (ecuaciones alométricas), que puedan proporcionar estimaciones bastante razonables, con menores dificultades[4].

Si bien en México existen trabajos relacionados a estimaciones de biomasa, el Estado de nuevo León no cuenta con investigaciones alusivas a este tópico, por lo que la importancia de este trabajo radica en la estimación de biomasa aérea a partir de ajuste de modelos y la realización de factores de expansión para las especies de *Pinus teocote*, *Pinus pseudostrobus* y *Quercus* spp. características de los bosques del Sur de Nuevo León[5]

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El área de estudio se localiza el Ejido Corona del Rosal municipio de Galeana en la región sureste del estado de Nuevo León, México, con una superficie de 6,646.42 ha, localiza entre los 24°27'23''. Los diferentes tipos de bosque abarcan 8.94 % del estado de Nuevo León.[6]

Ajuste de modelos, estimación de biomasa y factores de expansión

Se derribaron 8 a 16 árboles de pino blanco (*Pinus pseudostrobus),* pino chino (*Pinus teocote*) y encino (*Quercus* spp.), se les midieron altura y diámetro normal, se les determinó la biomasa. Los modelos seleccionados, a partir de los criterios de decisión; coeficiente de determinación (R^2), error estándar porcentual (Sx%), fueron de la forma $y=a(E^{bD(c)})+1.3$, donde *y* es la biomasa aérea, *E* forma exponencial, *D* diámetro normal, *a,b,c* parámetros de estimación y 1.3 constante, modelo ya utilizado por otro autor [7]. Con el modelo ajustado y los datos de inventarios de árboles recolectados en las 74 parcelas de $400m^2$ se estimó la biomasa por tipo de bosque, expresándose en toneladas de biomasa por hectárea ($tB.ha^{-1}$). Se calcularon factores de expansión (F_{ex}) de

acuerdo a la formula $F_{ex} = (B_f + B_r + B_h) / B_f$,donde B_f es la biomasa del fuste, B_r la biomasa de ramas y B_h biomasa de hojas.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Ajuste de modelos

Los modelos ajustados para *Pinus pseudostrobus*, *Quercus* spp. y *Pinus teocote*, presentaron un coeficiente de determinación de 0.92, 0.89 y 0.93, mientras que los valores en el error estándar fueron de 25.51, 30.90 y 23.56 respectivamente. Esto concuerda con lo reportado en una plantación de *Pinus taeda* donde la R^2 fue de 0.89 utilizando diámetro normal como variable predictora de biomasa aérea[4]. En la literatura se encontró que para el caso de *Quercus* spp., el R^2 fue mayor a 0.97 con el diámetro normal en relación a la biomasa[8].

Biomasa estimada

Los valores de biomasa oscilaron entre 5.548 y 119 $tB.ha^{-1}$ para el bosque de pino, para el bosque encino-pino de 13.348 a 99.245 $tB.ha^{-1}$ mientras que el de pino-encino presentó un mínimo de 7.782 y un máximo de 79.113 $tB.ha^{-1}$, similares al valor de 134 $tB.ha^{-1}$ reportado para el bosque tropical el Quintana Roo[9].

Factores de expansión

Los factores de expansión para *Pinus pseudostrtobus* varió de 1.242 a 1.461, en *Quercus* spp. de 1.185 a 1.912, mientras que para *Pinus teocote*, el valor mínimo fue de 1.265 y el valor máximo de 1.574 (Figura, 1). El valor promedio más bajo de factor de expansión obtenido en este trabajo fue de 1.373 para *Pinus psudostrobus,* esto es aproximadamente la mitad de 3.739 de lo que se reporta como valor mínimo en la especie *Manilkara zapota,* nuestro promedio mayor encontrado fue de 1.511 para *Quercus* spp. que difiere de el valor máximo de 21.306 mencionado para *Caesalpinia platyloba*[9].

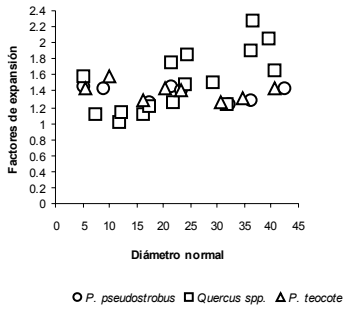


Figura 1. Factores de expansión en relación al diámetro normal.

CONCLUSIONES

Los valores de coeficiente de expansión de biomasa aérea aquí presentados servirán para proyectos en caminados a la determinación de contenidos de biomasa y carbono en estas mismas especies, sin necesidad de realizar derribos de árboles con métodos exhaustivos, lentos y costos.

La metodología desarrollada en este trabajo, constituye una base para la estimación confiable del contenido de biomasa en ecosistemas forestales.

LITERATURA CONSULTADA

1. IPCC. 2000. Cambridge University Pres. 377 pp
2. BROWN, S.; GILLESPIE A., J., R.; LUGO A., E. 1989.. Forest Science 35(4):881.902
3. WHITE, A.; CANNEL, M.; FRIEND, A. 2000. Global Change Biology 6: 81.
4. SANQUETTA, R., C.; FARINHA, W., L.; ARCE. E., D. 2003. Patagonia Forestal. P: 1-9
5. ALANIS, F., J., A.; GONZÁLEZ, A., M; Guzmán, L. M., A.; Cano, C. G.1995. Flora de Chipinque. UANL. P 32-34.
6. INEGI. EDICIÓN. 2004.N.L. 594 p.
7. DE LO RÍOS, C., E. 2003. Tesis de Maestría. FCF. UANL. P 13 – 65
8. DEANS, J.; MORA, J. AND GRACE, J. 1996. For, Eol. Manag. 88: 215-225.
9. BAUTISTA, H. J. Y TORRES, P. J. A. 2003. Rev. UACh, Cien. Foret. y Amb. UACh.99 p.

Se le agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) y a la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) por el apoyo de esta investigación a través del proyecto CONAFOR-2002-C01-6054 CONACYT .

RELACIONES GENÉRICAS Y GRADIENTES AMBIENTALES EN POBLACIONES DISYUNTAS DE *Acer saccharum* subsp. *skutchii* EN NORTE Y CENTROAMÉRICA

GENERIC RELATIONS AND ENVIRONMENTAL GRADIENTS CHARACTERIZING DISJUNCT POPULATIONS OF *Acer saccharum* subsp. *skutchii* IN NORTH AND CENTRAL AMERICA

Yalma L. Vargas-Rodriguez[1*], William Platt[1] y J. Antonio Vázquez-García[2]
[1]Department of Biological Sciences, Louisiana State University, Baton Rouge 70803, Louisiana, US, yvarga1@lsu.edu[*];
[2]Instituto de Botánica, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, km 15 carretera Guadalajara-Nogales, Las Agujas, Zapopan 45110, Jalisco, México

SUMMARY
Acer saccharum subsp. *skutchii,* occurs as five disjunct populations in Mexico and Guatemala. We assessed the status, distribution, environmental relations of forests containing these populations, and compared the species composition of these forests with other temperate and cloud forests in North and Central America. Variation in tree abundance was explained by soil characteristics. The variance in community composition of temperate and cloud forests was related to latitude and precipitation, according to NMS ordination. We hypothesize that six cloud forest sites in Mexico contain a unique and ancient flora, were connected and shared species before the Pleistocene, and currently function as tree refuges of that ancient flora.

INTRODUCCIÓN
La ocurrencia de plantas con distribución disyunta esta documentada tanto en bosques tropicales como templados[1]. Por ejemplo, 57 géneros de plantas leñosas tienen distribución disyunta en Asia y el este de Norteamérica[2]. En Norteamérica, la distribución de muchos de éstos géneros, entre ellos el género *Acer*, se extiende a México y Centroamérica, usualmente en bosques mesófilos[1]. En México y Guatemala, *Acer saccharum* subsp. *skutchii* ocurre como cinco poblaciones disyuntas. En este trabajo, se analizó el estado actual, distribución y relaciones ambientales de los bosques que contienen arce (*Acer saccharum* subsp. *skutchii*) en México y Guatemala y se comparó la composición florística a nivel genérico de éstos bosques con otros bosques templados y mesófilos de Norte y Centroamérica.

MATERIALES Y MÉTODOS
La información relacionada con las posibles poblaciones de *A. saccharum* subsp. *skutchii* se obtuvo de literatura científica, revisión de herbarios, mapas cartográficos y comunicación con los habitantes locales. Basados en la información colectada, se ubicaron cinco poblaciones.
En cada una de las localidades, se muestrearon las poblaciones usando parcelas circulares aleatoriamente distribuidas dentro del bosque[3]. El número dependió del tamaño poblacional del arce. Se registraron y mapearon las especies de árboles y/o arbustos ≥1 cm dap y las alturas de las plántulas y juveniles. Se registraron variables ambientales en cada sitio.
Las similitudes en composición genérica de los bosques mesófilos, templados y bosques mesófilos con arce se analizaron utilizando sitios de 0.1 ha y la técnica de ordenación Nonmetric Multidimensional Scaling ordination (NMS). Se generó una matriz con datos de presencia-ausencia de géneros (293) de 90 bosques mesófilos y templados y una matriz con datos de latitud, longitud, elevación y precipitación para cada uno de los sitios[4,5]. Los datos se obtuvieron de diferentes fuentes, principalmente del The Missouri Botanical Garden

RESULTADOS Y DISCUSIÓN
Las cinco poblaciones de *Acer saccharum* subsp. *skutchii* co-ocurren con 73% de géneros de árboles templados y disyuntos con Norteamérica (Estados Unidos y Canadá). La proporción decrece hacia el sur, donde los elementos tropicales son dominantes. La composición genérica en los bosques templados y mesófilos de Norte y Centroamérica sigue un gradiente latitudinal y de precipitación. Técnicas de ordenación y clasificación distinguen un grupo principalmente distribuido en una franja central de México. Este grupo incluye los bosques mesófilos con *Acer saccharum* subsp. *skutchii* junto con bosques de Tamaulipas, Hidalgo y Veracruz. Estos sitios incluyen especies de los géneros *Fagus, Liquidambar, Magnolia* y *Matudaea*, por ejemplo, sugiriendo que los sitios son

relictos, con una composición florística primitiva. Estos bosques podrían semejar la composición del bosque antes de los cambios climáticos del Pleistoceno. Además, la población de *Acer saccharum* subsp. *skutchii* de Talpa de Allende, esta relacionada con algunos bosques del Asia de composición florística primitiva.

Acer saccharum subsp. *skutchii* es un elemento importante del dosel. En México es co-dominante, mientras que en Guatemala es un elemento dominante en el dosel de árboles. Árboles del bosque mesófilo de los géneros *Alnus, Carpinus, Cornus, Liquidambar, Podocarpus* y *Zinowiewia* son dominantes o co-dominantes en las cinco localidades de *Acer saccharum* subsp. *skutchii*. La densidad de árboles en las cinco poblaciones de *Acer saccharum* subsp. *skutchii* puede estar relacionada a variables de suelo y luz. Calcio, magnesio, pH, humedad y textura del suelo están asociados con la densidad de árboles. La dinámica de claros del dosel asociada con diferencias en el régimen de huracanes, permiten diferentes condiciones de luz en el sotobosque.

Tres de las cinco poblaciones de *Acer saccharum* subsp. *skutchii* están incluídas en reservas de la biosfera. La protección de la especie en la Sierra de Manantlán y El Cielo esta asegurada. Sin embargo, en la Sierra de las Minas la especie tiene baja densidad, lo que sugiere un posible proceso de endogamia. Además la ganadería y la extracción de madera son amenazas importantes para la población. Condiciones similares se encuentran en la población de Chiapas.

Se proponen diferentes medidas de conservación para la especie y el bosque que la contiene. La especie debe de ser incluida en la Lista Roja de la IUCN, en la Lista Roja de especies en peligro de Guatemala y la creación de una Reserva de la Biosfera en Talpa de Allende.

CONCLUSIONES

Se distingue a nivel regional, un gradiente latitudinal en composición genérica de los bosques mesófilos, templados y mesófilos con arce. A nivel provincial se distinguió un gradiente de precipitación. Se propone la hipótesis de seis bosques mesófilos de México (tres incluyen arce) contienen una composición florística primitiva y pudieron estar conectados antes del Pleistoceno. Actualmente estos sitios funcionan como refugios de una flora primitiva.

La variación en densidad de arce en las cinco poblaciones esta relacionada a un régimen de disturbio, mientras que variables de suelo podrían determinar el establecimiento de la especie. Se propone la creación de una Reserva de la Biosfera en una de las poblaciones de Jalisco, la inclusión del arce en la Lista Roja de la IUCN y de Guatemala.

BIBLIOGRAFÍA

[1]Qian, H., and R. E. Ricklefs. 2000. *Nature* 407: 180-182.

[2]Qian, H., and R. E. Ricklefs. 2004. *J. of Ecol.* 92: 253-265.

[3]Curtis, J. T., and R. P. McIntosh. 1951. *Ecol.* 32: 476-496.

[4]Phillips, O., and J. S. Miller. 2002. Missouri Botanical Garden Press, St. Louis, Missouri, USA.

[5]Vargas-Rodriguez, Y. L. 2005. Master of Science thesis, Louisiana State University, Baton Rouge, Louisiana, USA.

PROYECTO DE INVERSIÓN ORQUÍDEAS 2004

Autor Dr. Luis Miguel Pavón León –**Coautores** Mtro. Gerardo T. Salomón Armenta – EEF. Hugo Sánchez Vargas – LE. B. Ocotlan Rojas Hernández.

El territorio veracruzano cuenta con un amplio potencial agrícola (El 54% del territorio estatal es apto para la agricultura, mientras que a nivel nacional es de un 12 a 15%.[1]), derivado de sus buenas condiciones climatológicas y edafológicas, así como por sus características geográficas y fertilidad de los suelos, en los cuales se pueden sembrar una rica variedad de cultivos y cuenta con un sin número de especies de flores incluyendo las pertenecientes al género de las orquídeas por esto Veracruz ocupa el tercer lugar nacional en biodiversidad.[2] También es importante considerar que la gran variedad de micro regiones y el relativo aislamiento de ellas principalmente en las zonas montañosas, ha contribuido a dificultar la modernidad, la sustentabilidad y establecer un patrón de cultivos con la escala y la competitividad que requiere nuestra economía. Tomando en consideración que la agricultura Veracruzana se ha estructurado en torno a dos núcleos: uno de cultivos básicos el maíz y otro orientado a la agroindustria como es la caña de azúcar y comercialización externa como el café. la agricultura Veracruzana en su conjunto, tiene un gran potencial y solo requiere de acciones concretas para reconvertir las áreas de cultivo tradicional y de bajo rendimiento, a zonas con cultivos que cuentan con un gran potencial y la detección de nichos de mercado perfectamente definidos, siendo este punto de principal interés, el cual se desarrolla como fuente principal de ingresos, en nuestro caso en particular –la reproducción y cultivo de dos de las especies mas comerciales de orquídeas (*Cymbidium* y *Cattleya*) – ya que el precio de la orquídeas es significativo y con requerimientos de inversión relativamente bajos.

Objetivos

General: exponer el procedimiento metodológico aplicable a un proyecto de inversión, en específico a la floricultura, ya que en la actualidad este subsector se perfila como uno de gran potencialidad en nuestro estado.

Específico: se pretende coadyuvar el interés del sector privado, con los diferentes actores de la producción en la región de Xalapa – Huatusco, a través de plantear alternativas de producción con altos rendimientos y estrategias planificadas para disminuir el riesgo de fracaso o pérdida en las inversiones privadas, con esto se pretende que el inversionista privado encuentre atractivo para invertir en este tipos de proyectos, en el escenario de la inversión federal o estatal.

i) Impulsar la generación de empleos en esta actividad en particular (floricultura) en la región de Xalapa – Huatusco (zonas de montaña).

ii) Promover programas de inversión e investigación en cuanto a nuestra biodiversidad en la región Xalapa – Huatusco, respetando el medio ambiente.

iii) Visualizar formas alternas de generación de recursos económicos en actividades propiamente sustentables no tradicionales en el medio rural. Sin poner en peligro la biodiversidad en nuestras zonas de montaña.

En forma general un proyecto de inversión es la búsqueda de una solución inteligente al planteamiento de un problema tendiente a resolver, entre muchas otras cosas, a las necesidades humanas. Y todo proyecto conlleva a realizar estudios de tipo multidisciplinarios ya que mediante la integración de mayor numero de elementos correspondientes a diferentes tipos de disciplinas en el proceso de investigación y desarrollo del proyecto, en las tres principales etapas de desarrollo (estudio de mercado, técnico y evaluación económica) los niveles de certidumbre se ven incrementados en la línea del planteamiento del proyecto.

Estudio de mercado

Consta básicamente de la determinación y cuantificación de la demanda y oferta, el análisis de los precios y el estudio de la comercialización.
Metodología básica para el estudio de mercado
Objetivo del proyecto. Determinar la totalidad del mercado y en forma particular los segmentos de éstos a los cuales seria accesible la adquisición del producto a un precio competitivo con las flores económicas buscando la suficiente rentabilidad del proyecto.

Estudios cuantitativos vía fuentes primarias de los géneros ***Cymbidium y Cattleya***

[1]Plan Veracruzano de Desarrollo 1999 – 2004, Cáp. 4.2.1.4 Características agropecuarias y forestales de Veracruz
[2], Cáp. 4.2.1.1 La geografía del medio rural veracruzano

Resultado del estudio de la demanda (de flor)

Nombre del Genero	Demanda Mensual Aproximada.	Producción Requerida al Año
Cymbidium	74 unidades	892 unidades
Cattleya	178 unidades	2,132 unidades

Precios promedios sugeridos en relación al muestreo realizado

Menudeo	Precio estimado	Mayoreo 50 Unid.	Precio estimado
Planta	200.00 a 225.00	Planta	100.00 a 110.00
Flor	100.00 a 150.00	Flor	50.00 a 75.00

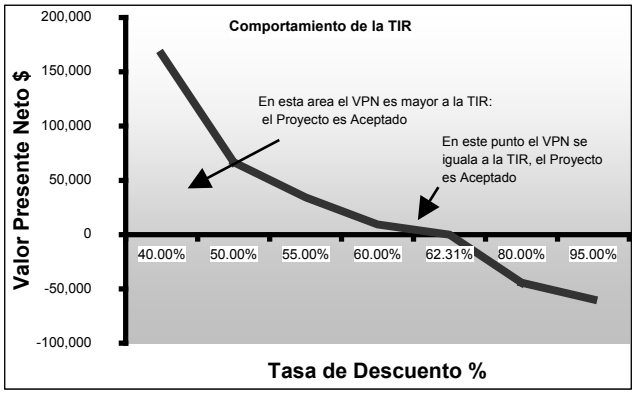
Fuente: recopilación directa

Una de las alternativas para satisfacer los puntos anteriores en cuanto a demanda y precio del producto, es la reproducción de los géneros mencionados por micropropagación

Localización optima de invernaderos Xico – Huatusco (zona de montaña a mas de 3,000 mts. sobre el nivel del mar).

Tomando como resultado, una TIR del 62.31%, y aplicando este porcentaje a nuestro flujos de efectivos durante los diez años de vida del proyecto, podemos concluir que solo con los mismos flujos de efectivo del proyecto este es rentable, sin tener que considerar valores de rescate.

Ahora para efectos demostrativos del comportamiento de la TIR en nuestro VPN se presenta la siguiente grafica:



Fuente: diseño propio

Gráfica No. 5.1 de comportamiento de la TIR

Por ultimo como podrá observarse, en la gráfica No. 5.1, cuando el VPN es mayor a la TIR obtenida de los flujos descontados del proyecto, con cualquiera de las tasa de descuento que se proyecte el VPN, serán mayores estos flujos de retorno que los obtenidos aplicando al VPN con la tasa del 8.16% (Tasa mínima aceptable de rendimiento), sin embargo si la tasa de descuento aplicada al VPN, es mayor a la TIR obtenida, el VPN se vuelve negativo, significando esto, que los flujos de efectivo descontados en el tiempo, serán menores a los proyectados con la tasa de descuento del 8.16%

Conclusión

En base a la investigación de mercado y al estudio técnico del proyecto la estructura contable y financiera de éste, tomamos en consideración una tasa mínima aceptable de rendimiento (TMAR) del 8.16%, los flujos de efectivo de retorno de la inversión superan por un 46% la inversión inicial proyectada del proyecto, es decir, que la tasa interna de retorno (TIR) es del 62.32% aproximadamente un 87% por arriba de la TMAR obtenida, mas aún, que se considerará una TMAR del 25% como lo establecen algunas instituciones bancarias en el mercado actual, la TIR es mayor arriba por un 60% aproximadamente.

Con lo cual concluimos que el nuestro proyecto en óptimas condiciones y aplicando los recursos financieros necesarios el proyecto es rentable.

Bibliografía

Fontaine Ernesto R. Evaluación Social de Proyectos, Alfaomega, 2003

VAZQUEZ Ocaña, Monografia sobre Micropropagación de Orquídeas

Instituto de Investigación sobre Recursos Bióticos, Importancia de las Orquídeas Como Planta de Ornato, Publicación,Comunicado No. 28, 1978

Planeación Ecorregional: una oportunidad para identificar áreas de conservación y restauración de la biodiversidad en los bosques y selvas del noreste del Golfo de México

Ecorregional Assessment: a tool for the identification of areas for conservation and restoration of biodiversity in northern Gulf of Mexico.

Jorge Uribe [(1)]*, Alberto Contreras [(3)] Roberto Monroy [(1)], Ignacio March [(2)] ,, Cynthia Reséndiz [(3)], Hernando Cabral [(2)], Norma Ferriz [(1)], Ernesto Rodríguez – Luna [(4)]

1. Pronatura Veracruz; 2. The Nature Conservancy; 3. Pronatura Noreste; 4. Universidad Veracruzana

* correo electrónico: bosques@pronaturaveracruz.orgT

Palabras clave: Ecorregiones, Objetos de Conservación, Planeación ecorregional, áreas prioritarias, bosques montanos.

Key words: Ecoregions, conservation targets, ecorregional assessment, montane forest, pine-oak forest

Abstract

Ecorregional planning is a wide-viewed methodology proposed by The Nature Conservancy that intent to identify key areas for conservation and restoration of biodiversity. It is based on the identification of "conservation targets" at the species, community and ecosystem level within an ecorregión. As a country, Mexico has been adopting this methodology in recent years. We present preliminary results in an area involving three major ecorregions in eastern Mexico: Sierra Madre Oriental, Veracruz Montane Forests and Veracruz Moist Forest. This area harbors many endemic and threatened species and ecosystems, and contains one of the most important fragments of pine-oak and cloud forests that remain in Mexico. This region is also a natural path for migratory birds so identifying major stopovers will be crucial for bird conservation.

Introducción

El propósito principal de la planeación ecorregional es la identificación de un conjunto de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad (terrestre y acuática), las cuales representen de una manera objetiva a especies (enfoque de filtro fino), comunidades ecológicas y ecosistemas (enfoque de filtro grueso) dentro de una ecorregión, así como los procesos y mecanismos que las mantienen [(1)]. La unidad de planeación dentro de este enfoque paisajístico es la utilización de ecorregiones y no unidades políticas [(3, 4)]. Una ecorregión representa un conjunto geográficamente distintivo de comunidades naturales que comparten la gran mayoría de las especies, donde la dinámica ecológica y las condiciones ambientales son similares y las interacciones ecológicas son críticas para la supervivencia a largo plazo [(3)]. Las ecorregiones terrestres se caracterizan por un tipo de vegetación dominante, la cual se encuentra ampliamente distribuida en la región, aunque no necesariamente presente en su totalidad sumando a las comunidades de fauna presentes en ella y que tienden a poseer una unidad o expresión característica a lo largo de la misma, mientras que sus límites reflejan la distribución de las comunidades naturales y áreas sobre las que los procesos ecológicos operan. Una estrategia de conservación basada en un enfoque biogeográfico a nivel ecorregional, ofrece una oportunidad para implementar estrategias que permitan proteger una amplia gama de áreas representativas, de elementos especiales de conservación, así como la persistencia de poblaciones y procesos ecológicos. Además, un enfoque como el descrito ofrece elementos suficientes para identificar áreas prioritarias para promover la restauración ecológica y la restauración de la biodiversidad.

El presente trabajo representa un esfuerzo multidisciplinario que tiene como objetivo central llevar a cabo un ejercicio de planeación ecorregional en una unidad geográfica que comprende la zona central y montañosa del Golfo de México (Fig. 1). Considerando la importancia ecológica de conservar las zonas montañosas en esta zona geográfica, se espera que los resultados de esta planeación puedan ser integrados e implementados en las políticas públicas ambientales no solo en el ámbito federal, sino también en el estatal y municipal.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Unidad de Planeación está comprendida por siete ecorregiones [3]. Su extensión geográfica comprende marginalmente a nueve estados de la República Mexicana (Fig.1): Coahuila, Guanajuato, Hidalgo, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luís Potosí, Tamaulipas y Veracruz. La superficie total de esta Unidad es de 10, 621,818 has (aproximadamente el 5.8% del territorio nacional), e incluye un total de 291 municipios con una población aproximada de 5.5 millones de personas. A nivel paisajístico, esta Unidad está representada en su mayoría por tres ecosistemas: Bosques de pino – encino de la Sierra Madre Oriental, bosques mesófilos de montaña y selvas húmedas y secas de la planicie costera del Golfo de México. El proceso de planeación ecorregional se concentra alrededor del ordenamiento de información (biológica, geográfica, cartográfica, etc.,) que permita el análisis biogeográfico de los componentes de los ecosistemas terrestres para identificar metas o sitios representativos a diferentes escalas viables para su conservación.

Para la identificación de sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad se utilizará la metodología propuesta por The Nature Conservancy "Una Geografía de la Esperanza: Manual para la planificación de la conservación ecorregional" [1], la cual ha sido utilizada en diversos procesos de planificación a nivel mundial. Dicho proceso metodológico deberá incorporar: 1) Identificación de Objetos de Conservación (especies, comunidades ecológicas, ecosistemas) a múltiples escalas y niveles de organización; 2) Establecimiento de metas de conservación para cada Objeto de Conservación; 3) Viabilidad e integridad; 4) Selección de sitios prioritarios y estructuración de un portafolio (mapa) que muestre los sitios a ser conservados y/o restaurados, así como áreas biológicas significativas; 5) Revisión de los resultados obtenidos por expertos en cada área temática y posterior consenso.

Resultados y Discusión

Este esfuerzo de conservación ecorregional se encuentra actualmente en proceso y se estima que pueda ser finalizado para el mes de noviembre del año 2006. Sin embargo, debido a que este proceso requiere de un análisis riguroso y la incorporación de un robusto sistema de información geográfica y biológica, al final del mismo, se espera generar una serie de productos que puedan servir como insumos para estudios posteriores, entre ellos: un mapa donde se identifiquen áreas de importancia para la conservación, la compilación y el ordenamiento de información proveniente de una amplia variedad de fuentes; identificación de huecos de información sobre la distribución de la biodiversidad en la ecorregión; generación de información geo-espacial; compendio cartográfico de mapas biofísicos, ecológicos y sociales; listados de especies de flora y fauna y su estado de conservación a nivel de la ecorregión.

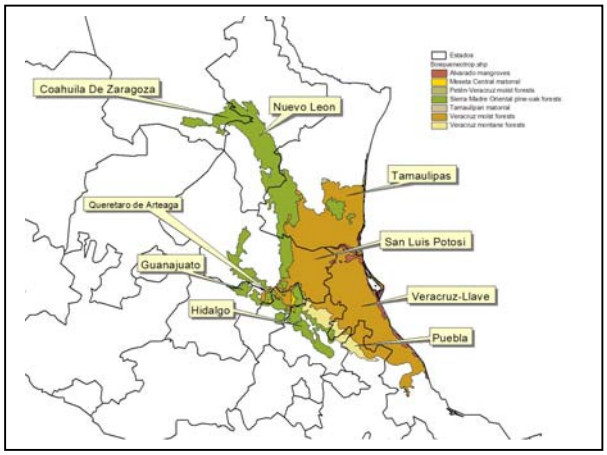


Fig. 1.- Mapa de la Unidad de Planeación Ecorregional para la zona central y de montaña del Golfo de México.

Bibliografía:

(1) Groves, C. et al. 2000. The Nature Conservancy

(2) Groves, C. et al. 2002. BioScience 52:499-512

(3) Dinerstein, E. et al. 1995. World Bank, Washington, D.C., 135 pp.

(4) Olson, D. et al. 2001. BioScience. 51. No. 11

Listado de Autores en Orden Alfabético

Aguirre-Calderón Oscar A.
Alejandre Rosas Jorge
Almeida-Leñero Lucia
Alonso López Alejandro
Álvarez-Aquino Claudia
Álvarez-Delgadillo Antonio
Andrade-Torres Antonio
Ángeles-Cervantes Efraín
Ávila Víctor
Ávila-Akerberg Víctor
Ávila-Bello Carlos
Ball George E.
Barradas Víctor L.
Barrales-Palacios Anael
Cabral Hernando
Camacho-Díaz Eloy
Campos-Jiménez Jaqueline
Cañedo-Ortiz Blanca Olivia
Carbajal Hernando
Cervantes-González Cynthia
Cervantes-Pérez Juan
Cisneros-Palacios Ma. Emma
Contreras Alberto
Corona-López Carlos Roberto
Corral-Aguirre Juan
Cruz-Pérez Alfredo
Dávila-Figueroa Carlos
Deyta S. Mariela
Deyta S. Yoli
Díaz Balderas José A.
Domínguez-Cabrera Gabriel
Enríquez-Roa Jazmín
Escutia Jorge
Espinosa-Pérez Mónica Ivonne
Esteban Jiménez Rocío
Ferriz Norma
Flores-Estévez Norma
Flores-Peredo Rafael
Galindo-González Jorge
Gamboa Miguel G.
García G. Miguel
García-Aguirre María Concepción
García-Guzmán Jerónimo
González-Gálvez José Luis
González-Rodríguez Humberto
González-Tagle Marco Aurelio

Gutiérrez-Castorena Carmen
Gutiérrez-García Genaro
Gutiérrez-González José de Jesús
Guzmán Olmos Rubén Fernando
Hernández-Arévalo José
Hernández-Martínez Gerardo
Himmelsbach Wibke
Hoyos-Ramírez José Abelardo
Iglesias-Andreu Lourdes G.
Islas-Ojeda Efraín
Isunza-Vera Eduardo
Jiménez-Pérez Javier
Jujnovsky-Orlandini Julieta
Lara-González Rogelio
López-Barrera Fabiola
López-Barrera Fustino
López-Mata Lauro
Luna-Rodríguez Mauricio
Mandujano María del Carmen
Manson Robert H.
March Ignacio
Martínez-Vázquez Moisés
Meave Jorge
Mehltreter Klaus
Mejía-Domínguez Nancy
Mendoza Pedro Eloy
Monroy Roberto
Montes de Oca Enrique
Montiel-Bustos Rocío Penélope
Morales-Mávil Jorge
Morales-Pérez Viridiana
Moreno Casasola Patricia
Muñoz-Gómez Dan
Nava-López Mariana
Noa-Carrazana Juan Carlos
Ordóñez Mariana
Ordóñez-Díaz José Antonio
Oros Ortega Iván
Pacheco-Mota Leticia
Palacios-Ríos Mónica
Pavón-León Luis
Pedraza-Rosa Amalia
Pérez-Molphe Balch
Pérez-Rodríguez Gloria
Pierre-Yves Teycheney
Platt William
Prado-Calvillo Gustavo
Priego-Santander Ángel Guadalupe

Ramírez-Bamonde Elizabeth
Ramírez-Gutiérrez Arturo
Ramírez-Marcial Neptalí
Ramos Alya
Ramos Prado José María
Reséndiz Cynthia
Ricker Martín
Rocha-Loredo Ana Guadalupe
Rodríguez-Laguna Rodrigo
Rodríguez-Luna Ernesto
Rodríguez Morelos Víctor Hugo
Rodríguez-Romero Ma. Lucía
Rodríguez-Torres Paola
Rojas-García Fabiola
Rojas-Hernández Ocotlan
Romero-Cuenca Juan
Ruiz-Jiménez Carlos
Salomón-Armenta Gerardo T.
Sánchez-Calanca Rena Janice
Sánchez-Herrera Carmen
Sánchez-Velásquez Lázaro Rafael
Sánchez-Vargas Hugo
Serrano-Ramírez Rafael
Silva-Rosales Laura
Sinohara Nobuo
Solís Ramos Laura Yesenia
Sosa-Hernández Norma
Spence John R.
Suárez-Guerrero Ana Isabel
Tejera-Cruz César
Tivo-Fernández Yamilet
Tovar-Sánchez Efraín
Travieso-Bello Ana Cecilia
Treviño-Garza Eduardo Javier
Uribe Jorge
Vargas-Rodríguez Yalma L.
Vásquez-García Antonio
Vázquez-Torres Mario
Vergara Carlos H.
Villalobos-Amador Enrique
Villers-Ruíz Lourdes
Williams-Linnera Guadalupe
Zavala Hurtado José Alejandro