

Evaluación de los cambios de estado en ecosistemas degradados de Iberoamérica

Editores

**Lucas Fernández Reyes
Alejandra Vanina Volpedo**

Publicado por:

RED CYTED 411RT0430

**“Desarrollo de metodologías, indicadores ambientales
y programas para la evaluación ambiental integral
y la restauración de ecosistemas degradados”**



**PROGRAMA IBEROAMERICANO
DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA
PARA EL DESARROLLO**

2013

Esta obra es una contribución de la Red 411RT0430 “Desarrollo de metodologías, indicadores ambientales y programas para la evaluación ambiental integral y la restauración de ecosistemas degradados” del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.

© Programa CYTED, 2013

Edición: Lucas Fernández Reyes y Alejandra Vanina Volpedo
Buenos Aires, Argentina, agosto 2013
ISBN: 978-987-29881-0-4

Índice

Prólogo	6
Evaluación del estado y tendencias de los principales humedales de cuba: problemáticas ambientales e indicadores de presión, estado e impactos.	5
Lucas Fernández, Miriam Labrada, Grisel Barranco, Obllurys Cárdenas, Gustavo Martín, Yoel Couzán, Ángela Armiella, Ada Roque Miranda, Hilda Alfonso de Anta, Liz Marrero, Laura Azor, Enrique Rodríguez, Raúl Rangel, Alejandro Oliveros, Freddy Delgado Fernández y Yosvany Lemus Martínez	
Influencia de los cambios ambientales sobre las poblaciones de peces en ecosistemas lénticos de la llanura pampeana (Argentina).	38
Alejandra V. Volpedo; Esteban Avigliano y Alicia Fernández Cirelli	
Efectos de la fragmentación y la degradación de los sistemas naturales sobre la biodiversidad, en el Paraguay	53
María Fátima Mereles, Alberto A. Yanosky F	
Impactos socioambientales de la expansión agrícola en Uruguay: una mirada interdisciplinaria al proceso de “sojización”	73
Alvaro Soutullo, Gabriel Oyhantcabal, Carlos Santos, Mariana Nin, Pedro Arbeletche, Marcel Achkar, Carolina Faccio y Alejandro Brazeiro	
Evaluación de los cambios de estado de la cobertura vegetal de la reserva de la biosfera ciénaga de zapata, cuba. Sus causas y consecuencias.	91
Miriam Labrada Pons, Lucas Fernández Reyes, Vanessa Linares Cabrera.	
Los bosques con chaguaramos (<i>roystonea oleracea</i>) en el Norte de Venezuela, distribución y estatus.	105
Giuseppe Colonnello, José R. Grande A.	
Estado ambiental de la cuenca hidrográfica Mayabeque: retos y alternatvas a la sostenibilidad.	119
Grisel Barranco Rodríguez.	
Influencia de la calidad de agua en la conservación de peces de áreas protegidas de la costa del río de La Plata.	132
Roberta Callicó Fortunato y Alejandra Volpedo.	
Afectaciones de los bosques de mangles de la bahía de cárdenas y cambios en los servicios ecosistémicos.	143
Leda Menéndez Carrera, José Manuel Guzmán Menéndez, Lázaro Rodríguez Farrat, Nelvis Gómez, Zehnia Cuervo Reinoso, Luis David Almeida Famada y Alberto Álvarez de Zayas.	
Cambios en la estructura y resiliencia de los bosques de mangles en el área protegida Guanaroca-Punta Gavilán, Cienfuegos, Cuba	152
Leda Menéndez Carrera, José Manuel Guzmán Menéndez, Lázaro	

Rodríguez Farrat, Carlos Lorenzo, Yenizeys Cabrales Caballero, Rocío Suárez Delgado y Luis David Almeida Famada	
El impacto de las precipitaciones en los recursos hídricos del piedemonte amazónico colombiano. Estudio de caso quebrada La Perdiz (Florencia-Caquetá)	162
José Antonio Marín-Peña, Marlon Peláez-Rodríguez, Gustavo Adolfo Ruiz Chala	
Indicadores para el monitoreo de ambientes degradados por la presencia de especies exóticas invasoras	171
Lázaro F. Rodríguez Farrat, Leda Menéndez Carrera y José Manuel Guzmán Menéndez.	
Efecto de la fragmentación en los bosques en la Reserva de la Biósfera Sierra del Rosario (Cuba).	177
José Manuel Guzmán Menéndez	
Estado actual de las poblaciones de <i>Tournefortia gnaphalodes</i> (L.) R.Br. ex Roem. & Schul. (Boraginaceae) y <i>Suriana maritima</i> (L.) Bisse (Bimaroubaceae) en playas del Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba, como evidencia de perturbaciones post huracanes; su relación con la anidación de tortugas marinas.	188
Jorge Ferro Díaz, Dorka Cobián Rojas, José Alberto Camejo Lamas, Lázaro Márquez Llauger, Ernesto Mujica Benítez, Freddy Delgado Fernández y María Antonia Castañeira Colomé.	
Dinámica post disturbio de claros del dosel en el bosque tropical seco semideciduo de la península de Guanahacabibes, Cuba; su relación con la abundancia de epífitas vasculares.	200
Jorge Ferro Díaz y Freddy Delegado Fernández.	
Cambios en la estructura y diversidad del bosque seco semideciduo de la península de Guanahacabibes (Cuba) por el aprovechamiento forestal.	214
Freddy Delgado Fernández y Alina Pérez Hernández	
Cambios de la vegetación de dunas costeras bajo explotación turística en playas del este (Cuba).	230
Zehnia Cuervo Reinoso, Norberto Capetillo Piñar y Leda Menéndez Carrera.	
Macroinvertebrados bentónicos en un sistema fluvial en zona agrícola (ríos Puyehue y Donguil, 39° S, Chile).	230
Patricio De los Ríos Escalante, Patricio Acevedo, Macarena Ibarra y Aycel Orellana.	
Crustáceos en lagunas estacionales costeras de la región de la Araucanía en dos zonas con distinto uso de suelos.	246
Patricio De los Ríos Escalante	
Revisión sobre la eutroficación en lagos y lagunas chilenas.	253

Patricio De los Ríos Escalante

Los indicadores para la evaluación ambiental integral de los humedales cubanos. Un acercamiento inicial. 258

Grisel Barranco Rodríguez, Lucas Fernández Reyes, Miriam Labrada Pons, Ángela Arniella, Ada Roque Miranda, Oblluris Cárdenas, Liz Marrero, Laura Azor

PRÓLOGO

Si bien en Iberoamérica existen esfuerzos importantes en materia de evaluación y restauración de ecosistemas degradados, el nivel actual de los conocimientos es desigual en la región, las metodologías empleadas son diferentes y los resultados suelen ser difíciles de comparar entre sí.

En este contexto, la Red CYTED “Desarrollo de metodologías, indicadores ambientales y programas para la evaluación ambiental integral y la restauración de ecosistemas degradados”, se presenta como una iniciativa regional, en la cual se pretende promover el intercambio de experiencia, la generación y transferencia de conocimientos científicos, la capacitación de recursos humanos, la formulación de proyectos de investigación y el desarrollo de acciones de difusión en materia de evaluaciones ambientales integrales y metodologías de restauración de ecosistemas degradados. Con 21 grupos de investigación de 11 países iberoamericanos, la Red proyecta realizar evaluaciones ambientales integrales con enfoque GEO en un grupo de ecosistemas funcionalmente diferentes, relevantes por sus bienes y servicios que proporcionan y altamente vulnerables a los efectos de los cambios ambientales.

La Red 411RT0430 proyecta desarrollar herramientas metodológicas novedosas, experiencias innovadoras de gestión ambiental y conocimientos científicos relevantes para la evaluación integral, el monitoreo y la restauración de ecosistemas degradados; homogeneizar el nivel de conocimientos de los ecosistemas degradados y uniformar criterios de evaluación y análisis a fin de facilitar la comparación entre ecosistemas funcionalmente diferentes; transferir los resultados alcanzados al sector productivo, órganos de gestión, gobiernos y organismos regionales a fin de perfeccionar las políticas, estrategias, metodologías y programas dirigidos al mejoramiento y uso sustentable de los bienes y servicios que brindan estos ecosistemas a los sistemas humanos.

Como parte de este esfuerzo, en la presente monografía se presentan 19 contribuciones de los grupos de investigación de la Red que resumen diferentes experiencias en materia de evaluación de los cambios de estado en ecosistemas degradados en diferentes ambientes de Iberoamérica.

Los editores

EVALUACIÓN DEL ESTADO Y TENDENCIAS DE LOS PRINCIPALES HUMEDALES DE CUBA: PROBLEMÁTICAS AMBIENTALES E INDICADORES DE PRESIÓN, ESTADO E IMPACTOS.

Evaluation of the state and trends of cuba major wetlands: environmental problems and indicators pressure, state and impact.

Lucas Fernández¹, Miriam Labrada¹, Grisel Barranco¹, Obllurys Cárdenas¹, Gustavo Martín¹, Yoel Couzán¹, Ángela Armiella¹, Ada Roque Miranda¹, Hilda Alfonso de Anta¹, Liz Marrero¹, Laura Azor¹, Enrique Rodríguez¹, Raúl Rangel¹, Alejandro Oliveros¹, Freddy Delgado Fernández² y Yosvany Lemus Martínez²

¹Instituto de Geografía Tropical (IGT). Calle F No. 302/ 13 y 15, Plaza, La Habana. Cuba. CP 10 400, lucas@geotech.cu

²Centro de Estudios y Servicios Ambientales (ECOVIDA). Km. 2 ½ Carretera Luís Lazo, Pinar del Río, Cuba

RESUMEN

El presente trabajo brinda una panorámica sobre los resultados preliminares del proyecto “Evaluación Ambiental Integral de humedales prioritarios de Cuba. Amenazas actuales y potenciales”, que lleva a cabo el Instituto de Geografía Tropical de Cuba en el marco del programa “Cambio climático en Cuba. Impactos, mitigación y adaptación”. El trabajo se centra en el Paso 1 ¿Qué le está pasando al medio ambiente y por qué? del marco analítico GEO (Global Environmental Outlook) del PNUMA, utilizado para la evaluación ambiental integral de los humedales con categoría de Sitio Ramsar. Se analizan los tipos de cambios según su carácter, dinámica y extensión. Se determinaron las problemáticas ambientales prioritarias, los cambios críticos de estado y sus tendencias, las causas que están generando los cambios y los indicadores apropiados para caracterizar fuerzas motrices, presiones, estados e impactos. Entre los cambios más reveladores que experimentan los humedales se encuentran la alteración del régimen hídrico natural como consecuencia de la construcción de embalses, la transformación de ecosistemas naturales en zonas de desarrollo agrícola y forestal, la contaminación de los cuerpos de agua con agroquímicos provenientes de las zonas agrícolas, la disminución de los niveles de los acuíferos y avance de la intrusión salina por sobreexplotación de las aguas subterráneas, la proliferación de especies con comportamiento de invasoras, tanto exóticas como nativas, la fragmentación de ecosistemas y pérdida de hábitat, la destrucción de sitios de refugio, alimentación y reproducción de la fauna, la eutrofización de los cuerpos de agua, entre otros.

Palabras clave: Evaluaciones ambientales, presiones, impactos, indicadores ambientales, monitoreo.

SUMMARY

This paper provides an overview of the preliminary results of the project "Integrated Environmental Assessment Cuba priority wetlands. Current and potential threats, "which holds the Institute of Tropical Geography of Cuba under the program" Climate change in Cuba. Impacts, mitigation and adaptation." The work focuses on the Step 1 What is happening to the environment and why? analytical framework of GEO (Global Environment Outlook) UNEP, used for integrated environmental assessment of the six wetlands with Ramsar Site category (Zapata Swamp, Buenavista, Lanier Swamp and the South of the Island of Youth, River Wetland Maximum -Camagüey, Great Wetland North of Ciego de Avila and Delta Wetland Cauto) and wetlands Guanahacabibes isthmus in Cuba. It discusses the types of changes according to their nature, dynamics and extension. Were determined priority environmental issues, critical changes in status and trends, causes that are generating changes and appropriate indicators to characterize driving forces, pressures, state and impacts. Among the most experienced developers of Cuba wetlands are altering the natural water regime as a result of dam construction, the transformation of natural ecosystems in areas of agricultural and forestry development, pollution of water bodies with chemicals from agricultural areas, declining groundwater levels and saltwater intrusion advance by overexploitation of groundwater, the proliferation of invasive species behavior, both exotic and native ecosystem fragmentation and loss of habitat, destruction of places of refuge, feeding and breeding of wildlife, eutrophication of water bodies, among others.

Keywords: Environmental assessment, pressures, impacts, environmental indicators, monitoring.

INTRODUCCIÓN

Cuba cuenta con una amplia diversidad de humedales que abarcan una superficie de 10 410 km², con un potencial natural de alto valor ecológico, económico y social. Estos ecosistemas figuran entre los sistemas naturales con mayor capacidad de suministrar bienes y servicios que satisfacen numerosas necesidades humanas y que sirven de sostén a múltiples actividades económicas como el turismo, la pesca, la silvicultura, la apicultura, entre otras muchas. Constituyen extraordinarios reservorios de biodiversidad y áreas de cría y refugio de diferentes especies. Además, actúan como reguladores de caudales durante las crecidas de los ríos al mismo tiempo que constituyen barreras de contención de las mareas de tormenta y otros fenómenos hidrometeorológicos extremos.

Por la riqueza de su biodiversidad, la existencia de sitios de residencia o reproducción de innumerables especies de aves y otros valores ecológicos, botánicos, zoológicos, hidrológicos, seis humedales cubanos han sido incluidos en la Lista de Humedales de Importancia Internacional, también conocida como "Lista de Ramsar". Este reconocimiento internacional implica un alto nivel de atención por parte de las autoridades ambientales cubanas.

Los humedales son ecosistemas frágiles altamente vulnerables a los cambios ambientales resultantes de las actividades humanas y determinados procesos naturales que originan la degradación y pérdida de sus valores. Entre estos cambios figura la alteración de los caudales hidrológicos, el cambio de uso de la tierra y avance la frontera agrícola, el agotamiento de valiosos recursos naturales y del fondo de diversidad, el cambio climático, el correspondiente ascenso del nivel del mar con la amenaza de

extinción de extensas zonas de humedales marino costeros, el incremento de los fenómenos meteorológicos extremos, en particular las sequías recurrentes y cada vez más prolongadas, así como los incendios forestales asociados. Dichos cambios se han intensificado en las últimas décadas, trayendo consigo la degradación de los ecosistemas y una merma gradual de los bienes y servicios que prestan a los sistemas humanos.

En consecuencia, gran parte de los bienes y servicios a que los humedales proporcionan están siendo degradados o se están usando de manera no sostenible, debido a la prevalencia de enfoques sectoriales de la economía, manejos inadecuados de los recursos, falta de políticas apropiadas de desarrollo local. Cuando los índices de explotación de los bienes y servicios superan la capacidad de regeneración de los ecosistemas, comienza la degradación y merma de los servicios ecosistémicos. Entre los servicios afectados figura la pesca de captura, el suministro y purificación de agua y la provisión de otros bienes, la protección costera, la existencia de valores de turístico recreativos, entre otros. Dado que el turismo es una de las principales industrias generadoras de ingresos en el país, el valor económico de estos servicios es considerable.

Existe amenaza de ocurrencia de cambios no lineales en los que una vez traspasado un umbral, el sistema pasa a un estado muy diferente. Estos cambios son bruscos, de gran magnitud y difíciles de revertir, así como de predecir los umbrales en los que se producirán (mortalidad de manglares, blanqueamiento de corales, eutrofización, entre otros).

Partiendo de los problemas enumerados y la significación ecológica y económica de los humedales cubanos, el Instituto de Geografía Tropical desarrolla un proyecto de sobre Evaluación Ambiental Integral de los principales humedales del país insertado en el Programa “Cambio climático en Cuba. Impactos, mitigación y adaptación”. El objetivo de este proyecto es conocer los cambios de estado en humedales prioritarios y su repercusión en los servicios ambientales, las presiones actuales y futuras generadas por el cambio climático en sinergia con otros cambios ambientales, la eficacia de las medidas que se están aplicando y proponer recomendaciones apropiadas para revertir los efectos adversos. Se prevé, además crear un Sistema de Información que facilite el acceso a los datos, desarrollar un sistema de indicadores ambientales para evaluar cuantitativamente las presiones, los cambios de estado e impactos y diseñar un sistema de monitoreo basado en indicadores ambientales.

El presente trabajo forma parte de los resultados preliminares alcanzados en el marco de este proyecto y centra su atención en la evaluación de estado y tendencias de los humedales prioritarios de Cuba, la identificación de las principales problemáticas ambientales, sus causas y la elaboración de indicadores de presión, estado e impactos.

BASE METODOLÓGICA Y CONCEPTUAL.

La evaluación de los efectos de los cambios ambientales en los humedales resulta un tema de gran complejidad, sobre todo por la interacción y sinergias que comúnmente tienen lugar entre los diferentes cambios en la naturaleza. Con frecuencia el abordaje de esta problemática se lleva a cabo mediante enfoques simplificados que se limitan a evaluar los cambios ambientales y sus efectos por separado. Por ejemplo, en la mayor parte de las evaluaciones del cambio climático se examinan las consecuencias de dicho

cambio sobre los ecosistemas sin tener en cuenta que simultáneamente están ocurriendo otros cambios como la degradación de tierras, la pérdida de biodiversidad, la alteración del régimen hídrico natural, la transformación de ecosistemas naturales en zonas agrícolas, la contaminación de los cuerpos de agua, la proliferación de especies invasoras, la eutrofización de los cuerpos de agua por exceso de nutrientes, entre otros, que pueden reforzar los efectos esperados del cambio climático. Por tanto, se requiere el empleo de enfoques sistémicos que tengan en cuenta las interrelaciones no solo entre los diferentes componentes naturales sino también entre éstos y el componente social como actor primordial de las transformaciones en la naturaleza. Pero no basta con identificar y evaluar las interrelaciones sociedad - naturaleza y sus efectos sinérgicos, se necesita además, conocer las causas que los están generando y proponer respuestas promisorias integrales y coherentes para la mitigación o eliminación de las presiones, la rehabilitación de estado de ecosistemas en degradación, la mitigación de impactos sobre servicios ambientales, la disminución exposición social a los cambios ambientales, el fortalecimiento capacidades de adaptación y la reducción de vulnerabilidad a los cambios ambientales.

Una de las alternativas metodológicas más apropiadas es el modelo GEO (Global Environmental Outlook) del PNUMA, basado en el enfoque fuerzas motrices, presión-estado-impacto-respuesta (FMPEIR), incluyendo la proyección de escenarios futuros y la elaboración de propuestas y recomendaciones, el cual ha sido tomado como marco analítico del presente trabajo. Este modelo se ha complementado con los enfoques metodológicos de la Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM) y el modelo MESMIS (Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo de Recursos Naturales mediante Indicadores de Sustentabilidad), las directrices de la Convención Ramsar sobre humedales, según se indica para cada una de las etapas.

SECTORES SELECCIONADOS.

Para la realización de la evaluación ambiental integral fueron seleccionados los seis humedales cubanos con categoría de Sitios Ramsar (Ciénaga de Zapata, Guanahacabibes, Buenavista, Ciénaga de Lanier y el Sur de la Isla de la Juventud, Humedal Río Máximo-Camagüey, Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila y Humedal Delta del Cauto) y los humedales del istmo de Guanahacabibes (Figura 1).

Los humedales seleccionados abarcan una superficie de más de 1,3 millones de ha que incluyen una gran variedad de tipos de humedales interiores y marino costeros.

UBICACIÓN DE HUMEDALES PRIORITARIOS DE CUBA

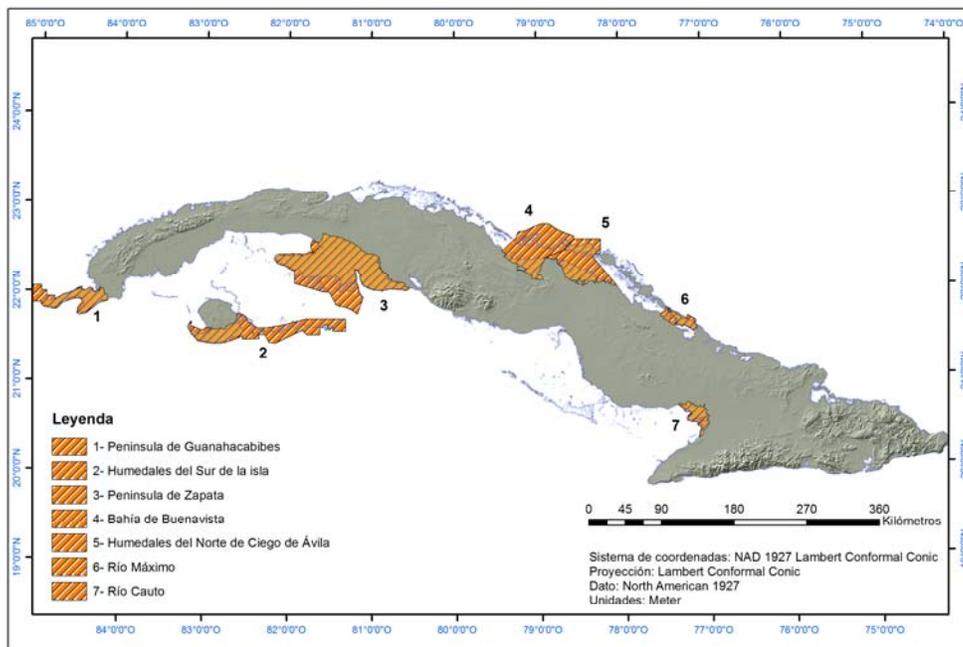


Figura 1. Ubicación de humedales prioritarios

En el anexo 1 se brinda una breve caracterización de los humedales seleccionados.

EVALUACIÓN DE LOS CAMBIOS DE ESTADO Y SUS CAUSAS

Análisis de los tipos de cambios

La complejidad de la interacción de los sistemas ecológico y humano, así como el nivel del conocimiento disponible sobre la articulación entre ambos, hacen muy difícil poder predecir los umbrales reales a partir de los cuales pueden ocurrir desajustes funcionales y tener lugar procesos de degradación ecológica ocasionalmente irreversibles con afectaciones al bienestar humano y la estabilidad social.

A los efectos de la Evaluación Ambiental Integral, los cambios de estado son entendidos como aquellas transformaciones en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas que pueden ocurrir como consecuencia de la interacción de factores antrópicos y naturales.

Para el análisis de los cambios de estado se tuvo en cuenta su carácter, dinámica y extensión.

De acuerdo con su carácter, estos cambios se clasificaron en: a) *reversibles* cuando es posible restablecer las funciones originales del ecosistema (bien a través de la resiliencia natural o mediante actividades de rehabilitación) y b) *irreversibles* cuando la restitución a su forma original resulta potencialmente imposible. Esta clasificación resulta de utilidad para determinar en una primera aproximación el tipo de medidas a implementar (remediación, adaptación) pero debe verse con cierta relatividad ya que un mismo proceso de carácter adverso, como puede ser la fragmentación de ecosistemas, la alteración del régimen hídrico o la eutrofización puede ser reversible o irreversible en

dependencia de múltiples factores como son el estadio e intensidad del cambio, las causas que lo generan, entre otras. Por ejemplo, si un proceso de fragmentación de la biodiversidad es detectado en sus fases tempranas de desarrollo y es generado por presiones eventuales de poca magnitud, puede ser reversible. Sin embargo, si ese mismo proceso se encuentra en una fase avanzada y es generado por una presión de carácter permanente y prácticamente imposible de eliminar, como puede ser una construcción de viales u obras hidráulicas, se convierte en irreversible.

Por su dinámica, los cambios de estado se clasificaron en: a) *lentos* cuando ocurre una afectación paulatina de la estructura y funcionamiento con una merma gradual de los servicios ecosistémicos. Son típicos en ecosistemas con bajo régimen de uso no sustentable con agotamiento de algunos recursos; b) *abruptos* cuando tiene lugar una afectación rápida de la estructura y funcionamiento (pérdida brusca de los servicios ecosistémicos), por ejemplo, los efectos de huracanes, incendios; c) *no lineales* cuando el ecosistema pasa a otro estado muy diferente. Ejemplo de estos cambios puede ser la mortandad de manglares, el blanqueamiento de corales, la eutrofización e hipoxia, el agotamiento de pesquerías, la aparición de enfermedades, etc. Estos cambios son generalmente caros de revertir y difíciles de predecir debido a que los efectos acumulativos no se perciben, sino hasta después de haber traspasado un umbral crítico en el cual el ecosistema o el componente afectado asumen otro estado.



Figura 2. Cambios abruptos por huracanes. (Piñeiro Cordero, T. 2004)



Figura 3. Cambios abruptos por incendios forestales. Taller Zapata 2007. Cuerpo de guardabosques



Figura 4. Posible presencia de cambios no lineales (mortandad de manglares y corales. (Piñeiro Cordero, T. 2004)



Figura 5. Eutrofización de cuerpos de agua

Por su extensión, se diferenciaron tres tipos de cambios: a) *globales*- la naturaleza del cambio es a escala planetaria, por ejemplo, el incremento del nivel del mar debido al calentamiento global; b) *regional*- el cambio ocurre a escala de país. Por ejemplo, los cambios producidos generalmente fuera de los humedales como es el represamiento de los ríos, el desarrollo agrícola; c) *locales*- son aquellos generados a escala local generalmente dentro del humedal.

Evaluación de los cambios de estado

El primer paso del enfoque GEO para realizar una EAI consiste en conocer qué le está pasando al medio ambiente y cuáles son las causas que están produciendo los cambios de estado. Para ello es necesario identificar cuáles son las problemáticas ambientales prioritarias, cuáles son los cambios críticos de estado y sus tendencias, cuáles son las causas que están generando dichos cambios y qué indicadores son apropiados y necesarios para caracterizar fuerzas motrices, presiones, estados e impactos.

Figura 6. Marco analítico para la evaluación ambiental integral



Identificación de las problemáticas ambientales

Los humedales de Cuba, por su ubicación altimétrica en zonas bajas de interface tierra-mar los hace vulnerables a las fuentes de amenazas provenientes de ambos medios. Por una parte, son receptores indirectos de las perturbaciones que se producen no solo en las cuencas hidrográficas en las que están insertados, sino también de aquellas que tienen lugar dentro de sus límites y de las que provienen del mar, como son los eventos hidrometeorológicos extremos y las amenazas del incremento del nivel del mar.

Entre los cambios más reveladores que experimentan los humedales de Cuba se encuentran la alteración del régimen hídrico natural como consecuencia de la construcción de embalses, la transformación de ecosistemas naturales en zonas de desarrollo agrícola, forestal y turístico, la contaminación de los cuerpos de agua con agroquímicos provenientes de las zonas agrícolas, la disminución de los niveles de los acuíferos y avance de la intrusión salina por sobreexplotación de las aguas subterráneas, la proliferación de especies con comportamiento de invasoras, tanto exóticas como nativas, la fragmentación de ecosistemas y pérdida de hábitat, la destrucción de sitios de refugio, alimentación y reproducción de la fauna, la eutrofización de los cuerpos de agua, entre otros. Por otra parte, se han modificado los ciclos medioambientales del agua y de los principales nutrientes como el nitrógeno y el fósforo. Estos ciclos son los que determinan la capacidad de los ecosistemas de prestar servicios ambientales a los sistemas humanos.

El ciclo del agua se ha modificado debido a que la captación de agua superficial y subterránea para uso agrícola, industrial y urbano se ha incrementado notablemente en el país. En algunas zonas, especialmente en períodos de sequía, la demanda ha llegado a ser mayor que la disponibilidad, o sea, superior a la capacidad natural de renovación de este recurso.

Los ciclo del nitrógeno y fósforo se han modificado sustancialmente en los humedales debidos al aporte antrópicos de grandes cantidades de agroquímicos provenientes de las zonas de desarrollo agrícola.

Los cambios en los ciclos medioambientales afectan a los ecosistemas en su conjunto, pero especialmente a la biodiversidad, la que a su vez produce perturbaciones al funcionamiento del ecosistema.

Las problemáticas ambientales, entendidas como cambios en el estado de los ecosistemas o de algunos de sus componentes en determinados umbrales que pueden afectar o degradar su funcionamiento ecológico y la prestación de bienes y servicios, son el resultado de conflictos de intereses, limitaciones de las legislaciones, vulnerabilidades, amenazas, necesidades, entre otras.

El análisis de los diagnósticos ambientales realizados para la elaboración de las fichas de los Sitios Ramsar, las estrategias ambientales, los planes de manejo y las investigaciones realizadas permitió identificar una amplia lista de problemáticas ambientales presentes en estos ecosistemas. Esta lista fue sometida a un segundo análisis con el objetivo de depurar y establecer las prioridades concretas, en correspondencia con la importancia, costo para la sociedad e implicaciones para el ecosistema, riesgo, nivel atención en documentos oficiales de política ambiental, entre otras (Tabla 1).

Tabla 1. Problemáticas ambientales por temas.

Temas	Problemática ambiental
Agua dulce	Alteración del aporte y del régimen de circulación natural del agua Contaminación química y bacteriológica de los cuerpos de agua con agroquímicos provenientes de las zonas agrícolas y residuales fecales domésticos. Disminución de los niveles de los acuíferos y avance de la intrusión salina por sobreexplotación de las aguas subterráneas.
Relieve y suelos	Transformaciones en el relieve y en el substrato rocoso Contaminación de los suelos Alteración de la estructura del suelo por laboreo y minería (extracción de materiales de construcción)
Clima	Ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos (huracanes y sequías)
Biodiversidad	Alteración de la estructura, composición y funcionamiento de los ecosistemas naturales

Esfera socioeconómica	Disfuncionalidades para la sostenibilidad. Limitaciones para el suministro de bienes y recursos a los asentamientos y afectación al nivel de vida de la población. Riesgo a la seguridad física de la población ante eventos meteorológicos extremos. Bajo nivel de vinculación de la población local a las actividades de gestión y manejo ambiental del territorio.
Zonas marinas	Presencia de sedimentos debido al escurrimiento lineal concentrado en zonas de descarga al mar de los canales. Afectación de los recursos pesqueros debido a la pesca comercial Déficit en el aporte de agua dulce y nutrientes a la zona marino costera. Riesgo a la salud humana por contaminación bacteriológica y química de las aguas

A continuación se describen algunas de las principales problemáticas.

Alteración del régimen hídrico y de la calidad del agua

Esta problemática es, sin lugar a dudas, una de las más preocupantes en casi todos los sectores de humedales del país, por cuanto el agua constituye el elemento determinante del cual depende el funcionamiento de los humedales. Como consecuencia de la gran red de embalses y obras de canalización construidas para satisfacer la demanda del desarrollo agrícola, industrial y el consumo humano, ha tenido lugar una disminución significativa del aporte de agua y sedimentos terrígenos a los ecosistemas de humedales. Al mismo tiempo, las obras de canalización en determinados sitios facilitan la descarga rápida al mar y el aumento de inundaciones en la época lluviosa. Por otra parte, en determinados lugares como la Ciénaga de Zapata, la sobreexplotación de los acuíferos ha traído consigo el incremento de la salinidad en varias áreas del humedal e incluso fuera de éste, tanto en vías fluviales como pozos, lo que obligó al cambio de fuente y abandono de algunas áreas.

Los problemas del agua se agudizan al entrar en sinergia con los efectos adversos de la agricultura, que generalmente se desarrolla fuera del humedal pero en la misma cuenca hidrográfica. La lixiviación de las tierras agrícolas acarrea grandes aportes de nitratos y fosfatos que junto al vertimiento de residuales domésticos sin tratar en algunas vías fluviales contaminan las aguas subterráneas y producen intensos procesos de eutrofización en las aguas superficiales.

Alteración de la estructura, composición y funcionamiento de los ecosistemas naturales

La alteración de la biodiversidad presenta diversas aristas y múltiples causas que la generan. Una de las manifestaciones principales es la fragmentación de los hábitats naturales como consecuencia de la construcción de infraestructura técnica en el territorio, sin el conocimiento adecuado del funcionamiento natural de los ecosistemas naturales. Este fenómeno está presente en gran parte de los humedales seleccionados. Otro gran problema es la alteración de la estructura de los ecosistemas debido a la destrucción de hábitats y pérdida de diversidad biológica. Las causas que la generan son múltiples, pero a modo de ejemplo se puede citar la tala y quema de vegetación de sabana arenosa para uso agrícola y producción de carbón vegetal, la extracción de Guano Prieto para la construcción de cercados y artes de pesca, como ocurre en los humedales del Istmo de Guanahacabibes. No menos preocupante resultan los cambios en la composición florística y faunística y la disminución de las especies nativas debidos,

entre otras causas, a la introducción de especies exóticas por desarrollo agrícola y forestal, la extracción ilegal de plantas y animales y el deficiente control de las autoridades locales e insuficiente educación y conciencia ambiental.

Ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos (huracanes y sequías) e incendios asociados

En su esencia la sequía y los huracanes son cambios de estado del clima pero su efecto actúa como presión que desencadena importantes cambios, generalmente abruptos sobre los diferentes componentes del ecosistema.

La ocurrencia de eventos de sequías alternadas con los huracanes, constituye una de las problemáticas más preocupantes en todos los humedales del país, no solo por sus efectos directos sobre los diferentes componentes de los ecosistemas, sino por su estrecha relación con la ocurrencia de incendios de gran magnitud. Estos últimos una de las principales causas de la degradación de los suelos, la pérdida de la biodiversidad y la cubierta forestal.

Se considera que, cuando los incendios ocurren de modo natural o son controlados correctamente por el hombre, juegan un papel positivo en el saneamiento del ecosistema. Sin embargo, las estadísticas muestran que los regímenes actuales del fuego en los ecosistemas naturales se han alejado de los rangos naturales, históricos o ecológicamente aceptables, lo que genera nuevas amenazas para la biodiversidad. Entre las principales afectaciones producidas por los incendios figura la destrucción del hábitat natural; la mortalidad súbita de la población animal, la destrucción de valores escénicos naturales, la pérdida de nutrientes, la alteración del ciclo hídrico y la afectación de la calidad del agua y del aire con consecuencias a la salud humana.

Disfuncionalidades para la sostenibilidad

Esta problemática amplia se interrelaciona con otras problemáticas tales como la deficiente vinculación de la población local a las actividades de gestión y manejo del territorio; limitaciones para el suministro de bienes y recursos a los asentamientos y afectación al nivel de vida de la población por deterioro de la infraestructura vial; riesgo a la seguridad física de la población por predominio de viviendas vulnerables ante eventos meteorológicos; riesgo a la salud humana por contaminación bacteriológica y química de aguas de abasto debido a la falta de sistemas de alcantarillado y tratamiento de desechos sólidos; falta de una adecuada conciencia ambiental en los principales actores del territorio.

En el plano socioeconómico, la población residente en sitios de humedales presenta un conjunto de rasgos eventualmente contradictorios que resultan desfavorables para alcanzar las metas de sostenibilidad ambiental, económica y social del territorio. Estos rasgos están determinados fundamentalmente por factores de tipo socioeconómico que desembocan en un bajo aprovechamiento de las potencialidades de la población local y el fomento de prácticas lesivas al medio ambiente.

El origen del deterioro de las condiciones socioeconómicas del territorio es multicausal, no obstante, un peso importante le corresponde al modo de las relaciones de producción entre las instituciones estatales que operan en el territorio en las diversas actividades

económicas (silvícola, pesquera, proteccionista, conservacionista, turística y recreativa, apícola, agrícola y ganadera) y la forma de apropiación del beneficio obtenido. Las utilidades de la explotación de los recursos no se revierten en el desarrollo endógeno, la población local participa generalmente como obreros asalariados con bajo nivel de estimulación y escaso sentido de pertenencia, lo cual entra en contradicción con las posibilidades de un desarrollo local sostenible. La paradójica característica de ser una zona donde convergen una naturaleza con amplias riquezas naturales y una población con bajo nivel de bienestar material y social, crea un marco propicio para la aparición de actividades nocivas, contrarias al fuerte arraigo histórico del cenaguero y al medio ambiente, como son la caza y pesca furtiva, la tala ilegal y los incendios forestales, los que unidos a otros impactos contribuyen a la degradación del territorio.

IDENTIFICACIÓN DE LAS CAUSAS DEL CAMBIO MEDIOAMBIENTAL (FUERZAS MOTRICES Y PRESIONES)

Los resultados preliminares de la Evaluación ambiental integral de los principales humedales del país identifican como principales Fuerzas motrices (factores inductores indirectos) las proyecciones de desarrollo socioeconómico encaminadas a satisfacer la demanda de alimentos, la provisión de materias primas para el desarrollo industrial, la exportación de bienes para el incremento de los ingresos en divisa, entre otras. Como resultado de ello se generan presiones (actividades socioeconómicas transformadoras) sobre los recursos hídricos, los bosques, los suelos y biodiversidad y las zonas marino costeras, que junto a otros procesos antrópico- naturales como la variabilidad y cambio climático (sequías, huracanes), la ocurrencia de incendios forestales, incrementan los riesgos y la vulnerabilidad de los ecosistemas y las poblaciones humanas ante fenómenos naturales extremos.

A continuación se brinda un resumen general de las principales presiones que actúan en casi todos los humedales, así como aquellas que actúan en cada sitio.

Desarrollo hidráulico y agrícola

La construcción de embalses constituye una de las presiones de mayor impacto en los ecosistemas de humedales cubanos, ya que limita los aportes de agua dulce, nutrientes



terrígenos y flujos energéticos que llegan a través de la escorrentía superficial y los acuíferos subterráneos (Figura 7).

Figura 7. Actividad hidráulica y agrícola.

Fuente: Fernández (2012).

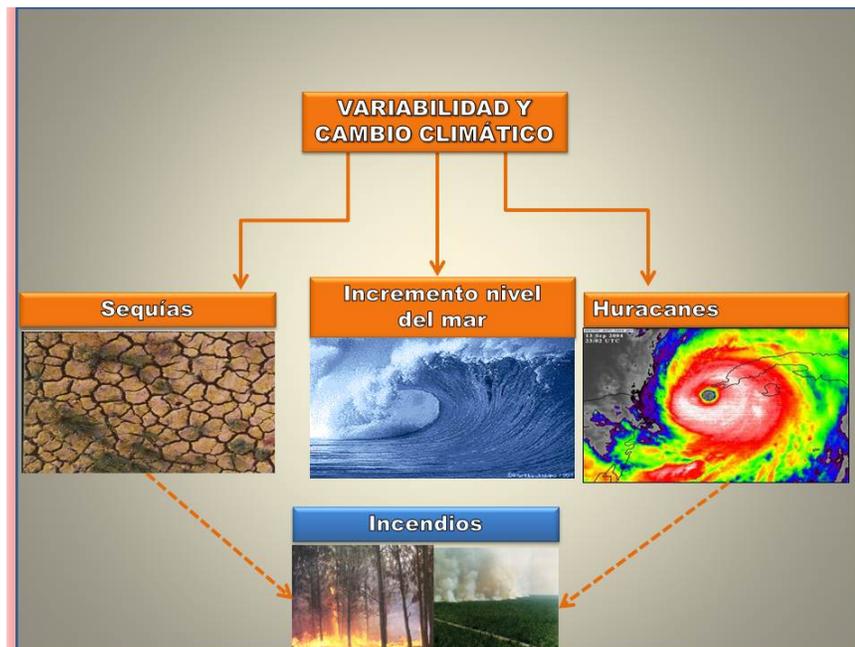
La política hidráulica encaminada a aumentar las reservas de agua en el país con diferentes propósitos, así como los planes de desarrollo integral, incluyendo la producción de alimentos, planteó la compleja disyuntiva de tener que compartir los recursos hídricos entre la sociedad y la naturaleza.

La construcción de grandes obras hidrotécnicas (embalses, sistemas de drenaje y pozos), de infraestructura vial y el incremento de la explotación de los acuíferos, ha generado serias modificaciones en las funciones de los humedales, así como el incremento de las inundaciones pluviales, el avance la intrusión salina y el aumento de los sedimentos en suspensión en las aguas del escurrimiento superficial.

La reducción del balance hídrico, la alteración de los patrones de circulación y la afectación de la calidad del agua ha incidido de manera significativa sobre la biodiversidad ocasionando pérdida y reducción de hábitat, fragmentación del ecosistema y disminución de especies.

Variabilidad y cambio climático

Los efectos de la variabilidad climática, especialmente los eventos extremos de sequías constituyen una gran dificultad para el funcionamiento de los humedales por cuanto el agua es el elemento determinante para su funcionamiento normal. Además, los períodos de sequías son propensos para la ocurrencia de incendios forestales, cuyos efectos suelen ser devastadores para la flora y la fauna. Los incendios son la causa de la destrucción de los sitios de refugio, alimentación y reproducción de la fauna en general, con la correspondiente pérdida de hábitat de numerosas especies y deterioro de la biodiversidad. Cuando las sequías se alternan con los huracanes, el efecto destructivo de los incendios se incrementa debido al aporte de material combustible (biomasa muerta) generada por los huracanes (Figura 8). La sequía, como factor negativo para los manglares, provoca la elevación de la salinidad, la que puede ser letal para el ecosistema



si se produce con rapidez o si es muy intensa.

Figura 8.
Variabilidad y cambio climático

En lo que respecta al cambio climático, los aumentos de la temperatura, el incremento del nivel del mar y los cambios en la precipitación se avizoran como los principales factores generadores de cambios tales como la erosión de las costas y de los hábitat, el aumento de la salinidad de los estuarios y acuíferos de agua dulce, cambios en el transporte de sedimentos y nutrientes, entre otros.

Aumento de especies invasoras

La introducción de especies invasoras constituye una seria presión para la biodiversidad de estos territorios.

En el medio terrestre, en diferentes humedales se están desarrollando especies con un comportamiento de invasoras, tanto exóticas como nativas, asociado a diversos grados de impactos antrópicos y naturales; así como a inadecuados manejos silviculturales. Entre las principales especies exóticas que se comportan como invasoras en el medio terrestre se encuentran: *Casuarina equisetifolia* (Casuarina), *Melaleuca leucadendron* (Cayepút, Melaleuca), *Dichrostachys cinerea* (Marabú), *Terminalia catappa* (Almendo de la India), *Sesbania bispinosa* (Tamarindo de laguna), *Leucaena leucocephala* (Leucaena, Ipil-Ipil; todas especies introducidas).

En el medio acuático (en cuerpos de agua dulceacuícola) los principales taxa nativos que pueden comportarse como invasores, según el nivel de alteración del ecosistema. En orden de importancia se encuentran: *Miriofilum*, *Ceratopteris*, *Eichhornia crassipes*, *Potamogeton illinoensis*, entre otras.

El desarrollo de la acuicultura con especies foráneas de peces como el Clarias en embalses, ha posibilitado la llegada accidental de esta especie a muchos humedales del país. Su resistencia y adaptabilidad al medio, su talla y voracidad la convierten en un serio peligro para muchas especies autóctonas, algunas de ellas endémicos locales, con las que actualmente comparte el hábitat. Esta situación es considerada un problema ambiental crítico para la biodiversidad de los humedales.

Desarrollo agrícola y otras actividades.

Entre las presiones externas a los humedales, un lugar importante corresponde al desarrollo agrícola en zonas circundantes, especialmente el cultivo del arroz, cuyas aguas contaminadas con agroquímicos llegan a los ecosistema a través de la escorrentía superficial y causan intensos procesos de eutrofización en los cuerpos de agua con fuertes impactos a las especies nativas, la pesca y la actividad turística.

Otras presiones agropecuarias y de otros tipos que afectan a los humedales son las fuentes dispersas de contaminantes de las aguas como las granjas pecuarias; la cría de búfalos (especie introducida) en determinadas zonas del país que causa diversas afectaciones a la flora y la fauna locales; las actividades forestales con manejo inadecuado, causantes de la degradación del bosque; la infraestructura vial y constructiva dentro y en los alrededores de los humedales, que además de contribuir a la deforestación provocan la degradación y fragmentación de ecosistemas; el desarrollo turístico, que afecta la cobertura vegetal y sobrecargan a los ecosistemas en determinadas áreas y constituyen fuente de emisión de residuales líquidos y sólidos.

En la práctica suele suceder que varias presiones interactúan simultáneamente logrando un efecto sinérgico con impactos múltiples de mayor severidad. Así por ejemplo, la interacción sinérgica del desarrollo hidráulico con la variabilidad climática y la

introducción de especies exóticas agudiza los efectos adversos sobre el ecosistema (Figura 9).



Figura 9. Ejemplo de presiones sinérgicas

En el anexo 2 se presenta un resumen de las principales presiones que interactúan sobre los humedales seleccionados.

ELABORACIÓN DE INDICADORES AMBIENTALES

Teniendo en cuenta que el análisis de las relaciones causa efecto entre los cambios de estado, sus causas y consecuencias tiene generalmente un carácter cualitativo, se desarrollaron indicadores ambientales por cada una de las problemáticas identificadas, con el fin de valorar objetivamente en términos cuantitativos las presiones, estados e impactos, así como evaluar la eficacia de las medidas de respuesta adoptadas (planes, programas y políticas).

El tema de los indicadores PEIR para los humedales de Cuba, por su importancia y complejidad será abordado en un artículo independiente en el contexto de la monografía de la que forma parte el presente artículo.

EVALUACIÓN DE IMPACTOS SOBRE LOS SERVICIOS AMBIENTALES Y BIENESTAR HUMANO

Aunque el análisis de los impactos corresponde al Paso 2 ¿Cuáles son las consecuencias para el medio ambiente y la humanidad? del marco analítico GEO que no está previsto en esta etapa del proyecto, en este trabajo se brinda un resumen preliminar de los principales impactos resultantes de los cambios adversos de estado.

Los cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas producen impactos en los bienes y servicios que recibe la sociedad. Para el análisis de los bienes y servicios afectados se han tomado las categorías de la Convención Ramsar y la Evaluación de

Ecosistemas del Milenio, estas son: suministro de recursos para consumo directo por el ser humano; regulación de ciclos y procesos biofísicos; apoyo o soporte a la producción del resto de los servicios de ecosistema; culturales, valores estéticos de interés turístico recreativos.

Tabla 2. Problemáticas ambientales por categorías de servicios ambientales.

Servicios ambientales	Problemática ambiental
Suministro de recursos para consumo	Alteración de los servicios de provisión de agua, recursos faunísticos, productos madereros, melíferos
Regulación de ciclos y procesos biofísicos	Alteración de la regulación y purificación del agua, el ciclo del carbono, el control de la erosión costera, la regulación de enfermedades, la polinización y la protección de tormentas
Apoyo o soporte a la producción del resto de los servicios de los ecosistemas	Alteración de servicios de producción primaria, producción de oxígeno atmosférico, ciclos de nutrientes, del agua y suministro de hábitat.
Culturales, valores estéticos de interés turístico recreativo.	Afectación de la diversidad cultural, valores espirituales, estéticos, recreación y ecoturismo

Para la evaluación de los impactos se ha tomado como base los enfoques de desarrollo sostenible, de servicios ecosistémicos y el bienestar humano y de costos y beneficios económicos.

El *enfoque de desarrollo sostenible* se basa en el análisis integral de las dimensiones económica, social, ambiental y temporal. La modificación de una de estas dimensiones, genera cambios en las restantes, dada la estrecha interdependencia que existe entre ellas. Así, los cambios en determinada variable de estado influyen en otros aspectos del medio ambiente y en el bienestar humano. Por ejemplo, un cambio en el régimen de circulación del agua unido al aporte de nutrientes provenientes de la agricultura puede generar procesos de eutrofización y afectar la biodiversidad acuática y la calidad del agua. El impacto en la biodiversidad y la calidad del agua puede traducirse en la eliminación de especies valiosas como recurso ecoturístico (pesca deportiva, observación de especies) y en afectaciones a la navegación fluvial (por exceso de plantas acuáticas). Ello podría afectar la capacidad de generar ingresos con el ecoturismo. La pérdida de biodiversidad también puede significar la disminución de abundancia o desaparición de determinada especie de la que depende la población local como alimento o recurso medicinal (Tabla 3).

Tabla 3. Relaciones causa efecto entre el cambio de estado y los impactos al ecosistema y al bienestar humano

Cambio de estado	Impacto al ecosistema y al bienestar humano
Modificación de los patrones de circulación del agua.	Cambios en la estructura y funcionamiento del humedal.
Exceso de nutrientes en las aguas provenientes de la agricultura.	Eutrofización y afectación a la biodiversidad acuática y la calidad del agua. Pérdida de ingresos por afectaciones a la pesca, el turismo y la navegación fluvial.

El *enfoque de servicios ecosistémicos y de bienestar humano* se basa en la identificación de los impactos sobre los servicios ecosistémicos mediante un indicador de estado (Tabla 4).

Tabla 4. Ejemplo de impactos sobre los servicios de los ecosistemas debido al cambio de la calidad del agua del humedal (cambio de estado)

Cambio de estado	Impacto en los servicios ecosistémicos	Indicador de Impacto
Degradación de la calidad del agua por aumento de plantas acuáticas	<i>Servicios de suministro</i>	
	<i>Alimentación</i> – cambio en la magnitud de la pesca	Pesca anual promedio Costos de tratamiento o traslado de agua de otro sitio.
	<i>Agua dulce</i> – cambio en la cantidad de agua potable de calidad aceptable	
	<i>Servicios de regulación</i>	
	<i>Regulación de enfermedades humanas</i> – cambio en la cantidad de algas y plantas superficiales que sirven de hospederos plagas y enfermedades	Conteo de mosquitos o manifestación de dengue
	<i>Servicios culturales</i>	
	<i>Inspiración cultural</i> – cambio de imagen perceptual de un humedal originalmente prístino podría verse afectada por la proliferación de vegetación invasora.	Número de visitantes
	<i>Servicios recreativos</i> – cambio en las ofertas de pesca deportiva o natación por pérdida de un recurso pesquero o degradación de las zonas de baño.	Ingresos por turismo local

Por ejemplo, el conteo de plantas acuáticas puede ser un indicador de la calidad del agua (estado). En este caso, el cambio en el indicador de estado podría estar vinculado a los impactos sobre los servicios ecosistémicos .

El *enfoque de costos y beneficios económicos* vincula los cambios de estado con los costos y beneficios económicos de los impactos en los servicios ecosistémicos y el bienestar humano (Tabla 5).

Tabla 5. Vínculo de los cambios de estado con los costos y beneficios económicos

Cambio de estado	Impacto en los servicios ecosistémicos	Impactos al bienestar humano	Costo
Disminución de la calidad del agua (concentración de fósforo o abundancia de plantas acuáticas)	<i>Servicio de Provisión de alimento</i> – Disminución de la magnitud de la pesca	<i>Seguridad alimentaria</i> – Disminución de la disponibilidad de alimento	-Costo de alimento sustituto o importación. -Pérdida de ingresos por la pesca comercial.
	<i>Servicio Provisión de agua</i> – Disminución de la cantidad de agua potable	<i>Salud</i> – Disminución de la disponibilidad de agua de calidad. – Incremento de enfermedades.	-Incremento de los costos de tratamiento o conducción de agua. -Incremento de los costos de salud.

Impactos de la alteración del régimen hídrico en los servicios ambientales

La construcción de grandes obras hidrotécnicas (embalses en la zona de recarga de los humedales, sistemas de drenaje y pozos), de infraestructura vial y el incremento de la explotación de los acuíferos, ha generado serias modificaciones en las funciones de los humedales, así como el incremento de las inundaciones pluviales, la intrusión salina y el aumento de los sedimentos en suspensión en las aguas del escurrimiento superficial.

La reducción del balance hídrico, la alteración de los patrones de circulación y la afectación de la calidad del agua ha incidido de manera significativa sobre la biodiversidad ocasionando pérdida y reducción de hábitat, fragmentación del ecosistema y disminución de especies.

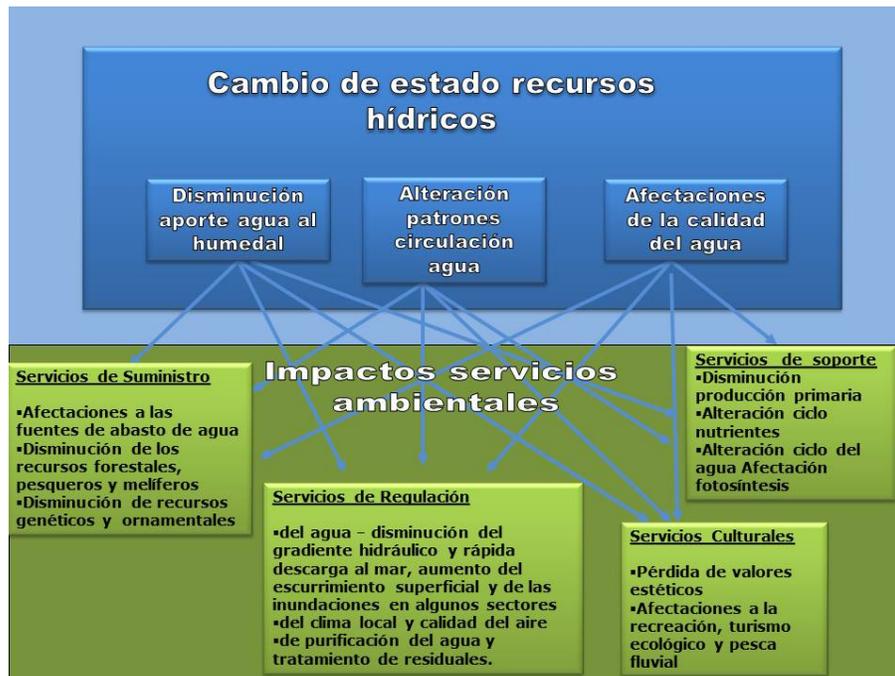


Figura 10. Ejemplo de impactos derivados del cambio del régimen hídrico.

Fuente: Fernández (2011).

El servicio de suministro de recursos para consumo por el ser humano, ha sido afectado por múltiples presiones entre las que figuran los cambios en el régimen hídrico natural por construcción de obras hidrotécnicas y viales, la contaminación de las aguas por agroquímicos y residuales sin tratamiento, la sobreexplotación de las aguas subterráneas, el avance de la intrusión salina, los cambios de uso de la tierra (conversión de las áreas naturales a otros usos), la ocurrencia de incendios en áreas naturales, la presencia de especies invasoras o con comportamiento de invasoras, la comercialización de especies (lícita e ilícita), la ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos y las violaciones de las leyes y regulaciones ambientales. La sobreexplotación de pozos ha generado en algunos humedales una disminución de los niveles de los acuíferos y una intrusión salina generalizada, como es el caso de la Ciénaga de Zapata. La disminución del aporte de agua a los humedales no solo afecta el abasto de las poblaciones humanas locales sino también ha significado una reducción de los recursos pesqueros, forestales, melíferos y ornamentales.

El servicio de regulación de ciclos y procesos biofísicos del humedal se ha afectado, debido a la captación de agua superficial y subterránea para uso agrícola, industrial y urbano, el aporte antrópico de grandes cantidades de agroquímicos provenientes de las zonas de desarrollo agrícola que genera exceso de nutrientes en los cuerpos de agua, los incendios forestales que liberan grandes cantidades de carbono a la atmósfera y destruyen de los ecosistemas, las violaciones de las leyes y regulaciones ambientales, entre otras. Así, por ejemplo, las rectificaciones y construcciones de los canales de drenaje en la Ciénaga de Zapata han acelerado el escurrimiento superficial, con lo cual disminuye la capacidad de regulación del ecosistema y se incrementa la magnitud de las inundaciones. La escorrentía superficial acelerada y la intensiva explotación de las aguas subterráneas provocan la disminución del gradiente hidráulico y la rápida descarga de la Ciénaga, debido a que las cuencas hidrogeológicas del sur están abiertas al pantano y el mar. Este comportamiento altera, además, la recarga del acuífero, el ciclo de los nutrientes y provoca afectaciones en la producción pesquera en la Ensenada de la Broa y el Golfo de Batabanó. En el periodo seco se incrementan los incendios de la turba, debido a la desecación de la capa superior de la turba y el aumento de la temperatura.

El servicios de soporte de los humedales no puede cumplir sus funciones, pues la alteración del régimen hídrico y de la calidad del agua afectan el hábitat acuático dulceacuícola y salobre, aparecen procesos de eutrofización en extensas zonas que son ocupadas por diferentes especies de plantas acuáticas como el *Miriofilum*, afectándose la fauna y flora asociada autóctona, llegando en algunos momentos a una reducción drástica de oxígeno en el agua, en las horas de la noche.

Los servicios culturales se ven afectados por la pérdida de valores estéticos, que se traduce en la disminución de posibilidad de recreación y turismo ecológico, especialmente en el período seco en que los bajos niveles del agua impiden la navegación fluvial. El aumento de la salinidad en el agua de abasto resulta perjudicial a la salud humana y provoca la aparición de enfermedades renales e hipertensión arterial.

Impactos de la alteración de la biodiversidad en los servicios ambientales

La alteración de la biodiversidad en los humedales se traduce en una disminución de la capacidad del ecosistema para proveer bienes como productos madereros, mieles, alimentos (frutas, peces, crustáceos y anfibios). De igual forma, disminuye la capacidad de regulación de procesos naturales como avenidas y el clima local, así como la protección de las infraestructuras socioeconómicas y litorales costeros ante eventos hidrometeorológicos extremos.

La fragmentación y el deterioro del hábitat, influyen en la disminución de la capacidad de soporte como hábitat y de los valores escénicos y culturales.

Su influencia en el bienestar humano se manifiesta en la disminución de la base material reflejada en la afectación a la producción forestal por la merma de madera de calidad; asimismo, se ven afectadas diferentes actividades turísticas de naturaleza, la pesca deportiva y comercial, con la correspondiente disminución de ingresos y de las fuentes alimentarias que son utilizadas de forma tradicional para el consumo de la población local.

La proliferación de especies invasoras constituye uno de los grandes problemas para la biodiversidad de los humedales cubanos.

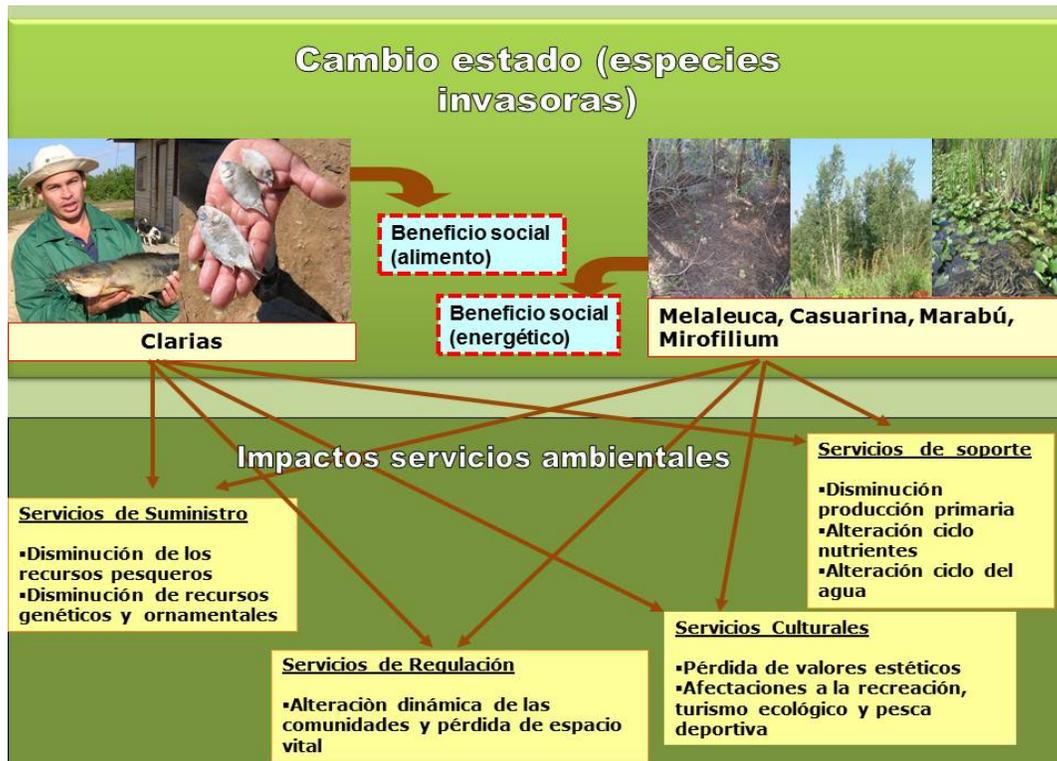


Figura 11. Ejemplo de impactos por el incremento de especies invasoras. Fuente: Fernández (2009).

Impactos de la variabilidad y cambio climático

Los efectos de la variabilidad climática en la mayor parte de los humedales, especialmente las sequías alternadas con los huracanes, se ha hecho sentir con fuerza en los últimos años, aumentado en duración e intensidad.

En el período seco aumenta la ocurrencia de incendios, debido a la desecación de la vegetación y la capa superior de los suelos y el aumento de la temperatura. Las mayores afectaciones por incendios forestales se han producido históricamente en los herbazales de ciénaga y en las sabanas, en cambio en los últimos años han ocurrido en bosques y con humedad fluctuante. Estos han provocado considerables daños ecológicos en zonas naturales de gran interés florístico y faunístico, donde están representadas especies amenazadas o en peligro de extinción. Los incendios son la causa de la destrucción de los sitios de refugio, alimentación y reproducción de la fauna en general, con la correspondiente pérdida de hábitats de numerosas especies y deterioro de la biodiversidad. La sequía, como factor negativo para los manglares, provoca la elevación de la salinidad, la que puede ser letal para el ecosistema si se produce con rapidez o si es muy intensa.

Los huracanes provocan daños severos y abruptos en la estructura física de los ecosistemas al mismo tiempo que intensifican la intensidad y duración de los incendios debido a la gran cantidad de material combustible que aportan.

Los efectos de la variabilidad climática pueden ser agudizados con el cambio climático. El aumento de las temperaturas, los cambios en la precipitación y el aumento del nivel del mar son los principales aspectos del cambio climático que afectarán a la distribución y función de los humedales.

El aumento del nivel del mar y de las mareas de tormenta asociadas al cambio climático podrían traer como resultado la erosión de las costas y de los hábitat, el aumento de la salinidad de los estuarios y acuíferos de agua dulce, la alteración de la amplitud de las mareas en los ríos y bahías, cambios en el transporte de sedimentos y nutrientes, un incremento de las inundaciones costeras y, a su vez, un incremento de la vulnerabilidad de algunas poblaciones costeras.

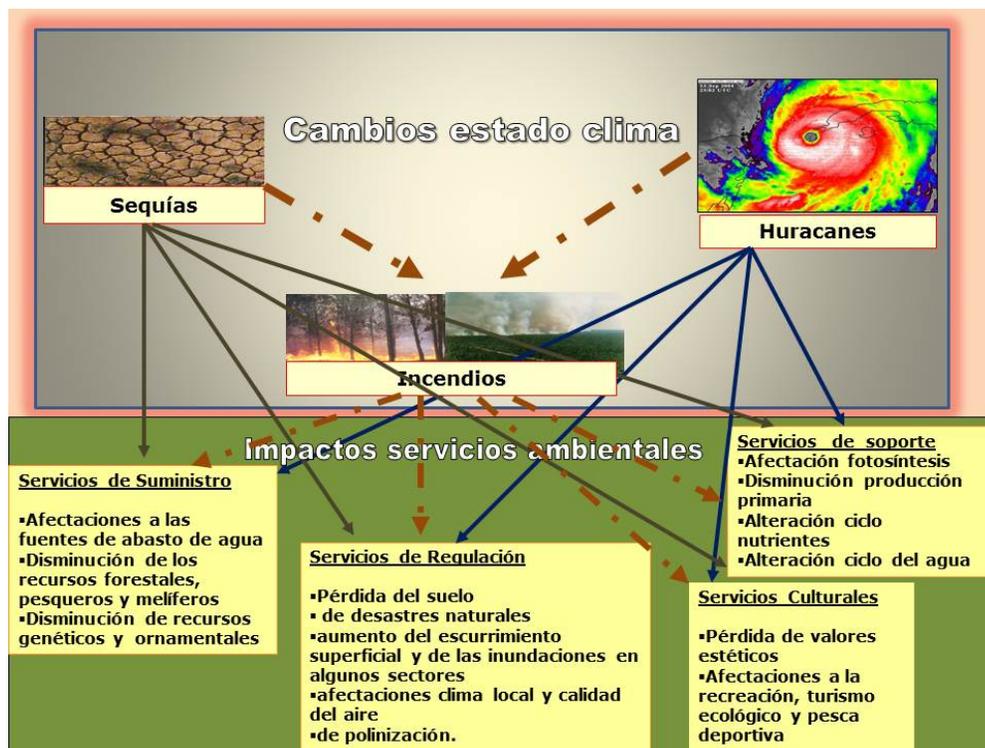


Figura 12. Ejemplo de impactos generados la variabilidad climática (huracanes y sequías).
Fuente: Fernández (2011).

CONSIDERACIONES FINALES:

La aplicación de la metodología GEO es una herramienta valiosa para evaluar integralmente los humedales y buscar alternativas de respuesta a las problemáticas ambientales que los mismos presentan a fin de garantizar su conservación y la preservación de los servicios ecológicos que estos nos brindan.

Como se ha evidenciado, los cambios de estado del componente hídrico, reflejados en la

disminución del aporte de agua a los humedales, la alteración de los patrones de circulación natural, las afectaciones a la calidad, impactan de manera significativa los servicios ambientales del ecosistema, bien de forma directa o a través de las modificaciones que produce en la biodiversidad.

Estos efectos se agudizan cuando se suman los cambios de estado en el clima (variabilidad y el cambio climático) y en la biodiversidad (introducción de especies exóticas), creándose un cuadro sumamente complejo de interrelaciones, cuyo abordaje requiere de conocimientos integrales sobre el estado de los componentes ambientales y el funcionamiento del ecosistema en su conjunto, así como la implementación de eficientes medidas sistémicas (mitigación, rehabilitación, remediación y adaptación, según corresponda), dirigidas a atenuar o eliminar las presiones, mejorar los cambios adversos de estado y eliminar o disminuir los impactos no deseados sobre los servicios ambientales y el bienestar humano.

Es preciso tener presente que las respuestas dirigidas a las fuerzas motrices, presiones y estado ayudan a disminuir la exposición social a los cambios ambientales, en tanto que las respuestas orientadas a mitigar los impactos de los cambios en el medio ambiente permiten desarrollar la capacidad de adaptación de las personas. Por tanto, la adopción de respuestas que disminuyan la exposición al cambio y fortalezcan la capacidad de adaptación a los impactos permite reducir la vulnerabilidad al cambio ambiental.

Las medidas de respuesta que surjan de este análisis deberán estar orientadas a alcanzar un estadio superior en la protección del medio ambiente y el uso racional de los recursos naturales, en aras de alcanzar las metas de un desarrollo económico y social sostenible. Para ello se deberá involucrar a la población local en los mecanismos de gestión y diversificación productiva a ser implementados, identificando las potencialidades de aprovechamiento de otros recursos naturales disponibles, que brinden alternativas para la generación de fuentes de ingreso a la comunidad, sin poner en peligro el objetivo conservacionista.

BIBLIOGRAFÍA

Agencia de Medio Ambiente. 2007. Estudio de impacto ambiental del incendio de grandes proporciones ocurrido en el área Las minas-San Lázaro-Los Arroyones, en la Ciénaga de Zapata entre el 31 de Marzo al 17 de Mayo del 2007. Informe Técnico. Agencia de Medio Ambiente. La Habana. 44 Pág.

Amorín, J., L. Bacallao, L. Pérez, O. Martínez, T. Piñeiro, G. Forneris. 2002. La Ciénaga de Zapata. Historia y Naturaleza. NAG-Torino. Italia. 160 pp.

CITMA. 2002. Informe de las Afectaciones al ambiente provocadas por el huracán Michelle durante su paso por la Reserva de la Biosfera de la Ciénaga de Zapata. Órgano del CITMA Ciénaga de Zapata, (mecanografiado) Matanzas.

CITMA, 2008. Plan Integral para el Ordenamiento, sobre bases sostenibles, de la Ciénaga de Zapata. Octubre 2008.

CNNG. Comisión Nacional de Nombres Geográficos. 2000. "Diccionario Geográfico de Cuba". Ediciones Geo, La Habana, Cuba. 386 pp.

Del Risco, E.1978.La Vegetación de Zapata y su relación con las condiciones Ecológicas, con especial énfasis en el nivel del agua freática(inédito), Tesis de Doctorado, Instituto de Botánica, Academia de Ciencias de Cuba e Instituto de Botánica, Academia de Ciencias de Checoslovaquia, 150 pp.

Gaceta Oficial de la República de Cuba (1997): Ley No. 81 del Medio Ambiente, La Habana, No. 7, año XCV. La Habana, 47 p.

GEO Resource Book. A training manual on integrated environmental assessment and reporting.UNEP. IISD.

Fagundo G. 2007. Ordenación Forestal de la Ciénaga de Zapata. EMA “Victoria de Girón.”Ciénaga de Zapata. Matanzas. Cuba. 543pp.

Fernández, L. (2011). Proyecto: Evaluación ambiental integral de los principales humedales de Cuba. VIII Seminario Internacional de Humedales 2011.

Fernández, L. (2011).Interrelaciones. Estudio de caso Ciénaga de Zapata. Convención de Medio Ambiente. La Habana. Cuba.

Fernández, L y Volpedo, A. (Eds). (2009). Estrategias Integradas de Mitigación y Adaptación a Cambios Globales. Buenos Aires 2009. ISBN 978-987-96413-9-2. 493 pp.

Fernández, A, Fernández, L y Volpedo, A. (Eds). (2007) Monografía “Efecto de los cambios globales sobre los recursos hídricos y los ecosistemas marino costeros”. Buenos Aires. 2008. ISBN 978-987-96413-2-3 pp153

Fernández, L. R. Cruz Díaz (2005). Estudios geográficos integrales, ordenamiento territorial y gestión ambiental: soporte técnico organizativo para el manejo de los humedales. Monografía “Humedales de Iberoamérica” Experiencias de estudio y gestión. Lucas Fernández y DelmindaMoura (Eds.). La Habana. ISBN 959-270-061-3, pp 203-213

Garea B y Fernández L, (2009). Evaluación de las interrelaciones. Importancia para la toma de decisiones. GEO Cuba. Evaluación del medio ambiente cubano. La Habana, 2009

Jiménez, J. L. (2011). Humedal Ciénaga de Zapata: experiencias en el manejo y gestión de sus recursos. VIII Seminario Internacional de Humedales 2011.

Labrada, M.; J. Machín; H. González; I. Zamora; L. Cuadrado; A. Longueira; R. Oviedo; L. Torres; H. Alfonso; O. Durán; D. Vilamajó; A. Llanes y R. Borroto 2005. Plan de Manejo de la Reserva de la Biosfera de Ciénaga de Zapata, Informe final de Proyecto. Programa Ramal Medioambiente y desarrollo sostenible del Archipiélago Cubano. Instituto de Geografía Tropical, La Habana, Cuba. 115 pp.

Labrada Pons, M. (et al).2008. Reserva de la Biosfera Ciénaga de Zapata: Estrategias para su Gestión Ambiental [Acceso a Publicación](#). [Editora GEOTECH [1]], La Habana, Cuba. (ISBN: 978-959-7167-16-7).

Medina, N. y A. Alfonso. 2000. Los incendios forestales causados por descargas eléctricas en Ciénaga de Zapata, Matanzas, Cuba. *Ciencia forestal en México*. Vol. 27 No 87. 105-115 p.

Montes Del Olmo, Carlos; SALA, Osvaldo. “La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio: las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano”. *Ecosistemas*. Vol. 16, n. 3 (sept.-dic. 2007). ISSN 1697-2473, pp. 137-147 1697-2473. <http://hdl.handle.net/10045/7654>

ONE.2011. Anuario Estadístico de la Ciénaga de Zapata 2010. Edición 2011. http://www.one.cu/aed2010/04Matanzas/Municipios/11%20Ciénaga%20de%20Zapata/esp/20110630_Tabla_cuadro.htm

Petrova, V. 2002. Impacto de las obras hidráulicas sobre el equilibrio hídrico y ecológico de la Ciénaga Occidental de Zapata. Inédito.

Petrova V. 2009. Programa de Manejo de Recursos Hídricos en los humedales. Caso de estudio: Ciénaga de Zapata. Tesis doctoral, Universidad Hermanos Saiz. Pinar del Río. Cuba.

Rodríguez Yi, J.; L. Fernández y R. Cruz, eds. 1993. Estudio Geográfico Integral Ciénaga de Zapata. Academia de Ciencias de Cuba e Instituto Cubano de Geodesia y Cartografía, La Habana, 225 pp.

Piñeiro Cordero, T. Identificación de la problemática ambiental local como línea base para orientarnos adecuadamente ante los cambios globales. (Reflexiones). Taller Zapata 2004.

Proyecto: Impactos del cambio climático y medidas de adaptación en Cuba. PNCT “Los cambios globales y la evolución del medio ambiente cubano”. Instituto de Meteorología. 1999.

Taller Zapata 2007. Los incendios forestales en Cuba y su impacto al medio ambiente. Cuerpo de guardabosques.

Volpedo, A. y Fernández, L (Eds). (2008) Monografía “Efecto de los cambios globales sobre biodiversidad”. Buenos Aires. 2008. ISBN 978-987-05-5533-9, 294 p.

Anexo 1. Breve caracterización de los humedales seleccionados

Ciénaga de Zapata

La Ciénaga de Zapata es el humedal más grande y mejor conservado del Caribe insular, con la mayor área de pantanos y marismas de Cuba y considerables extensiones de bosques. Este humedal ocupa todo el extremo sur de la provincia de Matanzas, tiene una longitud de 175 km. de Oeste a Este, entre Punta Gorda y Jagua; un ancho máximo de 58 km. de Norte a Sur desde el poblado de Torriente hasta Cayo Miguel y un ancho promedio de 14 a 16 km. Se reconoce como distrito Fito geográfico debido a su particular flora. En la Ciénaga de Zapata se encuentran un total de 17 formaciones vegetales, según Del Risco (1978) y aportes de Oviedo (2005) en el Plan de Manejo de la Reserva de la Biosfera Ciénaga de Zapata. Se estima que existen alrededor de 1000 especies de plantas autóctonas, distribuidas en 110

familias; destacándose 115 endémicos cubanos, de ellos 5 locales y alrededor de 30 especies raras o en peligro de extinción. En la fauna se destaca por la diversidad de especies de aves, fundamentalmente migratorias, y por la existencia de endémicos locales amenazados con una restringida distribución dentro del área. La fauna está representada por 15 especies de mamíferos, 258 de aves, 43 de reptiles y 16 de anfibios, así como una gran variedad de peces, insectos y otros invertebrados. Entre las especies de animales se destacan 5 endémicas locales y 16 en peligro de extinción. Esta región es además uno de los refugios más importantes de 65 especies de aves migratorias (Amorín et al., 2002). Tiene una población de 9423 habitantes (ONE, 2011), de los cuales el 65% está considerado como urbano y el 35% como rural. Es el municipio de mayor extensión del país y menor poblado con una densidad de población, aproximadamente de 2,07hab/km². Las principales actividades económicas son la silvicultura, la apicultura, la pesca, la industria local y el turismo, todas ellas con bajo nivel de desarrollo y poco valor agregado por la falta de tecnologías apropiadas para el uso y manejo de los importantes recursos naturales de que dispone el territorio: forestales (madera preciosas), energéticos (turba y bosques), melíferos, pesqueros (cocodrilos, tortugas, crustáceos, mariscos) y paisajísticos. El territorio presenta un alto grado de vulnerabilidad ante los fenómenos meteorológicos extremos y el incremento del nivel del mar por cambios climáticos, debido a la poca altura sobre el nivel del mar, la ubicación de los asentamientos humanos en zonas costeras bajas, la exposición de las fuentes de abastos de agua a la intrusión salina, la fragilidad de su flora y fauna y el incremento de las actividades económicas.

Ciénaga de Lanier y Sur de la Isla de la Juventud

El humedal Ciénaga de Lanier y Sur de la Isla de la Juventud se ubica en el Archipiélago de los Canarreos al sur de la región occidental de Cuba. Está conformado por la Ciénaga de Lanier que atraviesa la parte central de la Isla de la Juventud en dirección oeste – este – nordeste desde la ensenada de Sigüanea hasta la boca oriental de Sanjuán. Presenta diversos biotopos entre los que se destacan el bosque semideciduo, la laguna arrecifal, placeros de pastos marinos, manglares y herbazales de ciénaga, entre otros. Toda esta región es considerada como un Área Protegida de Recursos Manejados. Posee en su interior varias zonas núcleo que contienen los elementos más representativos de la flora y fauna marina y terrestre del humedal, con varias especies endémicas. La llanura cársica del Sur de la Isla de la Juventud y el mar que lo rodea conforman un mosaico de ecosistemas de importancia local, nacional y de la región del Caribe dada su biodiversidad, paisajes, valores económicos y socio culturales que lo convierten en uno de los lugares. La mayoría de los fondos que conforman las playas sumergidas están situados dentro de las llamadas lagunas coralinas, limitadas por amplias y extensas barreras coralinas que se encuentran entre los 500 y 1000 m de la línea de costa. Aunque en la actualidad la asimilación económica de este humedal es muy baja, se espera en el futuro un aumento del desarrollo de la actividad turística. La flora está representada por 556 especies de plantas superiores y 13 especies de helechos; con un endemismo de aproximadamente 105 especies, de ellas tres estrictas para el Sur. La fauna se destaca por su diversidad y el grado de endemismo de algunos grupos como: moluscos terrestres de los que se reportan al menos 23 formas, dos de ellas endémicas propias de esta localidad; las aves, que están bien representadas, con especies relevantes desde el punto de vista científico, biológico, estético y cinegético, presentes en 52 especies que se clasifican como residentes locales, de ellas 15 se reportan como endémicas; los reptiles (20 especies reportadas) con seis subespecies endémicas de la localidad; y los mamíferos, representados por la presencia de los capromidos con tres formas, dos subespecies endémicas y una especie estricta para la localidad.

La fauna marina sobrepasa las 1500 especies entre peces, corales (más de 45 especies), Antipatarias, gorgóneas, esponjas, crustáceos, quelonios, moluscos, gusanos de mar (31 especie solamente en Punta del Este), etc.

Los núcleos poblacionales dentro del área son Cocodrilo con 300 habitantes, Cayo Piedras con 20 habitantes.

Buena Vista

El humedal Buena Vista se ubica al Norte de la región central de Cuba, en las provincias Villa Clara, Sancti Spíritus y Ciego de Ávila. En este humedal están presentes 12 formaciones, con más de 263 especies inventariadas hasta la fecha que representan a 145 géneros y 64 familias. En el área han sido identificadas 429 especies de fauna que representan a 340 géneros y 170 familias; los invertebrados con 267 especies y los vertebrados 162. Se registran para la fauna 81 especies y subespecies endémicas, de ellas 10 con distribución local y 2 regionales. El alto grado de carsificación ha originado numerosas

cuevas de origen freático, de formas horizontales, con abundantes dolinas, destacándose por la densidad de cuevas Cayo Caguanes, cuyo sistema cavernario, de 35 cuevas alcanza más de 11 km de galerías en 114 ha de extensión, por lo que este cayó posee uno de los mayores índices de cavernosidad de Cuba.

Los pobladores locales, tradicionalmente se han servido de los recursos naturales del humedal, los mayores usos económicos del sitio son agrícola, forestal, pesquero, apícola y recreativo, estas actividades han influido negativamente en la conservación del área, por constituir actividades tradicionales realizadas desde épocas pasadas de forma incontrolada, cuando aún no existían normas ambientales que regularan la actividad. En la actualidad, este proceso ha comenzado a revertirse a partir de la reorganización de la Administración Central del Estado, la implementación de nuevas normas legales que han influido en la regulación de estas actividades, así como el apoyo de los organismos y la comunidad, y la aprobación del humedal como Reserva de la Biosfera y declararse su área núcleo como el Parque Nacional.

Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila

El Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila se encuentra ubicado al norte de la provincia Ciego de Ávila (en la región central del país), abarcando la mayor parte de la costa, zona marítima inmediata y cayos adyacentes de esta zona. Incluye dos acuatorios naturales, Lagunas de La Leche (con la característica de ser una laguna costera tipo albufera única en el país) y La Redonda, además de los aguachales del sur de la Loma de Cunagua, donde mantienen de forma permanente un volumen de 250 millones de m³ de agua. En el humedal existen siete áreas protegidas propuestas, de ellas 3 con categoría de refugio de fauna, principalmente de aves migratorias, especies endémicas y en peligro de extinción. Desde el punto de vista florístico existen especies endémicas y en peligro de extinción (*Copernicia Fallaense*, endémico local con categoría conservacionista de rara). La flora está representada por 82 familias, 225 géneros, 344 especies y 48 de plantas endémicas, 10 de las cuales aparecen reportadas en el catálogo de plantas cubanas amenazadas o extinguidas. La fauna cuenta con 251 especies de vertebrados terrestres, de los cuales 9 son anfibios, 7 de ellos endémicos; 28 reptiles, 21 de ellos endémicos, tres en peligro de extinción; 202 aves, de ellas 116 se corresponden con especies migratorias, 38 de ellas con poblaciones raras, 85 se corresponden con especies residentes, de ellas 28 son endémicos y 15 en peligro; los mamíferos están presentes en 12 especies, de las cuales 2 son endémicas.

Dentro del humedal se encuentra uno de los polos turísticos más importantes del país y es un substancial proveedor de recursos pesqueros.

Río Máximo-Cagüey

El humedal Río Máximo-Cagüey está ubicado en la vertiente norte de la región oriental de Cuba, en la provincia de Camagüey. Constituye un ecosistema costero marino, formado por numerosos cayuelos ubicados en zonas poco profundas en la desembocadura de los ríos Máximo y Cagüey. En el humedal existen 9 formaciones vegetales, dentro de ellas 132 especies de plantas superiores (22 son endémicas y 2 distritales) y 36 especies de aves (13 de ellas endémicas incluyendo dos géneros endémicos). Es el mayor sitio de nidificación del flamenco rosado (*Phonocopterus ruberruber*) en la región de las Antillas y el Caribe, además de incluir los sitios tróficos de alimentación y descanso de esta población. Es además, un refugio para muchas aves migratorias procedentes de Norte, Centro y Suramérica. Se reporta para el área la mayor población de cocodrilo de la costa norte de Cuba. Cuenta con una significativa población de manatíes, mamífero acuático en peligro de extinción (*Trichechus manatus manatus*). El derramadero del Cagüey es la localidad más significativa por su flora, aquí se encuentran representadas el 91,7 % de las especies del área protegida y el 77,7 % de los endémicos. Se reporta la existencia de la Jata de los murciélagos (*Coperniciavespertilionum* y *Trichilliapungens*) especies categorizadas como raras. La población más cercana es el poblado de La Gloria, de 1000-2000 habitantes, y se encuentra a menos de 3 Km de distancia (Instituto de Geografía, 1989).

Delta del Cauto

El humedal Delta del Cauto (Humedal Ciénaga de Birama) es el más extenso y complejo sistema deltaico de Cuba y uno de los más importantes del Caribe. Está conformado por un complejo de estuarios, lagunas, marismas y pantanos, siendo el producto final del más grande sistema fluvial cubano (Río Cauto). Sus esteros, lagunas y zonas abiertas constituyen paisajes de singular belleza, lo que unido a su relativa inaccesibilidad, ha hecho posible que esta área haya sido poco antropizada. Predominan los manglares con un notable grado de conservación, se desarrollan poblaciones de hasta 30 m de altura. Presenta la segunda área de manglares y otros ecosistemas de humedal del país. Es un sitio de alta

diversidad biológica y endemismo, la fauna está representada con 143 especies, siendo las aves el grupo mejor representado, con 105 especies de aves, distribuidas en 18 órdenes, 43 familias y 112 géneros, 8 especies de aves endémicas, habitan en el área, dos especies de anfibios, se presentan unas 17 especies de reptiles, encontrándose el endémico local Lagartija de Birama (*Anolis birama*), restringido a las márgenes del cauce interior del río Cauto. El grupo mejor representado de la fauna es el de las aves con 105 especies. Es uno de los mayores reservorios de aves acuáticas del país, destacándose el Flamenco Rosado, el cual utiliza el área para su reproducción con unos 3 sitios de nidificación y una población de más de 35000 ejemplares. Este humedal juega un importante papel en el balance de sustancias y energía lo que hace que el Golfo de Guacanayabo sea una de las zonas de pesca de plataforma más ricas y productivas del país.

Humedal Istmo de Guanahacabibes

La cuenca del Humedal Istmo de Guanahacabibes se localiza en los municipios Sandino y Guane, en la parte más occidental de la provincia de Pinar del Río. Ocupa un área de 67 000 ha donde los ecosistemas de humedales representan el 25%. Se encuentra en una depresión estructural en el límite de dos bloques neotectónicos, su relieve es de llanura baja a muy baja. La hidrología del área es compleja; existe un acuífero superficial en la cobertura areno-arcillosa y un acuífero subterráneo confinado en el basamento de rocas carbonatadas. Este humedal tiene particularidades que lo hacen único en Cuba al estar ubicado en una zona ístmica y conformar la mayor llanura lacuno-palustre del país, con cerca de dos millares de cuerpos de agua de diferentes dimensiones, teniendo en cuenta no sólo los cuerpos de agua permanentes, sino los estacionales y áreas inundadas ocasionalmente. Otra característica distintiva es la existencia de una alta diversidad de ecosistemas en un reducido espacio, destacándose los manglares, bosque de ciénaga, pinares sobre arenas blancas, bosque siempreverde micrófilo, herbazales de ciénagas, delta y lagunas dulces, salobres y saladas; se reportan 824 especies vegetales, incluyendo las acuáticas y palustres con un 31% de endemismo y un conjunto apreciable de especies y subespecies de la flora y la fauna que representan endemismos locales del área, los cuales son raros y muy vulnerables por estar en ecosistemas muy frágiles.

Anexo 2. Principales presiones de los humedales seleccionados

Istmo de Guanahacabibes

- Laboreo minero (extracción de materiales de construcción)
- Tala y quema de vegetación de sabana arenosa para desarrollo agrícola y producción de carbón vegetal.
- Extracción de Guano Prieto para la construcción de cercados y artes de pesca
- Introducción de especies exóticas por desarrollo agrícola y forestal
- Caza y pesca ilícitas. Deficiente control de las autoridades locales. Insuficiente educación y conciencia ambiental. Necesidad de alimentos.
- Descargas y escurrimientos de agroquímicos procedentes de las actividades agrícolas.
- Descargas directas de aguas residuales de la actividad humana por insuficiente cobertura de alcantarillado.
- Regulación hídrica para el cultivo de arroz.
- Falta de mantenimiento y uso intensivo de las vías de comunicación.
- Incorrecta ubicación de las fuentes de abasto de agua (pozos artesanales) y las letrinas sanitarias.
- Carencia de alcantarillado y evacuación mediante letrinas y descargas libres.
- Predominio de viviendas con cubiertas ligeras en estado regular y malo.
- Ausencia de sistemas de recolección y tratamiento de desechos.

Ciénaga de Lanier – Sur de la Isla de la Juventud.

a) Presiones dentro del sitio

- Actividad minera. La actividad minera se realizaba para la extracción de calizas cerca de Cayo Piedras. En estos momentos aunque se mantienen las instalaciones no se realiza la actividad minera, pero existe la posibilidad en un futuro que se vuelva a explotar el área.
- Incendios forestales. Se presentan con cierta periodicidad debido a las tormentas eléctricas o por actividades humanas.

- Pesca y caza furtiva. Aunque existe un cuerpo de guardabosques en la zona, siempre existe la posibilidad de cazadores furtivos que entran al área a cazar o pescar sin permiso.
- Turismo. Existe un turismo incipiente en el área, pero es posible que en un futuro próximo se extienda el desarrollo turístico a mayor escala con instalaciones habitacionales, dado los valores naturales, playas y arrecifes coralinos de la zona.
- Pesca comercial. Existe una cooperativa pesquera en la comunidad de Cocodrilo con pequeñas lanchas y de forma artesanal.
- Explotación forestal. Esta actividad se realiza a pequeña escala, sobre la base de los planes de manejo y talas selectivas.

b) Presiones en zona circundante

- Represamiento de ríos. Existe un grupo de presas al Norte de la ciénaga que represan abundante agua para garantizar el abasto de la población del municipio, el riego a las áreas agrícolas y las necesidades de la industria, limitando el aporte de agua dulce a la ciénaga.
- Existió una arrocera al Norte de la ciénaga que se desactivó posteriormente.
- Existe ganadería al Norte de la ciénaga, parte de la cual se interna en el área.
- Incendios forestales. El sitio es muy vulnerable a la ocurrencia de incendios forestales ya que en esta zona existe grandes zonas de pastizales por donde circulan muchas personas.
- Huracanes. La zona es afectada frecuentemente por el paso de los huracanes en la época del verano.
- Variabilidad y cambio climático. El área está sufre las afectaciones por el ascenso del nivel del mar, sequías y otros cambios de las variables climáticas.

Buenavista.

Los factores adversos que afectan o pueden afectar el humedal están relacionados con la acción del hombre, ya sea por el uso inadecuado de los recursos naturales del humedal, el manejo inadecuado de la cuenca de alimentación, o el uso socioeconómico descontrolado, principalmente:

- Explotación agrícola y forestal. El plan de ordenamiento forestal requiere ser actualizado.
- Ganadería. Se dedican grandes extensiones al pastoreo de ganado vacuno que limitan con el bosque de manglar, el ingreso del ganado por diversas causas al bosque ocasiona serias afectaciones a la estructura del suelo por compactación y a la vegetación sobre todo a la regeneración natural.
- Pesca. Se practica la pesca, tanto la comercial como no comercial, con graves afectaciones a las especies marinas debido al uso de artes de pesca no adecuados, sobreexplotación violaciones de las regulaciones ambientales, se hace muy difícil la protección por carecer de los medios necesarios para ello.
- Contaminación. Vertimiento de residuales por la industria azucarera y el desarrollo turístico.

Otros aspectos adversos están relacionados con las ineficiencias del manejo lo que aumenta la vulnerabilidad del humedal ante las amenazas descritas, entre ellos se encuentran:

- la falta de personal y medios necesarios para garantizar la protección de los recursos naturales.
- la carencia de la infraestructura necesaria para el manejo y la protección.
- La inaccesibilidad de algunos sectores.

Norte de Ciego de Ávila.

Las actividades económicas que ejercen presión de manera directa o indirecta sobre el humedal son las siguientes:

- Pesca y Acuicultura.
- Silvícola - Forestal

- Turismo
- Desarrollo hidráulico.
- Agroindustria azucarera.
- Ganadería
- Apicultura
- Caza

En la década del 30, se ejecutó el Canal de Chicola para el transporte del azúcar procedente de los centrales azucareros aledaños, el cual vinculó al mar a la Laguna de la Leche, que junto a otros factores, contribuyó, a la salinización de las aguas de la Laguna.

Por otra parte, hasta mayo de 1988 dicho embalse sufrió diversas transformaciones por el vertimiento de residuales industriales, agropecuarios y domésticos que aceleraron notablemente la degradación del ecosistema.

El proceso de sedimentación producido por el aporte de los numerosos canales y arroyos que desembocan en la Laguna y que transportan los productos de la erosión de la cuenca y los residuales, aceleró el crecimiento de una gruesa capa de cieno en su fondo.

A partir 1985 con vistas al desarrollo turístico del Archipiélago Sabana-Camagüey, se comenzó la construcción de obras hidrotécnicas que enlazaran a Cuba con la cayería, quedando terminados en 1989 los pedraplenes Turiguanó - Cayo Coco y Cayo Coco - Paredón Grande, los cuales han provocado afectaciones en algunos de los parámetros físico-químicos, así como en las comunidades bióticas allí presentes.

Debido a estos cambios la producción pesquera se afectó sustancialmente, la cual fue asociada al deterioro de las condiciones ambientales de la bahía debido a la construcción de pedraplenes sobre la plataforma marina.

Río Máximo

Como resultado de la política de desarrollo hidráulico y agrícola en la cuenca del Río Máximo se construyeron obras hidráulicas, sistemas de embalse y de canales, un trasvase de agua hacia la cuenca San Pedro con el objetivo de abastecer a la ciudad de Camagüey, una estación de alevinaje, entre otras obras. Estas acciones sentaron la base para impulsar planes de cultivos varios, agricultura cañera, industria azucarera, acuicultura, ganadería y la actividad forestal. Si bien los mismos garantizaron el avance incuestionable del territorio, trajeron aparejados problemas ambientales tales como: la insuficiente disponibilidad y contaminación del agua para el ecosistema del humedal, la degradación de los suelos, las afectaciones de la cobertura boscosa y la pérdida de la biodiversidad.

La insuficiente disponibilidad de agua se relaciona con la regulación hídrica debido a la construcción de tres embalses, cinco micropresas, tres derivadoras y canalizaciones. Además, esta situación se ha visto agravada por los efectos de las intensas sequías que han provocado una reducción en las lluvias con respecto a los valores históricos, acentuada en el año 2004 con un déficit de 567.8 mm.

Un indicador de los efectos de la sequía fue la disminución drástica de la cantidad de nidos y crías de flamencos en el período 2004 - 2005, en éste último año no existió nidificación por encontrarse totalmente alterado el equilibrio ecológico en el refugio de fauna Río Máximo.

La calidad del agua está afectada por la existencia de un grupo de fuentes contaminantes, incluyendo los asentamientos humanos. En los últimos años se ha ido logrando una reducción de la carga contaminante a valores prácticamente no significativos al entrar en funcionamiento obras de tratamiento de residuales en una unidad porcina y el Centro de Alevinaje, quedando aún por dar solución a los residuales domésticos de pequeños asentamientos humanos en la cuenca que aún disponen sus residuales sin tratar a las corrientes superficiales y al manto freático.

Tanto la contaminación e insuficiente disponibilidad del recurso agua, como el proceso de degradación de los bosques, han tenido una alta incidencia en la pérdida de la diversidad biológica, con énfasis en la cuenca baja, donde se concentran los mayores valores de ésta.

Evidentemente, la construcción de embalses y el despliegue de la actividad agrícola y acuícola para la producción de alimentos, fue un paso necesario para garantizar el desarrollo económico y social en este

territorio. Sin embargo, la falta de conocimientos y de capacidad para evaluar las principales interrelaciones condujo a la aplicación de políticas sectoriales, en lugar de respuestas integrales.

Delta del Cauto

El humedal tiene una marcada dependencia de los cursos de agua superficiales, las afectaciones a la cuenca del Cauto, su principal aporte hídrico, puede repercutir negativamente en la conservación de los valores naturales del humedal. Los principales factores adversos que afectan la ecología se relacionan con procesos de salinización, erosión y pérdida de la calidad de las agua. A continuación se relacionan los principales problemas e impactos:

- Incendios forestales
- Deforestación por tala indiscriminada.
- Extracción de materiales de construcción. Áreas de cultivo.
- Caza ilegal de especies de la fauna.
- Pastoreo indiscriminado.
- Desvió del río Cauto por la laguna de los Tablones.
- Construcción del dique de la laguna de Leonero.
- Canal del establecimiento de camaricultura que desemboca en la laguna de las Playas y otro que lo hace en el río Cauto.
- Construcción de instalaciones turísticas y de establecimientos pesqueros.
- Construcción de innumerables canales que drenan a la ciénaga.
- Introducción de especies.
- Construcción de viales dentro del área.
- Aplicación de productos químicos en las industrias arrocera y azucarera.
- Desechos del proceso industrial vertidos al medio.
- Diseminación de semillas de marabú por ganadería no controlada. Efectos producidos por la acción costera (vertimiento de hidrocarburos, arrastres de chinchorros, ruidos, etc. que causan efectos sobre la fauna).
- Pesca en esteros y lagunas interiores.
- La construcción de la presa de Cauto del Paso, al almacenar grandes volúmenes de agua, afecta el cauce normal del río, que junto a otros factores han incidido en la salinización de las zonas más cercanas a la desembocadura.

Ciénaga de Zapata

En el territorio de la Ciénaga de Zapata confluyen tanto las presiones generadas dentro del humedal como fuera de sus límites. Entre las primeras se destacan la construcción de canales y pozos, el desarrollo forestal, turístico, la pesca, la afluencia al humedal de las aguas contaminadas con agroquímicos, la ocurrencia de incendios forestales, la variabilidad y cambio climático (aumento de sequías, huracanes), el aumento de especies invasoras, la discordancias entre la política de desarrollo socioeconómico y la sostenibilidad ambiental, económica y social del territorio.

Entre las presiones generadas fuera del humedal figuran la construcción de embalses y trasvases, el desarrollo agrícola, la acuicultura en embalses, entre otras.

La construcción de embalses en la zona de recarga de la ciénaga, sistemas de drenaje y pozos y el incremento de la explotación de los acuíferos adyacentes a la Ciénaga, constituye un serio problema para el mantenimiento de las funciones ecológicas de este humedal.

La variabilidad climática, especialmente las sequías alternadas con los huracanes, así como los incendios estrechamente relacionados con estos eventos figura entre las principales presiones del territorio por la severidad de sus efectos sobre de los sitios de refugio, alimentación y reproducción de la fauna en general, con la correspondiente pérdida de hábitas de numerosas especies y deterioro de la biodiversidad. La sequía, como factor negativo para los manglares, provoca la elevación de la salinidad, la que puede ser letal para el ecosistema si se produce con rapidez o si es muy intensa.

La introducción de especies invasoras constituye una seria presión para la biodiversidad de este territorio y es considerada como una problemática de máxima prioridad.

INFLUENCIA DE LOS CAMBIOS AMBIENTALES SOBRE LAS POBLACIONES DE PECES EN ECOSISTEMAS LÉNTICOS DE LA LLANURA PAMPEANA (ARGENTINA).

Environmental changes influence on fish populations in the lentic ecosystems of pampean plain (Argentina).

Alejandra V. Volpedo^{1,2*}; Esteban Avigliano^{1,2} y Alicia Fernández Cirelli^{1,2}

¹ Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua, Instituto de Investigación de la Universidad de Buenos Aires. FVET-UBA. Av. Chorroarín 280 CP (1427) Buenos Aires, Argentina

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

*avolpedo@fvet.uba.ar

RESUMEN

La llanura pampeana en Argentina es una de las grandes planicies a nivel mundial, cuya escasa pendiente hace que existan numerosos cuerpos de agua lénticos, en los que la influencia de los cambios ambientales es notoria. Estos cambios se deben a la variabilidad climática histórica (periodos húmedos y secos), a cambios estacionales anuales, y a cambios en el uso del suelo producto de la intensificación de las actividades agropecuarias. Estos ciclos húmedos y secos producen cambios en la calidad del agua de los ecosistemas y en la biota. En estos cuerpos de agua, la especie comercial más importante es el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), que es el segundo recurso pesquero de agua dulce más importante de la provincia de Buenos Aires. En este contexto, este trabajo plantea un análisis de la influencia ambiental en cuerpos de agua de la llanura pampeana (Laguna de Chascomús y Lago Chasicó) con diferentes características físico-químicas, biológicas y geomorfológicas y su impacto en los diferentes niveles de organización biológica (individuos, población y comunidades) relacionados al pejerrey. Los resultados hallados evidencian que en ambos cuerpos de agua se observan cambios ambientales en diferente escala temporal, los cuales se reflejan en cambios en las comunidades debido a alteraciones en el funcionamiento de las tramas tróficas (disminución de los ítems presa-macrozooplancton y aumento del fitoplancton); cambios poblacionales (disminución de abundancia de pejerreyes) y cambios en los individuos (alteraciones morfológicas y morfométricas en estructuras anatómicas como los otolitos).

Palabras clave: cambios ambientales, peces, llanura pampeana

SUMMARY

The Pampa in Argentina is one of the Great Plains worldwide; its low slope contributes to the presence of numerous lentic water bodies, in which the influence of environmental changes is relevant. These changes are due to historical climate variability (humid and dry periods), yearly seasonal changes, and changes in the land-use for intensification of agricultural activities. These wet and dry cycles produce changes in water quality of ecosystems and its biota. In these water bodies, the most important commercial species is the silverside (*Odontesthes bonariensis*), the second largest freshwater fishing resource in the province of Buenos Aires. In this context, this

work proposes analyzing environmental influences in water bodies of the pampean plain (Laguna de Chascomús and Lago Chasicó) with different physico-chemical, biological and geomorphological characteristics and their impact on the different levels of biological organization (individuals, population and communities) related to the silverside.

The results show, for both water bodies analyzed, that environmental changes occur at different temporal scales. This is reflected in variations in communities due to disturbances in the functioning of the trophic patterns (decrease of prey - macrozooplankton items and increase of phytoplankton); population changes (abundance decrease of silverside) and changes in individuals (morphological and morphometric alterations in anatomical structures such as otoliths).

Key words: environmental changes, fishes, pampean plain

INTRODUCCIÓN

La llanura pampeana es una de las grandes planicies a nivel mundial. Su escasa pendiente y su geomorfología (Iriondo, 2004) hacen que el escurrimiento de las aguas, producto de las precipitaciones, sea relativamente lento y por lo tanto se forme un macrosistema de humedales entre lagunas, bañados, ríos, arroyos, canales y cañadones. La provincia de Buenos Aires posee 525 lagunas permanentes y 904 temporarias (Toresani *et al.*, 1994). Este mosaico de humedales posee características singulares como gran complejidad, variabilidad hídrica y gran extensión geográfica, funcionando como una trampa de nutrientes, por transformaciones químicas, procesos de concentración y liberación, dependiendo de la existencia de precipitaciones, el escurrimiento, la contribución de los ríos y el flujo de agua subterránea (Iriondo, 2004).

Los cuerpos de agua de la llanura pampeana presentan características físico-químicas (salinidad, conductividad, composición de elementos mayoritarios y minoritarios, nutrientes), biológicas (comunidades de zooplancton, fitoplancton, peces, entre otros) y geomorfológicas (origen geológico, forma de cubeta, entre otras) diferentes y están influenciados por cambios ambientales (Quirós *et al.*, 2002; Miretzky *et al.*, 2000; 2001; Miretzky & Fernández Cirelli, 2004; Diovisalvi *et al.*, 2010; Volpedo & Fernández Cirelli, 2012). Estos cambios se deben a la variabilidad climática histórica (periodos húmedos y secos), a cambios estacionales anuales, y a cambios en el uso del suelo producto de la intensificación de las actividades agropecuarias (Fernández Cirelli *et al.*, 2006; Quirós *et al.*, 2006; Volpedo *et al.*, 2009).

La variabilidad climática histórica se ha registrado desde principios del siglo XX y determina la existencia de periodos húmedos y secos en intervalos de 40-60 años (Sierra & Pérez, 2006).

En los periodos húmedos, el incremento de las precipitaciones produce un aumento significativo de la superficie de los cuerpos de agua, produciendo inundaciones extraordinarias y en los periodos secos la superficie de los espejos de agua de estos ecosistemas se reduce drásticamente, desapareciendo en algunos casos. Estos ciclos húmedos y secos producen cambios en la calidad del agua de los ecosistemas y en la biota. En estos cuerpos de agua la especie comercial más importante es el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) que es el segundo recurso pesquero de agua dulce de la provincia de Buenos Aires. Esta especie posee una amplia plasticidad ecológica por lo cual es la especie más empleada para reproducción artificial y repoblación por lo que se halla difundida mediante estas prácticas en casi todos los ambientes cerrados de agua dulce (Somoza *et al.*, 2008; Tombari & Volpedo, 2008).

En este contexto, este trabajo plantea un análisis de la influencia ambiental en dos diferentes cuerpos de agua de la llanura pampeana (Laguna Chascomús y el Lago Chasicó) y su impacto en los diferentes niveles de organización biológica (individuos, población y comunidades) relacionados al pejerrey.

INFLUENCIA AMBIENTAL SOBRE LAS POBLACIONES DE PEJERREY EN DISTINTOS CUERPOS DE AGUA DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

El pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) es una especie emblemática de la llanura pampeana, tanto por su importancia comercial como ecológica, y está presente en la mayoría de los cuerpos de agua bonaerenses. Posee una amplia plasticidad ecológica, lo que le permite habitar aguas con un rango amplio de conductividad ($520 - 19,20 \mu\text{S cm}^{-1}$, Gómez *et al.*, 2007). Es un predador visual, se alimenta de zooplancton pero puede alimentarse de otros ítem alimenticios ocasionalmente y alcanza una talla máxima de 50 cm, aproximadamente (Grosman, 1995; Colautti & Remes Lenicov, 2000).

Además esta especie es uno de los taxones clave en los ecosistemas lénticos bonaerenses, aunque su abundancia en las últimas décadas ha disminuido en los diferentes cuerpos de agua. Es por eso que en este trabajo se seleccionó a esta especie, como un indicador de cambios ambientales en cuerpos de agua bonaerenses.

Los cuerpos de agua seleccionados para este trabajo y donde habita el pejerrey son la Laguna Chascomús y el Lago Chasicó (Figura 1). Estos sistemas acuáticos representan dos patrones totalmente diferentes (físico-químicos, biológicos y geomorfológicos) entre los cuerpos de agua bonaerenses (Conzonno & Fernández Cirelli, 1997; Volpedo & Fernández Cirelli, 2012). Se hallan en dos regiones de características ambientales diferentes: la Pampa Deprimida (Laguna Chascomús) y una zona de transición entre la región Pampeana y la Patagonia (Lago Chasicó).



Figura 1. Ubicación de la Laguna Chascomús (CHS) y Lago Chasicó (CHO).

La Laguna de Chascomús se ubica en el nordeste de la provincia de Buenos Aires a una altitud de 6,53 m s.n.m y pertenece al Sistema de las Encadenadas de Chascomús. Es el cuerpo de agua más emblemático de la provincia de Buenos Aires, y ha sido estudiada desde el siglo pasado (Ringuelet, 1942; Yacubson, 1965; Ronderos *et al.*, 1967; Tell, 1973; Merlassino & Schnack, 1978; Conzonno & Claverie, 1990; Conzonno *et al.*, 1991; Dangavs *et al.*, 1996; Conzonno & Fernández Cirelli, 1995, 1996, Fernández Cirelli & Miretzky, 2004; Laprida & Valero-Garcés, 2009; Diodisalvi *et al.*, 2010). Es una típica laguna pampásica cuyas características son: ser una cubeta originada por deflación eólica, poseer un perfil actual en “palangana”, una escasa profundidad (1.9 m), carecer de ciclo térmico definido y de estratificación persistente, poseer un sedimento propio que difiere del suelo emergido circundante, y no presentar una diferenciación entre la zona litoral y la central de la laguna (Ringuelet, 1962; Conzonno & Fernández Cirelli, 1997). Esta laguna sufre cambios periódicos producto de las inundaciones y sequías, los cuales han sido registrados en los últimos 500 años en base a indicadores sedimentológicos y biológicos (ostrácodos) por Laprida & Valero-Garcés (2009).

El Lago Chasicó está localizado en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina, Figura 1). Es un cuerpo de agua léntico que posee la particularidad de estar 20 m bajo el nivel del mar, siendo único en este sentido en Sudamérica. Pertenece a un sistema endorreico y con un solo afluente, el Arroyo Chasicó. Este lago presenta características diferentes a las lagunas pampásicas, posee un origen geomorfológico combinado tectónico-eólico, su perfil es en forma de “U” y una profundidad importante (12 m), significativamente mayor a la profundidad media de las lagunas pampásicas. Esta característica permite sugerir la posibilidad de la existencia de un gradiente térmico (Volpedo y Fernández Cirelli, 2012).

a) Influencia ambiental sobre el pejerrey de la Laguna Chascomús

El pejerrey se captura deportivamente en la Laguna Chascomús desde 1950 y comercialmente se lo capturó hasta la década del 70 aproximadamente. Las estadísticas de pesca comercial cuantificaron la extracción de 20 a 50 toneladas anuales para las décadas del 50 y del 60 (Ringuelet, 1964), teniendo la población de pejerreyes de la laguna una alta productividad hasta la década de 1970 (Sendra, 2003).

Los primeros trabajos sistematizados sobre riqueza ictícola de esta laguna fueron realizados por Alaimo & Freyre (1969) y Freyre (1970).

En las últimas décadas se ha producido una disminución en la captura del pejerreyes, de casi en un 50%, aumentando la proporción de otras especies como el bagarito (*Parapimelodus valenciennes*), las viejas de agua (*Plecostomus* sp.), el sabalito (*Cyphocharax voga*) y la carpa (*Cyprinus carpio*) (Tabla 1).

	1969	1984	1995	2001	2007	2012
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Bagarito	9	12	20	30	28,2	30,1
Vieja de río	9	15	50	17	15	12,3
Sabalito	2	3	9	38	38,9	41
Pejerrey	60	35	3	11	10	9,8
Carpa	-	-	4	7	6	8,1
Otras especies	20	35	20	20	20	20

Tabla 1. Tendencias porcentuales de las principales especies capturadas en la Laguna Chascomús. (1) Alaimo & Freire (1969); (2) Maroñas, 1984; (3) y (4) Beresain *et al.*, 2005; 2007; (6) Este trabajo 2012.

En el caso particular del bagarito, la abundancia de esta especie aumentó significativamente, mientras que el pejerrey disminuyó (Barla, 1991; Padín *et al.*, 1991; Freyre *et al.*, 2003; Beresain *et al.*, 2005). Cabe destacarse que el bagarito es también un planctófago y por lo tanto, potencial competidor del pejerrey, sin embargo no es una especie de importancia comercial ni deportiva por la baja calidad de su carne.

Freyre *et al.* (2003) y Beresain *et al.* (2005) pudieron comprobar que en la Laguna Chascomús se presentan históricamente variaciones supra-anales y estacionales en la comunidad de peces. Dichas variaciones serían afectadas por diferentes factores como la competencia plancton-hidrófitas, los cambios en el plancton y en la calidad y nivel del agua.

Maroñas (1984) halló cambios en la abundancia del plancton, principal presa de los pejerreyes en dicho cuerpo de agua. Esto, conjuntamente con los cambios en la turbiedad del agua por aporte de materia orgánica y nutrientes producto de la intensificación agropecuaria (Conzonno & Claverie, 1990; Fernández Cirelli *et al.*, 2006; Volpedo *et al.*, 2009) afectan drásticamente a la población de pejerreyes, ya que esta especie es un predador visual (Boveri & Quiros, 2002).

Estos cambios pueden esquematizarse en la Figura 2. En el periodo donde predominaban los peces piscívoros, estos regulaban la cantidad de peces zooplantívoros que a su vez controlaban la abundancia y biomasa de zooplancton de mayor tamaño que regulan al fitoplancton, y por eso las aguas en este momento del cuerpo de agua poseen una mayor transparencia (Figura 5a). En el periodo en que la abundancia de los peces piscívoros disminuye considerablemente (Figura 5b), los peces zooplantívoros cuyos ítems presa son zoopláncteres pequeños, predominan (por ejemplo el bagarito). Al disminuir el zooplancton porpredación, las comunidades de fitoplancton aumentan su biomas en el cuerpo de agua y disminuye la transparencia del agua, aumentando la turbidez y cambiando las condiciones del ecosistema acuático.

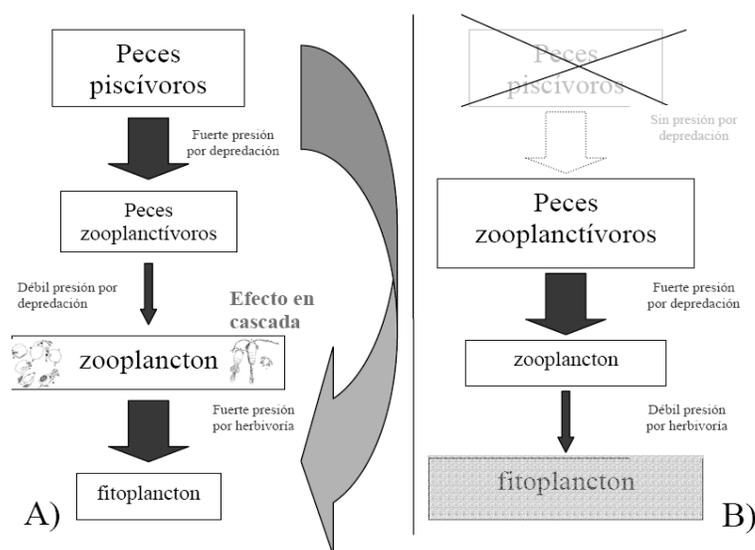


Figura 2. Esquema de interacciones tróficas en la laguna Chascomús cuando predominaban los pejerreyes (A) y en la actualidad (B).

A nivel individual, una de las estructuras que refleja los cambios ambientales en los peces son los otolitos.

Los otolitos de los peces teleósteos son cuerpos policristalinos compuestos principalmente por carbonato de calcio precipitado en forma de aragonita y pequeñas cantidades de otros minerales inmersos dentro de una matriz orgánica (Gauldie, 1993; Campana, 1999). El agregado de calcio es un proceso extracelular que se encontraría regulado hormonalmente e influenciado por variaciones en la temperatura ambiental. Los otolitos poseen una morfología específica para cada especie (Hecht, 1987; Volpedo & Echeverría, 1997; Tombari *et al.*, 2000; Tuset *et al.*, 2008) y son conservativas ya que el material que los compone no se reabsorbe ni altera (Casselman, 1987).

En la última década se comprobó que los otolitos reflejan en su morfología, morfometría y en algunos casos en su composición química, el ambiente que los peces frecuentan (Lombarte & Cruz, 2007; Ma *et al.*, 2008; Volpedo *et al.*, 2008; Volpedo & Fuchs, 2010; Avigliano & Volpedo, 2012).

En el caso de los otolitos de los pejerreyes de la Laguna de Chascomús, un estudio reciente (Tombari *et al.*, 2012) determinó la presencia de modificaciones del patrón morfológico típico del otolito la especie. Estos autores hallaron que la morfología de los otolitos (N=85) de los pejerreyes de la Laguna de Chascomús capturados en la década del 90 presentaban bordes irregulares, la presencia de un punto culminante más destacado en la mitad del borde dorsal, el ostium en forma de copa y la cuada estrecha y alargada. Esta morfología difiere del patrón morfológico típico de los otolitos de los pejerreyes capturados en la década del 80 (Figura 3).

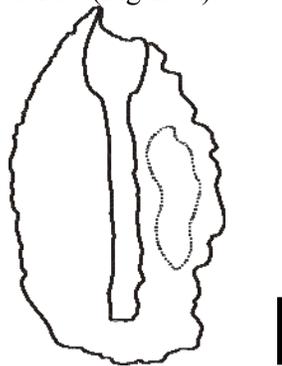


Figura 3. Patrón morfológico de los otolitos de pejerreyes de la Laguna de Chascomús capturado en la década del 90. Escala: 2 mm.

En relación a la morfometría, estos autores determinaron que la relación SL (largo estándar del pez) vs LO (largo máximo del otolito) en los peces capturados en la década del 80 fue de $LO = 0,64 + 0,02*SL$, ($R^2 = 0,90$) mientras que para los otolitos de los peces capturados en los 90 fue de $LO = 0,35 + 0,02*SL$ ($R^2 = 0,89$), no hallándose diferencias entre las pendientes, por lo que los otolitos crecerían a la misma velocidad. Sin embargo, los otolitos de los pejerreyes de la década del 80 son más grandes que los de la década de los 90 y no presentaron las alteraciones morfológicas mencionadas.

En relación a la pesquería de esta especie en la Laguna Chascomús, la población de pejerrey habría disminuido en su abundancia. Las anomalías a nivel de la morfología del otolito *sagitta* (en un valor próximo al 30%) (Tombari *et al.*, 2012) y los cambios morfométricos indicarían que los otolitos de los pejerreyes están modificándose desde las últimas décadas, lo que se corresponde con el periodo donde se han observado intensos cambios ambientales en la laguna.

b) Influencia ambiental sobre el pejerrey del Lago Chasicó

El Lago de Chasicó posee la biomasa de pejerreyes más importante de la llanura pampeana (Berasain *et al.*, 2007), por lo que la pesca en este cuerpo de agua es una de las actividades principales en la región. La población de pejerreyes de este lago habría ingresado a la laguna posiblemente durante una de las grandes crecidas a través de su único afluente, el arroyo Chasicó (Tsuzuki *et al.*, 2000; Kopprio *et al.*, 2010).

Los primeros trabajos sobre la población de pejerreyes del Lago Chasicó se reportan a partir de la década de los 90 (Beresain, 1997; Beresain & Barchiesi, 1998; Beresain *et al.*, 1999), siendo todos informes técnicos del Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires. En dichos informes se puede observar que si bien inicialmente la población de pejerreyes del Lago Chasicó era la más abundante de la provincia hasta aproximadamente 2007 (Colautti *et al.*, 2002; Remes Lenicov & Colautti, 2003; Remes Lenicov & Beresain, 2004; Berasain & Argerini, 2006, 2007) en los últimos años se están observando indicios de cambios en la pesquería, por ejemplo en la disminución de las capturas por esfuerzo en número y abundancia (Beresain, 2012).

El pejerrey es la única especie de pez presente en el lago debido principalmente a la alta salinidad ya que son pocas las especies dulceacuícolas tolerantes a concentraciones salinas similares al agua de mar. Las cadenas tróficas del Lago Chasicó están integradas por fitoplancton (dominan los flagelados-*Chlamydomonas spp.*, cianobacterias-*Nodularia spumigena*, *Planktothrix sp.*, *Oscillatoria spp.* y *Anabaena spp.*), zooplancton (dominado por copépodos- *Boeckella popoensis*, cladóceros- *Moina eugeniae* y rotífero *Brachionus plicatilis*) (Kopprio *com pers*). Esta población de peces se sustenta por la importante oferta alimenticia de zooplancton presente que le permite mantener biomásas superiores a 27 kg/ha y un potencial extraíble (longitud mayor a 245 mm) de 36 toneladas anuales o 4,95 kg/ha/año (Berasain *et al.*, 2007).

Este lago presenta ciclos de sequías e inundaciones. Los cambios ambientales relevados más importantes están asociados principalmente a la salinidad/conductividad y de la superficie (Kopprio *et al.*, 2010; Volpedo & Fernández Cirelli, 2012) (Tabla 1).

	1999 ¹	2003 ²	2004 ²	2010 ³
pH	8,84	8,64	8,7	8,75
Salinidad (g/L)	-	16,48	18,9	27,16
Conductividad (mS/cm)	30	25,2	27	38,80
Superficie (ha)	-	8500	8000	6820

Tabla 1. Comparación de parámetros fisicoquímicos del agua del Lago Chasicó. (1) Remes Lenicov *et al.* (1999), (2) Torres (2009); (3) Avigliano *et al.*, (2011).

Según Avigliano *et al.* (2011), los parámetros que presentaron mayor variación entre los periodos estudiados son la conductividad y la salinidad. La conductividad aumentó en un 65% aproximadamente desde 2003 a 2010, mientras que la salinidad lo hizo en un 30% desde 1999 a 2010. Por otro lado, la superficie del lago disminuyó un 20% aproximadamente desde el periodo 2003-2004 al año 2010 (Tabla 1), coincidiendo esto

con la disminución de precipitaciones, ya que en el periodo 2003-2004 estuvieron entre 590 a 950 mm y en 2010 en 468 mm según la base de datos del Servicio Meteorológico Nacional (estación meteorológica N° 221 38°23.011'S - 63°14.838'O, 2000-2010).

Estos cambios se han presentado desde hace décadas, Kopprio *et al.* (2010) señalan que en el año 1963 el lago era prácticamente una salina con 3100 ha y una salinidad cercana a 100 g/L, mientras que en 1980, debido a una gran crecida, incrementó su superficie hasta alcanzar 12000 ha y redujo su salinidad a 20 g/L. En los últimos 2 años, nuestro equipo de trabajo ha observado una disminución de la superficie del cuerpo de agua a menos de 7000 ha y una salinidad aproximada de 27 g/L (Avigliano *et al.*, 2011; Volpedo & Fernández Cirelli, 2012). La reducción de la superficie del lago sería el principal factor en el incremento de la salinidad y la conductividad.

En un trabajo reciente realizado por nuestro equipo de investigación se evidenció la presencia de variaciones morfológicas y morfométricas en los otolitos de pejerreyes (Avigliano *et al.*, 2011). Estas alteraciones en el patrón morfológico distintivo de la especie se presentaron en aproximadamente 18% de los ejemplares estudiados. Dichas alteraciones se presentan en la cara interna y externa del otolito, diferenciándose del patrón específico de la especie para el Lago Chasicó (Figura 4).

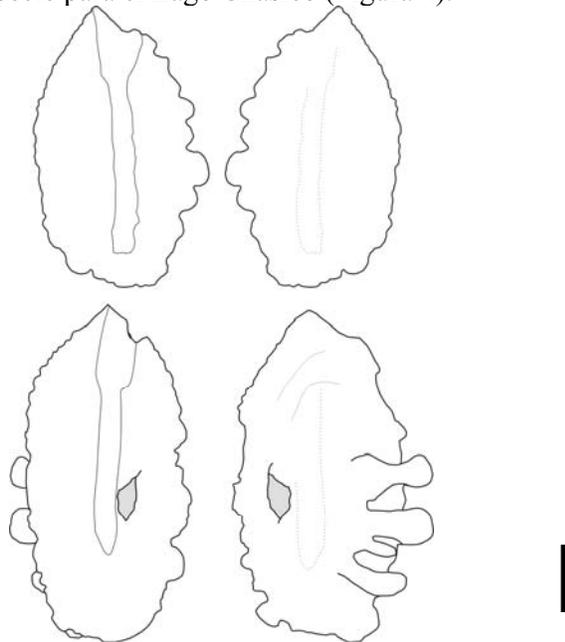


Figura 4. Patrón morfológico típico de los otolitos de pejerreyes del Lago Chasicó captura en 1998 (superior) y alteraciones morfológicas halladas en los otolitos capturados en 2010 (inferior). Escala: 2 mm.

Las alteraciones morfológicas observadas consistieron en la presencia de concreciones calcáreas distribuidas heterogéneamente, particularmente en la cara dorsal del otolito. En algunos casos, estas conspicuas concreciones dejan espacios en el otolito formando orificios que conectan la cara externa con la interna (Figura 4). Dichas variaciones morfológicas podrían ser provocadas por alteraciones en la deposición de carbonato de calcio que posiblemente estén relacionadas con un estrés causado, al menos en parte, por el importante cambio que sufrió el laguna en la última década, principalmente en cuanto al incremento de la conductividad (y por ende salinidad) por reducción en la superficie del espejo de agua. Esto indicaría la disminución en la circularidad del otolito. Dichos cambios podrían estar asociados a las variaciones diferenciales en la precipitación del carbonato de calcio, el cual se depositaría en mayor medida en el eje

longitudinal de la *sagitta*. Además, hay que considerar que también puede haber en el presente una población de pejerreyes de origen mixto, producto de la entrada de especímenes desde otros cuerpos de agua por medio del arroyo Chasicó en el periodo de inundaciones (Tsuzuki *et al.*, 2000; Kopprio *et al.*, 2010) y del aporte de ejemplares de la piscicultura local.

El crecimiento del otolito, en relación a las otras variables morfométricas estudiadas (LO/LT¹, AO/LT² y AS/AT³) no evidencia relevantes diferencias por lo que esta característica estaría regulada por factores endócrinos propios de la especie que serían conservativos a lo largo del tiempo.

El análisis morfométrico mostró que la relación entre el ancho y el largo de los otolitos los ejemplares capturados en las últimas décadas se ha modificado significativamente, teniendo un valor menor para el año 2010 comparativamente con la determinada para los otolitos de los ejemplares capturados en 1998 (Avigliano *et al.*, 2011). En 1998 la relación era $LO = 0,087 AO + 0,220$, mientras que en 2010 dicha relación era $LO = 0,360 AO + 1,229$.

En relación a la pesquería de esta especie, si bien la población de pejerrey no ha disminuido en abundancia en el Lago Chasicó (Berasain *et al.*, 2007); la disminución de las capturas por unidad de esfuerzo tanto en número como en peso reportada por Berasain (2012), las anomalías a nivel de la morfología del otolito *sagitta* (en un valor próximo al 20%), los cambios estadísticamente significativos en cuanto a los índices morfométricos estudiados por nuestro equipo, indicarían que los cambios ambientales (reflejados en los parámetros fisicoquímicos del lago) están produciendo un estrés sobre la especie.

CONSIDERACIONES FINALES

Los cambios ambientales naturales estacionales, supra-anales o en grandes escalas pueden modificar a los diferentes niveles de organización biológica. Estas modificaciones si se presentan a nivel de individuos, nivel poblacional o a nivel de comunidad, pueden afectar la presencia, el número y la biomasa de una especie en un cuerpo de agua.

Este impacto se potencia en las especies comerciales ya que la disminución de la abundancia de las mismas o en su biomasa altera las pesquerías, ya que o bien se obtienen pocos ejemplares de peces o bien las tallas de los mismos son menores que la talla comercial. Lo que genera problemas socioeconómicos asociados al sector pesquero comercial y deportivo.

En el caso del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), que es un recurso pesquero importante de la Provincia de Buenos Aires, y al cual se asocia un sector socioeconómico (sector pesquero, turístico) destacado, los cambios a nivel de individuos y población observados en la laguna Chasicó, aunque aún no impactan directamente sobre la abundancia del recurso pesquero, indican que la población está sufriendo estrés ambiental producto de cambios en el cuerpo de agua, por lo que de mantenerse esta tendencia esto podría trasladarse a la totalidad de la población, afectando al recurso.

A nivel de población y comunidades, los cambios observados en la disminución de la abundancia y biomasa del pejerrey y el aumento de otras especies de la Laguna Chascomús, estarían directamente asociados a los cambios en dicho cuerpo de agua.

¹ LO (longitud máxima del otolito), LT (longitud total del pez)

² AO (ancho máximo del otolito) LT (longitud total del pez)

³ AS (Superficie de la depresión interna del otolito llamada *sulcus*), AT (Superficie total del otolito)

Estos cambios ambientales reunirían la variabilidad estacional, anual y supra-anual que afecta a las lagunas pampásicas y los cambios de origen antrópico como la intensificación agropecuaria, por lo cual la sinergia entre estos efectos pone en riesgo la presencia de este recurso en dicha laguna a largo plazo.

BIBLIOGRAFIA

Alaimo, S y LR Freyre., 1969. Resultados sobre la estimación de la numerosidad de peces en la laguna de Chascomús. *Physis* 29 (78): 197–212.

Avigliano, E y A Volpedo., 2012. Use of otolith strontium:calcium ratio as indicator of seasonal displacements of the silverside (*Odontesthes bonariensis*) in a freshwater-marine environment. *Mar and Freshwater Res* (aceptado).

Avigliano, E; A Tombari y A Volpedo., 2011. ¿El otolito de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), refleja el estrés ambiental?. *Biología Acuática* 27:1-7.

Barla, MJ., 1991. Species composition, richness and diversity of fish assemblages in different habitats of a pampean lake (Argentina). *Annl. Limnol* 27 (2):163-173.

Berasain, G., 1997. Estudio de la Laguna Chasicó, (Pdos. de Villarino y Puán), Campaña de Relevamientos Limnológicos e Ictiológicos Informe Técnico N° 6, 28 p. May. 1997.

Berasain, G y E Barchiesi, 1998. Estudio de la Laguna Chasicó, (Pdos. de Villarino y Puán), Campaña de Relevamientos Limnológicos e Ictiológicos Informe Técnico N° 14, 24 p.

Berasain G, Colautti, DC y M Remes Lenicov., 1999. Estudio de la Laguna de Chasicó (Pdos. Villarino y Puán, Bs. As.). Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Informe técnico N° 21, 18 p.

Berasain, G y F Argemi, 2006. Estudio de la Laguna Chasicó (Pdos. de Villarino-Puan). Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Informe Técnico N° 92.

Berasain, GE; F Argemi y D Padín., 2007. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Dirección de Desarrollo Pesquero, Ministerio de Asuntos Agrarios, Provincia de Buenos Aires. Inf. Técnico N° 18, 20 pp.

Berasain, GE, D Colautti, M Remes Lenicov y S Cavelasco., 2005. Variaciones estacionales e históricas de las especies ícticas de la laguna Chascomús. *Biología Acuática* 22:47-58.

Boveri, MB y R Quiros., 2002. Trophic interactions in pampean shallow lakes: evaluation of silverside cascading trophic effects in mesocosm experiments. *Verh. Int. Verein. Limnol* 28:1274-1278.

Campana, SE., 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Mar. Eco.l Prog. Ser.* 188:263-297.

Casselmann, JM, 1987. Growth and relative size of calcified structures of fish. *T Am Fish Soc* 119:673-688.

Colautti, D. y M. Remes Lenicov. 2000. Primeros resultados sobre cría de pejerreyes (*Odontesthes bonariensis*) en jaulas, Crecimiento, supervivencia, producción y alimentación. En: Fundamentos Biológicos, Económicos y Sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Ed. Fabián Grosman. 212p.

Colautti, DC, M Remes Lenicov y GE Berasain., 2002. Estudio de la Laguna de Chasicó (Pdo. de Villarino y Puán, Bs. As.). Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Informe Técnico N° 42, 20p.

Conzonno, VH. y EF Claverie., 1990. Chemical Characteristics of the water of Chascomus pond (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Limnological implications. *Rev. Bras. Biol.* 50(1):15-21.

Conzonno, V y A Fernández Cirelli., 1995a. Dissolved organic matter in Chascomús pond (Argentina). Factors influencing distribution and dynamics. *Hydrobiol.* 297:55-59.

Conzonno, VH y A Fernández Cirelli., 1995b. Dissolved organic matter in Chascomús Pond (Argentina). Influence of calcium carbonate on humic acid concentration. *Hydrobiol.* 297:55-59.

Conzonno VH y A Fernández Cirelli., 1997. Ecosistemas lagunares de la Provincia de Buenos Aires. En : Fernández Cirelli (Ed), *Agua: uso y manejo sustentable* Eudeba, Buenos Aires, 115-140

Dangavs, N, A Blasi y D Merlo., 1996. Geolimnología de laguna Chascomús, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Mus. La Plata* 21(113):167-195.

Diovisalvi, N; G Berasain; F Unrein; D Colautti; P Fermani; ME Llames; AM Torremorell; L Lagomarsino; G Pérez; R Escaray; J Bustingorry; M Ferraro y HE Zagarese., 2010. Chascomús: estructura y funcionamiento de una laguna pampeana turbia. *Ecología austral* 20(2):115-127.

Fernández Cirelli, A y P Miretzky., 2004. Ionic relations: a tool for studying hydrogeochemical processes in Pampean shallow lakes (Buenos Aires, Argentina). *Quaternary International* 114:113-121.

Fernández Cirelli, A; C. Du Mortier y AV Volpedo., 2006. Influencia de las Actividades Agropecuarias en los Procesos de eutrofización en la Cuenca Baja del Río Salado (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Pp.17-34 en: José Galizia Tundisi, Takako Matsumura Tundisi y Corina Sidagis Galli (eds). *Eutrophication in South America: causes, consequences and technologies for management and control*. Instituto Nacional de Ecología de São Carlos, Brasil 531pp.

Freyre, L. R. 1970. La pesca comercial del pejerrey en la laguna de Chascomús, la pesca deportiva y comercial y sus consecuencias biológicas. Publ. Dir. Rec. Pesqueros, M.A.A., Prov. de Buenos Aires y Munic. Chascomús.

- Freyre, L; E. Maroñas; SM Mollo; ED; Sendra y AA Dománico., 2003. Variaciones supra-anales de la ictiofauna de lagunas bonaerenses. *Biología Acuática*, 20:63-67.
- Gauldie, RW., 1993. Polymorphic crystalline structure of fish otoliths. *Journal of morphology*, 218:1-28.
- Gómez SE; RC Menni; J Gonzalez Naya y L Ramirez., 2007. The physical–chemical habitat of the Buenos Aires pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Teleostei, Atherinopsidae), with a proposal of a water quality index. *Environ Biol Fish* (2007) 78:161–171.
- Grosman, F., 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey *Odontesthes bonariensis*. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral* 26(1):9-18.
- Hecht, T., 1987. A guide to the otoliths of Southern Ocean fishes. *S. Afr. J. Antarct. Res.* 17(1):2-86.
- Iriondo, M., 2004. Large wetlands of South America: a model for Quaternary humid environments. Pp. 3-9. en: M. Iriondo, D. Kröhling y J. Stevaux (Eds.) *Advances in the Quaternary of the De la Plata river basin, South America. Quaternary International*. 114 pp.
- Kopprio, GA; RH Freije; CA Strüssmann; G Kattner; MS Hoffmeyer; CA Popovich y RJ Lara., 2010. Vulnerability of pejerrey *Odontesthes bonariensis* populations to climate change in pampean lakes of Argentina. *J. Fish Biol.* 77:1856-1866
- Laprida C y B Valero-Garcés., 2009. Cambios ambientales de épocas históricas en la pampa bonaerense en base a ostrácodos: historia hidrológica de la laguna de Chascomús. *Ameghiniana* 46(1):95-111
- Lombarte, A y A Cruz., 2007. Otolith size trends in marine fish communities from different depth strata. *J. Fish Biol.* 71(1):53–76.
- Ma, T; M Kuroki; MJ Miller; R Ishida; K Tsukamoto., 2008. Morphology and microchemistry of abnormal otoliths in the ayu, *Plecoglossus altivelis*. *Env. Biol. Fish*, 83:155-167.
- Maroñas, ME., 1984. Relevamiento pesquero de cuencas naturales. Informe final de pasantía otorgada por la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. 36pp.
- Merlassino, MB y JA Schnack., 1978. Estructura comunitaria y variaciones estacionales de la mesofauna Arthropoda en dos afluentes de la laguna de Chascomús. *Rev. Soc. Ent. Arg.* 37(1-4):1-8.
- Miretzky, P; V Conzonno y A Fernández Cirelli., 2000. Hydrochemistry of pampasic ponds in the lower stream bed of Salado River drainage basin, Argentine. *Environol Geol.* 39:951-956.

Miretzky, P; V. Conzonno y A. Fernández Cirelli., 2001. Geochemical processes controlling silica concentrations in groundwaters of the Salado River drainage basin (Argentina). *J. Geochem. Explor.* 73:155-166.

Padín O; N Oldani y R Iriart., 1991. Número y biomasa de peces en la Laguna Chascomús (Pcia. de Buenos Aires, Argentina). *Copescal Doc. Téc.* 9: 154-161. Segundo Taller Internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses. Santiago, Chile, 1987.

Quirós, R; A Rennella; M Boveri; JJ Rosso y A Sosnovsky., 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12:175-185.

Quirós, R; MB Boveri; CA Petracchi; AM Rennella; JJ Rosso; A Sosnovsky y HT Von Bernard., 2006. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. Pp. 1-16 en: José Galizia Tundisi, Takako Matsumura Tundisi y Corina Sidagis Galli (eds). *Eutrophication in South America: causes, consequences and technologies for management and control.* Instituto Nacional de Ecología de São Carlos, Brasil 531pp.

Remes Lenicov, MR; GD Toffani; NR Vanzato; G Berasain y DC Colautti. 1999. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Dirección de Desarrollo Pesquero, Ministerio de Asuntos Agrarios, Provincia de Buenos Aires. Inf. Técnico N° 21, 18 pp.

Remes Lenicov M y DC Colautti., 2003. Estudio de la Laguna Chasicó, (Pdo. de Villarino y Puán). Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos Informe Técnico N° 56, 25 p.

Remes Lenicov M. y G. Berasain, 2004. Estudio de la Laguna Chasicó, (Pdo. de Villarino y Puán). Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos Informe Técnico N° 66, 24 p.

Ringuelet, RA., 1942. Ecología alimentaria del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) con notas limnológicas sobre la laguna de chascomús. *Rev. Mus. La Plata, Sec. Zool.* 427-461.

Ringuelet RA. 1962. *Ecología acuática continental*, Eudeba, Buenos Aires, 137 p

Ringuelet, RA., 1964. Un ejemplo de criterio normativo para la explotación de un recurso íctico de aguas continentales. La pesca comercial del pejerrey de la Laguna Chascomús. *Agro* 6(10):61-68.

Ronderos, RA; LA Bulla; JA Schnack y JC Ves Losada., 1967. Estudio del pleuston y bafon de las Lagunas Chascomús y Yalca (Pcia Buenos Aires). Su composición y variación estacional. *Anales Comisión Científica de la Provincia de Buenos Aires* 7: 311-391.

- Sendra, ED., 2003. Evolución de parámetros demográficos clave del pejerrey *Odontesthes bonariensis* de la Laguna Chascomús a lo largo de tres décadas. *Biología Acuática* 20:93-100.
- Sierra, E y S Pérez., 2006. Tendencias del régimen de precipitación y el manejo sustentable de los agroecosistemas: estudio de un caso en el noroeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de Climatología* 6:1-12.
- Somoza GM; LA Miranda; GE Berasain; D Colautti; M Remes Lenicov y CA Strussmann. 2008. Historical aspects, current status and prospects of pejerrey aquaculture in South America. *Aquaculture Research*, 39:784-793
- Tell, GH., 1973. Sobre algunas diatomeas de la laguna de Chascomús (Prov. Buenos Aires, Argentina). *Boletín Sociedad Argentina Botánica* 15:51-71.
- Tombari, A y A Volpedo., 2008. Modificaciones en la distribución original de especies por impacto antrópico: el caso de *Odontesthes bonariensis* (Pisces: Atherinopsidae). En: "Efecto de los cambios globales sobre biodiversidad". 155-165. Eds. A. V. Volpedo y L. Fernández Reyes. RED CYTED 406RT0285 "Efecto cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica", 294pp.
- Tombari, A; A Volpedo y DD Echeverría., 2000. Patrones morfológicos en la *sagitta* de peces (Atherinidae: *Odontesthes*) de Argentina. *Revista de Ciencias del Mar Thalassas*, 16:11-19.
- Toresani, N.I., López H.L. y Gómez, S.E. 1994. Lagunas de la Provincia de Buenos Aires. Ministerio de la Producción de la Provincia de Buenos Aires. 128 p.
- Torres, N., 2009. Evaluación de la calidad del agua de los recursos hídricos superficiales de la cuenca del arroyo Chasicó; Sudoeste bonaerense. Seminario de procesos fundamentales físico-químicos y microbiológicos especialización y maestría en medio ambiente, laboratorio de química F.R. Bahía Blanca, U.T.N., 18 pp.
- Tsuzuki, M; H Aikawa; C Strüssmann y F Takashima., 2000. Comparative survival and growth of embryos, larvae, and juveniles of pejerrey *Odontesthes bonariensis* and *O. hatcheri* at different salinities. *J. Appl. Ichthyol.* 16:126-130.
- Tuset, VM; A Lombarte y AC Assis., 2008. Otolith atlas for the Western Mediterranean, North and central eastern Atlantic. *Scientia Marina* 72(1):7-198.
- Volpedo, AV y DD Echeverría., 1997. Morfología de la *sagitta* de lenguados del Mar Argentino (Pisces: Pleuronectiformes). *Revista de Ciencias del Mar Thalassas* 13:113-126.
- Volpedo A y A Fernández Cirelli., 2012. El Lago Chasicó: similitudes y diferencias con las lagunas pampásicas. *Revista AUGMDomus (en prensa)*.
- Volpedo A; A Tombari y DD Echeverría., 2008. Ecomorphological patterns in otoliths of Antarctic fish. *Polar Biology* 31(5):635-640.

Volpedo, A y D Fuchs., 2010. Ecomorphological patterns of the *lapilli* of Paranoplatense Siluriforms (South America). *Fish Res.* 102:160-165.

Volpedo, A; A Tombari y DD Echeverría., 2008. Ecomorphological patterns in otoliths of Antarctic fish. *Polar Biology* 31(5):635-640.

Volpedo, A, N Schenone y A Fernández Cirelli., 2009. El proceso de eutrofización en la región pampeana (Argentina). 110-126. En Los recursos hídricos en la Región del Mercosur: estudios de caso. Eds. Fernández Cirelli, A y I. Amaral. Jaboticabal FUNESP. 140 pp.

Volpedo AV y A Fernández Cirelli, 2012. El Lago Chasicó: similitudes y diferencias con las lagunas pampásicas. AUGMDomus (*en prensa*).

Yacubson, S., 1965. El fitoplancton de la Laguna Chascomús (Prov. Buenos Aires), con algunas consideraciones ecológicas. *Revista Museo Argentino Ciencias Naturales B. Rivadavia* 1:197-267.

EFFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN Y LA DEGRADACIÓN DE LOS SISTEMAS NATURALES SOBRE LA BIODIVERSIDAD, EN EL PARAGUAY

Effects on biodiversity on fragmentation and degradation of natural systems in Paraguay

María Fátima Mereles H¹ y Alberto A. Yanosky F.²

¹Centro para el desarrollo de la Investigación Científica, CEDIC. *Dirección Postal:* Mariscal Estigarribia esq. Paí Pérez, Asunción. fmereles@sce.cnc.una.py

²Organización Guyra Paraguay, Conservación de Aves. *Dirección Postal:* Caetano Martino esq. Asunción. yanosky@guyra.org.py

RESUMEN

La fragmentación y degradación de los sistemas naturales (bosques, sabanas, humedales, otros) es una constante de los sistemas naturales de Paraguay Oriental y occidental y particularmente en esta última región, más aún.. En este trabajo se analizan las consecuencias de los cambios de uso del suelo en ambas regiones naturales del Paraguay (región Oriental y Occidental o Chaco) en lo concerniente a la pérdida de la biodiversidad y sus perspectivas para la conservación, las consecuencias de las fragmentaciones de los sistemas naturales y del avance de los procesos de desertificación, debido al deterioro de las formaciones prístinas y los efectos de borde. Los resultados se basaron en el análisis de las imágenes satelitales y la literatura especializada, trabajos sobre el terreno y revisión del material de herbario. Como resultados destacados se elaboraron los análisis sobre los cambios de matrices de los sistemas naturales, los efectos de borde sobre las formaciones boscosas prístinas, los ejemplos de desertificación y degradación de los bosques en el país, la expansión de las especies pioneras y la invasión de las especies exóticas de la fauna y la flora, los efectos de la exclusión inicial, entre otras situaciones críticas.

Palabras clave: fragmentación, degradación, biodiversidad, sistemas naturales.

SUMMARY

Fragmentation and degradation of natural systems in Paraguay (forests, savannas, wetlands, others) is constant in both regions and increasing in the western part of the country. This contribution analyses effects of land use change in both regions, Eastern and Western (Chaco) Regions in terms of biodiversity loss and perspectives for conservation, consequences of fragmentation of natural systems and the advance of processes associated to desertification mainly due to the deterioration of pristine communities and border effect. Results were based on analysis of satellite images and specialized literature, field work and revision of collection materials. As results, matrix changes on natural systems are highlighted, border effect on pristine forest communities, expansion of pioneer species and invasive alien species of fauna and flora, initial exclusion effects, among other critical situations.

Key words: fragmentation, degradation, biodiversity, natural systems.

INTRODUCCIÓN

La fragmentación de los ecosistemas naturales ha sido y es una constante en casi todos los países debido al avance antrópico, la colonización y urbanización de los espacios naturales y la expansión de las áreas de cultivos para alimentos de origen mecanizado. El Paraguay no es la excepción; en efecto, en el país prácticamente desde la década de 1960 en adelante, los cambios de los sistemas productivos forestales a otros sistemas implantados como la ganadería en primer lugar y la agricultura mecanizada después, han estado modificando los paisajes naturales en las regiones Oriental y Occidental del Paraguay.

Los procesos de fragmentación de la cobertura vegetal natural y muy particularmente la forestal, son más antiguos en la región Oriental que en la Occidental o Chaco. En esta última, las grandes transformaciones se inician con los cambios en el uso del suelo por parte de los inmigrantes Mennonitas, los que llegaron y se establecieron en la década de 1920 a 1930 y lo siguen haciendo desde entonces, con sus consecuencias sobre la cobertura natural (Mereles y Rodas, 2009). La información más actualizada sobre los cambios al uso de la tierra pueden encontrarse en (Huang *et al.*, 2007; 2009), lo que expresa la serie de pérdidas de los ecosistemas naturales del Paraguay.

En todo el periodo de transformación de la cobertura vegetal, hubo indudablemente pérdida de la biodiversidad nativa especialmente florística y hasta hoy no se conoce muy bien el impacto de dicha pérdida, debido a los escasos registros que se tienen en los herbarios, especialmente de algunas formaciones boscosas como el caso del bosque Paranaense; recientemente, en una descripción de la familia Orquidaceae para la flora del Paraguay, Shinini (2010), pudo constatar la ausencia de numerosas especies en estado natural, sin embargo existen registros actuales de los representantes de esta familia numerosa en los herbarios. Por lo que la falta en sus hábitats y en los fragmentos boscosos nos indica que se han perdido como consecuencia de los cambios en el uso del suelo.

En este trabajo se analizan las consecuencias de los cambios de uso del suelo en ambas regiones naturales del Paraguay: la Oriental y Occidental o Chaco en lo concerniente a la pérdida de la biodiversidad y sus perspectivas para la conservación, las consecuencias de las modificaciones de los sistemas naturales y del avance de los procesos de desertificación debido al deterioro de las formaciones prístinas, los efectos de bordura y sus consecuencias; así mismo se realizan algunas estimaciones o inferencias en base a lo que conocemos por observaciones y colecciones del material sobre el terreno, respecto a los procesos de degradación y pérdida de hábitats.

BREVE RESEÑA DE LA FLORA Y FAUNA DEL PARAGUAY

Región Oriental

Las principales formaciones vegetales corresponden a:

Los bosques

Estos en general, por lo pequeño del territorio y poca variabilidad climática, comparten la gran mayoría de las especies leñosas, diferenciadas probablemente más por el tipo de suelos, que pueden ser: ligeramente ácidos a calcáreos, con variabilidad del tipo de sedimentos y proclives o no a anegamientos e inundaciones. Los tipos de bosques son los siguientes:

Bosques húmedos semi caducifolios: desarrollados entre 1800 a 2000 mm excepcionalmente y ocupan el extremo Este de la región, con 4-5 estratos de vegetación, con un dosel que llega a unos 60-70 m de altura en algunos exponentes, con cobertura de lianas y epífitas; pierden sus hojas parcial o completamente a los efectos de la floración; aparecen las siguientes especies representativas: *Balfourodendron riedelianum*, *Handroanthus heptaphyllus*, *Syagrus romanzoffiana*, *Astronium balansae*, *A. fraxinifolium*, *Cordia americana*, *Euterpe edulis*, *Cordia trichotoma*, *Diatenopterix sorbifolia*, *Myrocarpus frondosus*, *Cedrela fissilis*, *Machaerium stipitatum*, *Holocalyx balansae*, *Blechnum polipodioides*, *Piper amalago*, *Alsophylla cuspidata*, *Microgramma vacciniifolia*, entre otras.

Los bosques semi húmedos semi caducifolios: desarrollados entre 1500-1700 mm de precipitación; ocupan el centro Nor-Este de la región, con 3-4 estratos de vegetación y con un dosel superior de unos 25 m de altura, cobertura de lianas y epífitas; al igual que el anterior, algunas especies pierden sus hojas a los efectos de la floración; aparecen los siguientes exponentes: *Luehea divaricata*, *Cordia trichotoma*, *Cordia americana*, *C. glabrata*, *Cedrela tubiflora*, *Chloroleucon tenuiflorus*, *Ficus enormes*, *Plinia rivularis* var. *vaporetti*, *Ceiba pubiflora*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Amburana caerensis*, *Matayba eleagnoides*, *Didimopanax morototoni*, *Terminalia triflora*, *Parapiptadenia rigida*, *Myrcianthes pungens*, *Fagara hyemalis*, *Rheedia brasiliensis*, *Mansoa difficilis*, *Tradescantia fluminensis*, *Pleopeltis squamulosa*, *Didymochlaena truncatula*, *Doryopteris nobilis*, entre otras.

Bosques de ribera: se ubican en los bordes de cursos de agua y áreas de inundación de estos, pudiendo algunas especies formar parte de los bosques en cuanto los tipos de suelos lo permitan, en general estos con dominancia de arcillas; aparecen los siguientes exponentes: *Gleditsia amorphoides*, *Croton urucurana*, *Inga verna*, *Maclura tinctoria*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Celtis pubescens*, *Celtis sp*, *Sapium haematospermum*, *Mikania scandens*, *Microgramma vacciniifolia*, *Oncidium pumilum*, *Tillandsia meridionalis*, entre otras.

En algunos casos son muy comunes la presencia de las bambuceas denominadas “tacuaras” tales como: *Guadua angustifolia* y *Chusquea ramosissima*, como únicas especies bordeando al curso.

Las sabanas

Son formaciones vegetales muy comunes y con dominancia de los “campos” sobre la vegetación leñosa, muy variables según los tipos de suelos dominantes, inundables o no en algunos casos; los tipos más comunes son:

Sabanas palmares: se presentan con la dominancia de especies pertenecientes a la familia *Arecaceae*; son comunes las de *Acrocomia aculeata* sobre los suelos muy arenosos y sueltos, avanzando sobre la vegetación prístina modificada y muy particularmente cuando está presente el ganado vacuno; las sabanas inundables/anegables de *Copernicia alba* son típicas del Chaco pero en la región Oriental están presentes prácticamente a lo largo del río Paraguay y departamento de Ñeembucú, al extremo Sur-Oeste de la región. Ambos son los únicos dominantes en el estrato superior y el desarrollo del estrato herbáceo es muy diferente debido a las características de los suelos sobre los que se desarrollan.

Sabana clara arbolada (Cerrados): se desarrollan sobre suelos muy sueltos, arenosos y ácidos; presentan diferentes extensiones y se presentan distribuidas en forma disyunta en la región; algunos exponentes, son: *Qualea grandiflora*, *Anadenanthera peregrina*, *Cochlospermum regium*, *Jatropha isabelii*, *Butia paraguayensis*, entre las más comunes.

Sabanas de humedales: las sabanas de humedales ocupan una superficie importante en el país: entre el 15-30%, directa o indirectamente relacionados al agua; en muchos casos carecen de vegetación leñosa, reducida a pastizales en general inundables; se desarrollan sobre tipos de suelos gleycos, con arcilla en mayor o menor grado, impermeables; algunos exponentes, son: *Schioenoplectus californicus*, *Eleocharis minima*, *Cyperus rotundus*, *C. virens*, *C. entrerrianus*, *Ludwigia peploides*, *Asclepias curassavicas*, *Ipomea carnea spp fistulosa*, *Senecio icoglossus*, *Eichhornia azurea*, *E. crassipes*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Pistia stratiotes*, entre otras.

Región Occidental

Los bosques:

Bosques sub-húmedos semi-caducifolios: esta formación es una transición entre aquellas xeromorfias del Chaco más seco y los bosques más húmedos de la región Oriental (Mereles, 1998): aparecen a lo largo del litoral del río Paraguay hacia el Este y en la mesopotamia Paraguay-Pilcomayo, con precipitaciones que llegan hasta 1400 mm, sobre suelos ricos en arcilla y anegables/inundables; los principales exponentes, son: *Schinopsis balansae*, *Astronium urundeuva*, *Caesalpinia paraguariensis*, *Diplokeleba floribunda*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Gleditsia amorphoides*, *Microlobius foetidus spp paraguensis*, *Cordia americana*, *Peltophorum dubium*, *Phyllostylon rhamnoides*, *Syagrus romanzoffiana*, *Tabebuia heptaphylla*, entre otras.

Las aves características del bosque mencionado, son: *Aramides cajanea*, *Pachyramphus viridis*, *Cyanocorax cyanomelas*, *Tachyphonus rufus*, *Cacicus chrysopterus*, *Psarocolius decumanus*, *Crax fasciolata*, *Arremon flavirostris*, *Basileuterus flaveolus* entre otras.

Bosques higrófilos ribereños y bosques anegables: son formaciones ligadas al agua, como los ríos de menor caudal, arroyos y otros cuerpos de agua, permanentes o temporarios; en algunos casos se ubican en las depresiones del terreno, con suelos por lo general muy ricos en arcillas; los principales exponentes, son: *Tessaria integrifolia*, *Geoffroea decorticans*, *Tabebuia nodosa*. Las depresiones con estas formaciones particulares se encuentran distribuidas en casi todo el territorio chaqueño; las especies se caracterizan porque soportan cierto grado de asfixia en los suelos, originados por las inundaciones temporales a las que se encuentran sometidas. En el litoral del río Paraguay aparecen: *Albizia inundata*, *Aporosella chacoensis*, *Calycophyllum multiflorum*, *Celtis pubescens*, *Crataeva tapia*, *Chloroleucon tenuiflorus*, *Cynometra bauhinifolia*, *Phyllostylon rhamnoides*, *Prosopis ruscifolia*, *Sapium haematospermum*, *Vitex megapotamica* y *Vochysia tucanorum*, entre otras, Mereles, (2004).

Para los Bosques higrófilos ribereños y bosques anegables, las especies de aves características, son: *Crypturellus tataupa*, *Geranoaetus melanoleucus*, *Herpetotheres cachinnans*, *Celeus lugubris*, *Tolmomyias sulphurescens*, *Paroaria capitata*, entre otras.

Bosques xeromorfos: se desarrollan con precipitaciones cuyo rango variable va entre los 500 a 800 mm, sobre suelos arcillosos muy duros y estructurados en seco. La estructura vertical es la de un bosque con 3-4 especies en el dosel superior; el segundo estrato es el más rico en especies, conocido vulgarmente con el nombre de “matorral” y el sotobosque se caracteriza por ser muy ralo, con preponderancia de algunas especies suculentas y muy espinosas, tales como: *Acanthosyris falcata*, *Achatocarpus praecox*, *Aspidosperma quebracho-blanco*, *Bumelia obtusifolia*, *Caesalpinia paraguarienses*, *Capparis retusa*, *Capparis salicifolia* *Capparis speciosa*, *Capparis tweediana*, *Ceiba insignis*, *Cnidoscolus vitifolius*, *Cordia bordasii*, *Jacaratia corumbensis*, *Mimosa detinens*, *Mimoziganthus carinatus*, *Prosopis kuntzei*, *Quiabentia pflanzii*, *Ruprechtia triflora*, *Schinopsis quebracho colorado*, *Stetsonia coryne*, *Trithrinax schyzophylla*, *Ziziphus mistol*.

Otras especies con suelos más sueltos, son: *Acosmium cardenasii*, *Aloysia virgata*, *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (curupa’y), *Anadenanthera peregrina*, *Amburana cearensis*, *Aspidosperma triternatum*, *Athyana weimannifolia*, *Caesalpinia peltophoroides*, *Cassearia gossypiosperma*, *Chloroleucon chacoense*, *Cochlospermum tetraporum*, *Pisonia zapallo*, *Pseudobombax argentinum*, *Schinus fasciculata*, *Tabebuia impetiginosa*, *Terminalia argentea*, entre otras.

Para los bosques xeromorfos, las especies indicadoras de aves son: *Nothura boraquira*, *Asthenes baeri*, *Phacellodomus sibilatrix*, *Crestudito Coryphistera alaudina*, *Myrmorchilus strigilatus*, *Stigmatura budytoides*, *Lophospingus pusillus*, *Poospiza torquata*. Existen especies endémicas como *Nothoprocta cinerascens*, *Eudromia formosa*, *Spiziapteryx circumcincta*, *Chunga burmeisteri*, *Strix chacoensis*, *Dryocopus schulzi*, *Furnarius cristatus*, *Tarphononmus certhioides*, *Drymornis bridgesii*, *Rhinocrypta lanceolata*, *Knipolegus striaticeps*, *Saltatricula multicolor*, *Rhynchospiza strigiceps*, *Poospiza melanoleuca*, entre otras.

Los cerrados y cerradones:

Constituyen formaciones vegetales de tipo sabanoideo, que se desarrollan sobre suelos muy sueltos, arenosos, ácidos, con isletas de árboles o en transición a bosques, con especies rizomatozas y sufruticosas; aparecen en el Norte del Chaco, con las siguientes especies: *Caryocar brasiliense*, *Cochlospermum regium*, *Commiphora leptophloeos*, *Eriotheca gracilipes*, *Gomphrena macrocephala*, *Helicteres guazumaefolia*, *Hymenaea coubaril*, *Jacaranda decurrens*, *Magonia pubescens*, *Mandevilla polaina*, *Senna paradyction*, *Sida cerradoensis*, *Simira sampaioana*, *Capparis cinophallophora*, *Sterculia striata*, *Syagrus petraea*, *Tabebuia ochracea*, *Taccarum weddellianum*, *Viguiera linearifolia*, *Zeyheria tuberculosa*, entre otras.

La única especie indicadora es *Saltator atricollis* mientras que especies características son *Crypturellus undulatus*, *Ara chloropterus*, *Primolius auricollis*, *Pyrrhura molinae*, *Pyriglena leuconota*, entre las principales.

Las sabanas:

Son formaciones muy frecuentes en el Chaco y según los tipos de suelos imperantes, estas pueden ser: palmares, (con suelos hidromórficos o no), de espartillares, sabana parque sobre médanos, entre las más comunes.

Sabanas parque sobre médanos: se desarrollan hacia el Noroeste del Chaco, en el área denominada “de los médanos”, ubicadas al NO de la región Occidental, donde la morfología predominante del terreno es la de los médanos, con crestas entre 300-400 m de altura y formados únicamente por arenas eólicas; la precipitación es de unos 400 mm/año; los exponentes son: *Acacia aroma*, *Agonandra excelsa*, *Aspidosperma pyrifolium*, *Bauhinia argentinensis*, *Caesalpinia coluteifolia*, *Caesalpinia stuckertii*, *Gymnocalycium megatae*, *Heliotropium dunaense*, *Jacaranda mimosifolia*, *Opuntia quimilo*, *Chloroleucon chacoense*, *Schinopsis cornuta*, *Senna chlorochlada*, *Sacoila argentina*, *Stachytarpheta sp.* y *Ximena americana*.

Las aves características son: *Eudromia formosa*, *Spiziapteryx circumcincta*, *Chunga burmeisteri*, *Myrmorchilus strigilatus*, *Stigmatura budytoides*, *Lophospingus pusillus*.

Sabanas de espartillares: se desarrollan sobre los sedimentos aluviales (arenas y arcillas) que se encuentran en los paleocauces colmatados del centro del Chaco, su fisonomía es la de una sabana con árboles aislados sobre un tapiz dominado por el “espartillar” y otras especies de herbáceas, caracterizadas por ser rizomatozas, a veces con xilopodios; las especies preponderantes, son: *Elionurus muticus*, *Astronium fraxinifolium*, *Cnidoscolus albomaculatus*, *Craniolaria integrifolia*, *Evolvulus sericeus*, *Jacaranda mimosifolia*, *Lobelia xalepensis*, *Mimosa chacoensis*, *Pterogyne nitens*, *Schinopsis cornuta*, *Tabebuia aurea*, *Waltheria indica*, *Zornia gemella*, entre otras.

La única especie de ave característica es *Rhea americana*.

Sabanas hidromórficas: se desarrollan sobre suelos muy estructurados y duros en seco, arcillosos, anegables, inundables y salobres. La especie leñosa y única en el estrato superior, a condición de que no hubiera modificación antropica, es la palmera *Copernicia alba*, acompañada de un rico estrato herbáceo, con especies que pueden soportar asfixia en los suelos por un periodo corto; las especies preponderantes, son: *Canna glauca*, *Cleome spinosa*, *Copernicia alba*, *Diodia kuntzei*, *Eleocharis elegans*, *Eleocharis montana*, *Pfaffia glomerata*, *Phyla reptans*, *Rhynchospora scutellata*, *Setaria geniculata*, *Solanum spinosum*.

Las aves características son: *Nandayus nenday*, *Aratinga acuticaudata*, *Phacellodomus rufifrons*, *Xiphocolaptes major*, *Campylorhamphus trochilirostris*, *Cariama cristata*, *Anumbius annumbi*, *Embernagra platensis*, *Machetornis rixosa*, *Gnorinopsar chopi*.

Sabanas de saladares: los salares son propios del territorio y afloran especialmente en el centro-Este de la región, (Mereles, 2004); sus suelos son bastante blandos cuando húmedos, caracterizado por la presencia de abundante sal en superficie, la que a veces forma una costra de 1-2 cm de espesor, o más. Especies preponderantes: *Cyclolepis genistoides*, *Grabowskia duplicata*, *Heterostachys ritteriana*, *Heliotropium procumbens*, *Holmbergia tweedii*, *Lophocarpinia aculiatifolia*, *Lycium cuneatum*, *Maytenus vitis-idaea*, *Sarcocornia perennis*, *Sesuvium portulacastrum*, *Tillandsia diaguitensis* y *T. merelei*, entre otras.

Las aves características son: *Coscoroba coscoroba*, *Callonetta leucophrys*, *Anas bahamensis*, *Phoenicopterus chilensis*, *Tarphonomus certhioides*.

Sabanas de humedales: como el caso de la región Oriental, son ecosistemas sumamente dinámicos, caracterizados por la presencia de agua o ligados indirectamente a ella; algunas de las especies de los ambientes mencionados: *Canna glauca*, *Ceratopteris pteridoides*, *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea*, *E. crassipes*, *Eleocharis montana*, *Eryngium floribundum*, *Heteranthera limosa*, *H. reniformis*, *H. zosterifolia*, *Hydrocleys modesta*, *H. nymphoides*, *Mayaca sellowiana*, *Nymphaea gardneriana*, *Nymphoides humboldtiana*, *Pistia stratiotes*, *Rhynchospora globosa*, *Thalia geniculata*, *Typha domingensis*, *T. latifolia*, *Utricularia foliosa*, entre otras.

Las aves características son *Aramides ypecaha*, *Rostrhamus sociabilis*, *Busarellus nigricollis*, *Aramus guarauna*, *Certhiaxis cinnamomeus*, *Phacellodomus ruber*, *Pseudocolopteryx dinelliana*, *Hymenops perspicillatus*, *Geothlypis aequinoctialis*, *Amblyramphus holosericeus*, *Agelasticus cyanopus*, *Chrysomus ruficapillus*, entre otras.

MÉTODO

Trabajos de gabinete

Interpretación de las imágenes satelitales del tipo LANDSAT TM de los años 1990, 2000 y 2006, 2009 Y 2010 para la revisión de un análisis multitemporal de la cobertura boscosa y tamaño y número de los fragmentos así como el estado de degradación de la tierra y los suelos.

Se consultó material de herbario para corroborar presencia de especies clave en las formaciones vegetales; los herbarios visitados, fueron: FCQ y PY.

Se incorporó información existente en la literatura especializada.

Trabajos de campo

Las informaciones mencionadas fueron levantadas en trabajos sobre el terreno, en ambas regiones naturales.

Por razones de sistematización del trabajo, los resultados se presentan por regiones naturales: Oriental y Occidental.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La degradación: en la Figura 1 se observan dos esquemas de degradación a) **de la tierra:** en la región Oriental se observa un mayor impacto desde el centro hacia el Norte y muy particularmente con efectos sobre los departamentos de San Pedro, Caazapá, Caaguazú y Canindeyu; en la región Occidental la degradación de las tierras es más visible en la zona central y Oeste, en las inmediaciones del río Pilcomayo, probablemente por los efectos del mismo río, con sus crecidas anuales y gran arrastre de material aluvional b) **de los suelos:** en donde la región Oriental acusa un impacto mediano prácticamente en un 75% de su territorio y alto en un 25% (departamentos de Concepción y Ñeembucú), el primero con suelos calcáreos muy vulnerables y el segundo sometido a constantes anegamientos e inundaciones).

Resultados

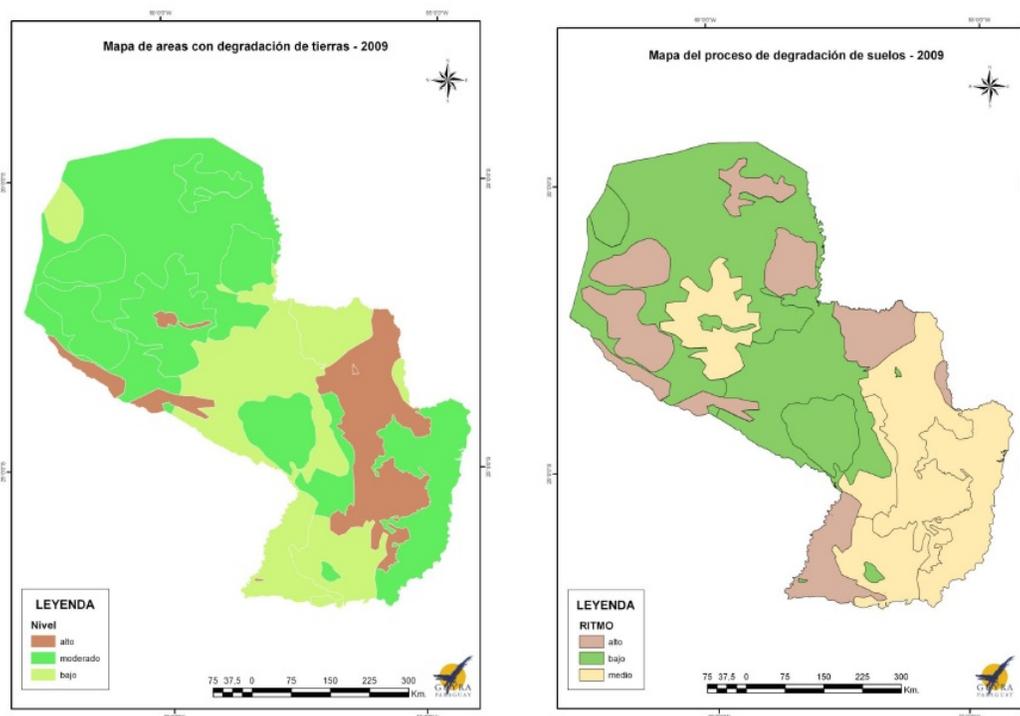


Figura 1. Degradación de la tierra y de los suelos.

En la región Occidental el impacto alto se encuentra hacia el Oeste, coincidiendo con el área de degradación de la tierra en la zona del Pilcomayo y hacia el Este y Noreste, por efecto de las grandes deforestaciones producidas sobre suelos muy vulnerables, propios del territorio, si bien con sustrato arcilloso pero no en porcentaje tan elevado como en el centro o en la Mesopotamia de los ríos Paraguay y Pilcomayo. Las degradaciones medianas recaen directamente sobre la zona Central. **c) de los sistemas naturales:** en las Figuras 2, 3, 4, 5, y 6 se observa la degradación gradual de los sistemas naturales en la región Oriental, muy visibles sobre la cobertura vegetal boscosa, apreciándose sucesivamente el tamaño de los fragmentos y el número de los mismos, en el siguiente orden: Figura 2: fragmentos mayores a solo 5 ha, 27.772; Figura 3: fragmentos mayores a 500 ha, 443; Figura 4: fragmentos mayores a 1000 ha, 213 (remanentes San Pedro (mínima), Amambay, Canindeyú (incluye el Bosque y Reserva de Biosfera Mbaracayú y los bosques de Morombí), algunas reservas de Itaipu en Alto Paraná, la Reserva San Rafael con el Parque Nacional Caazapá y vestigios en Ybyturuzu); Figura 5: fragmentos superiores a 10.000 ha, 12 que incluyen solo las áreas protegidas y de reserva en la región Oriental (no todas a causa del tamaño), destacándose: bosques de San Rafael y Parque Nacional Caazapá, (entre Itapúa y Caazapá), Reserva de Mbaracayú, (Canindeyú), algunas de Itaipu y vestigios de remanentes en el departamento de Concepción y finalmente en la Figura 6: con fragmentos superiores a 20,000 ha,. solo dos fragmentos: la Reserva y bosque de Biosfera Mbaracayú y la Reserva para Parque Nacional San Rafael.

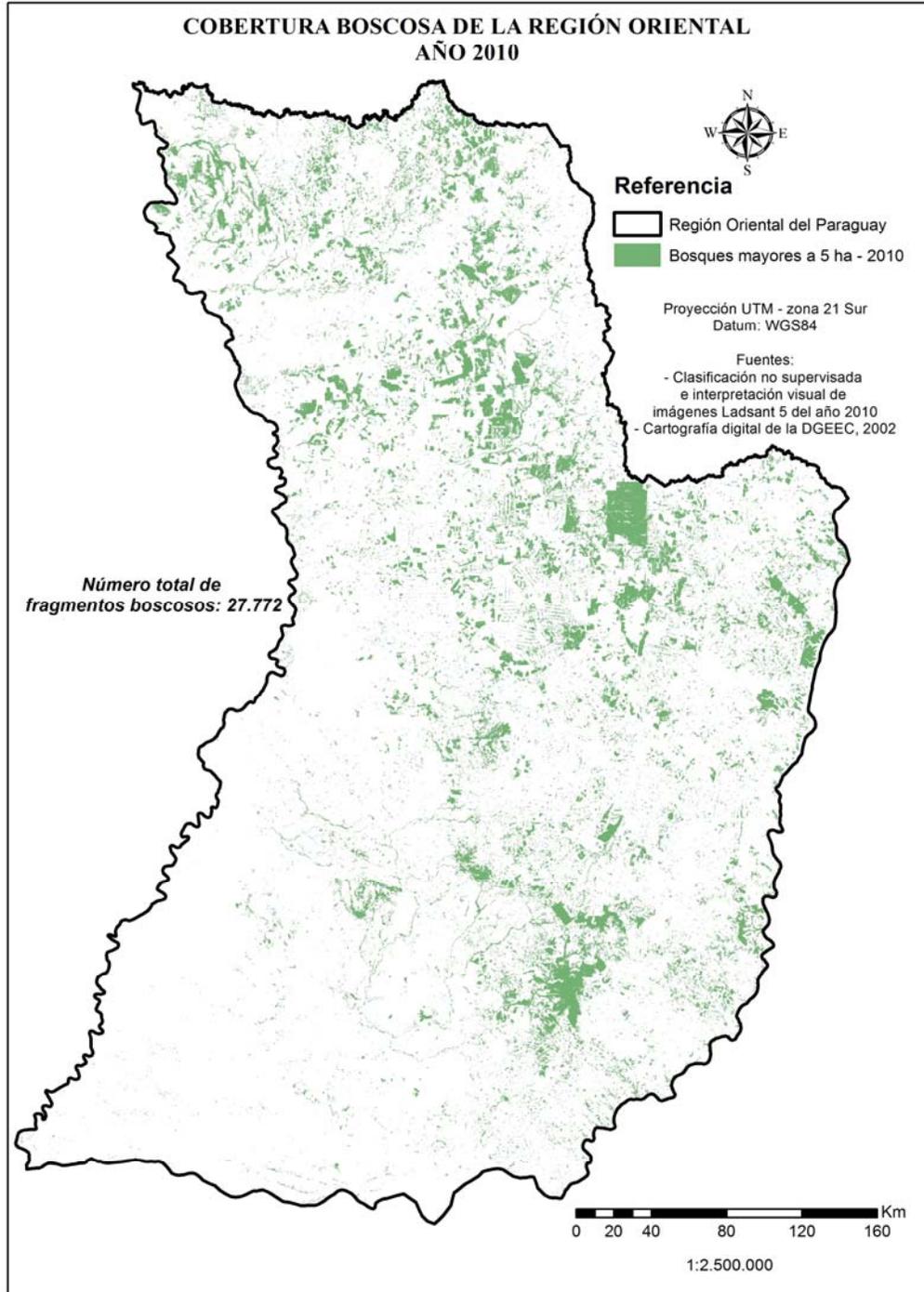


Figura 2. Fragmentos mayores a solo 5 ha.

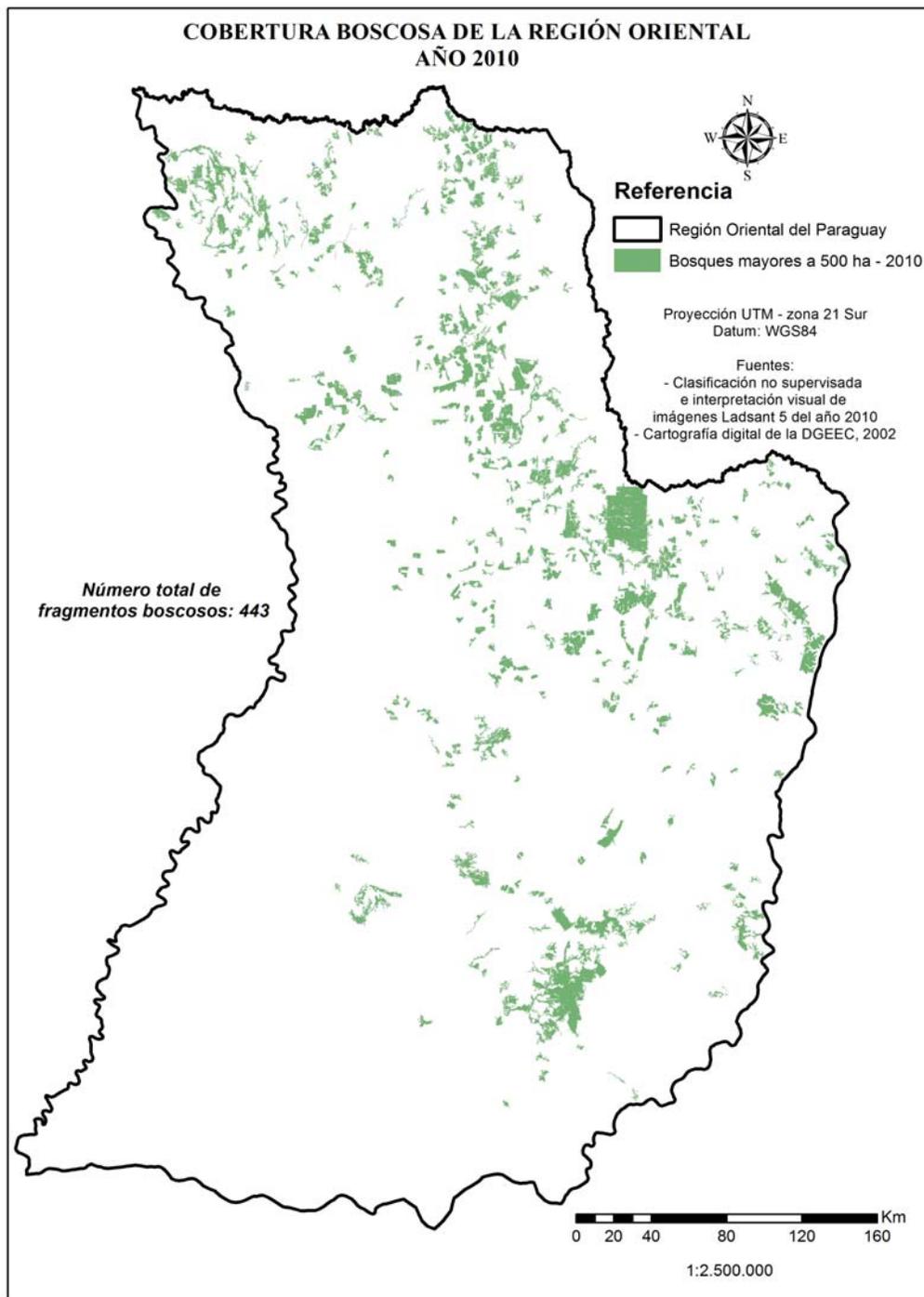


Figura 3. Fragmentos mayores a 500 ha.

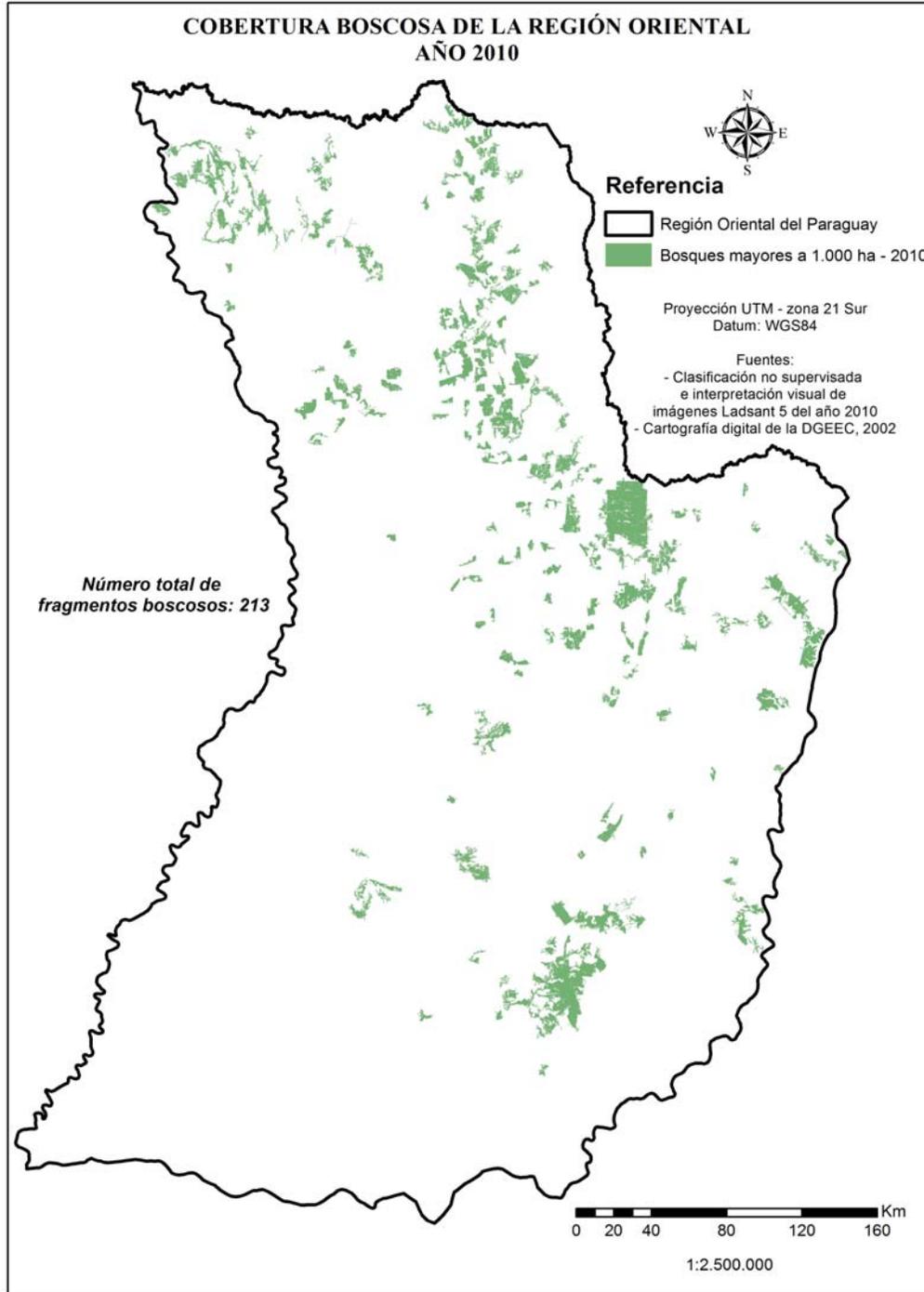


Figura 4. Fragmentos mayores a 1000 ha.

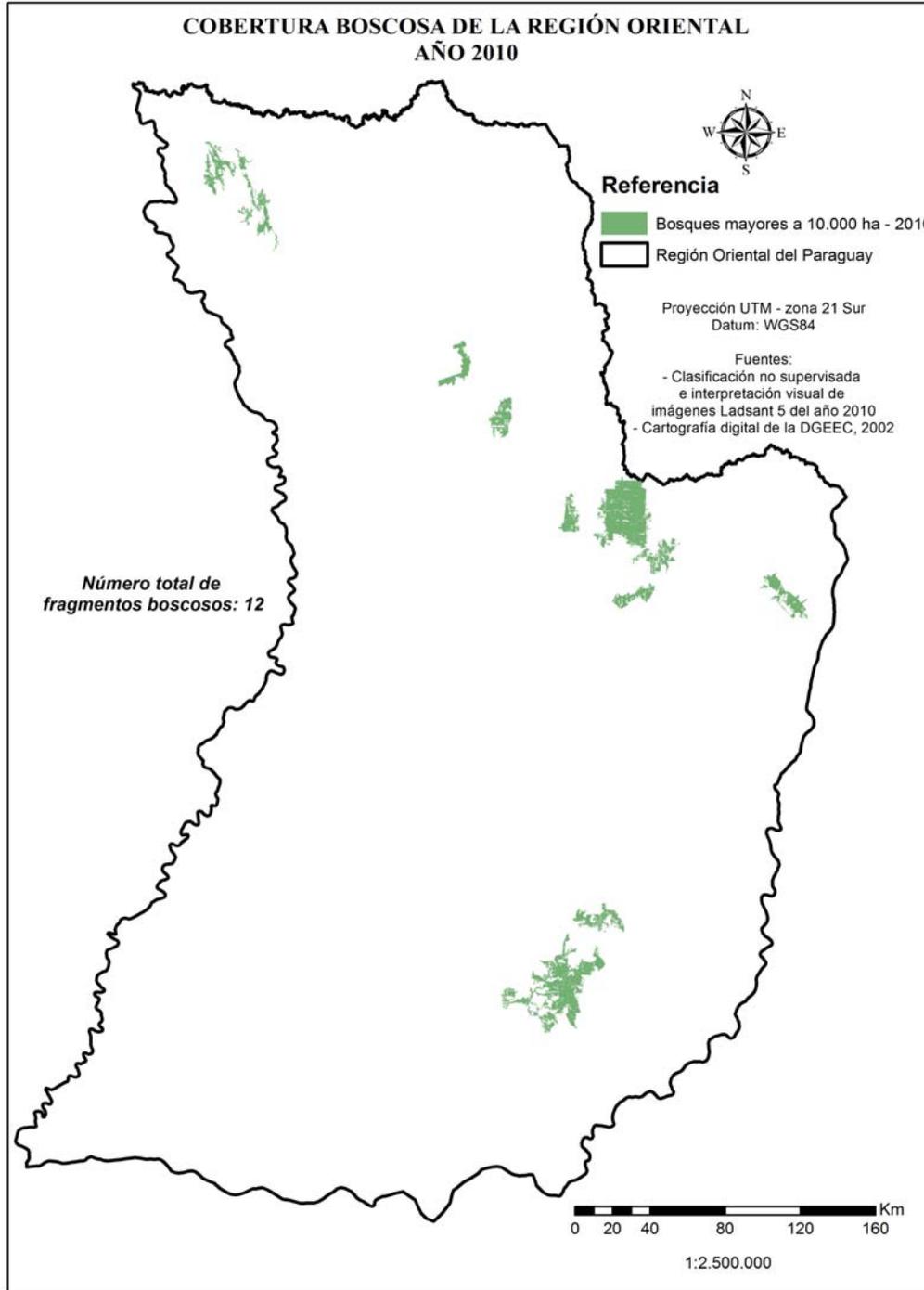


Figura 5. Fragmentos superiores a 10.000 ha.

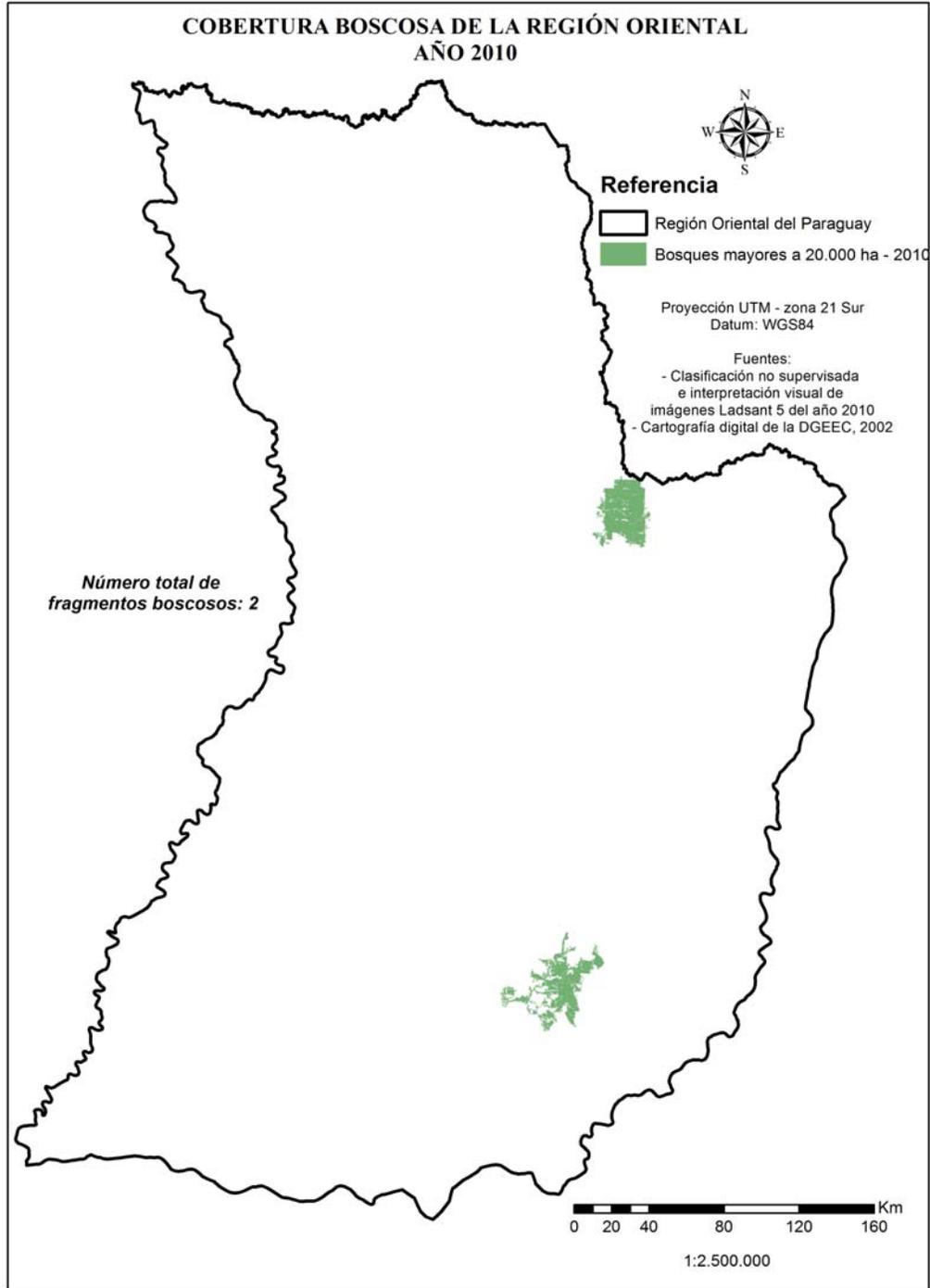


Figura 6. Fragmentos superiores a 20,000 ha.

Como efecto típico de la degradación de los bosques se tiene el caso de *Procnias nudicollis*, ave emblemática y habitante exclusivo del bosque húmedo Paranaense en Paraguay. Su población se estima en no más de 10.000/15.000 ejemplares maduros en

una superficie de no más de 1,5 millones de km². El Paraguay albergaría no más de un 5% de su distribución, unos 75.000 km² y no más de 500-750 individuos maduros. Estos rangos se estiman en masas de bosques que conservan aún su estado prístino, lo que ya ha dejado de ocurrir, como ya se mencionó; es así que hoy podemos identificar al menos cinco grandes parches cuyo estado avanzando de degradación y la falta de registros de pájaro campana, nos permiten inferir que la especie ha sufrido el efecto de exclusión inicial, para los casos del Parque Nacional Caazapá y la Reserva para Parque San Rafael San Rafael.

Para el caso del Chaco, *Catagonus wagneri*, pecarí restringido al Chaco xerófito, se estima que pérdida de su hábitat está promediando las 1.000-1.200 hectáreas por día, esto significa que diariamente su territorio perdiendo el hábitat necesario para un individuo. En la década del 90, Taber (1993) estimó que existirían aproximadamente unos 5.000 individuos en el Chaco paraguayo; desde entonces, se han perdido más de 1 millón de hectáreas, lo que permite estimar que si las estimaciones de tal número de individuos fueran correctas, no existirían más de 3.500 individuos en los remanentes naturales hoy día.

Cambio de matriz: las fragmentaciones de la cobertura boscosa en ambas regiones naturales ha dejado como consecuencias el cambio de una matriz natural a otra implantada, como el caso de las grandes extensiones de cultivos en la región Oriental y avanza muy rápidamente en la Occidental, Mereles y Rodas, 2009), como ya se observa en la zona del Chaco central (departamento Boquerón) y en los departamentos San Pedro, Cordilleras y Paraguari, en donde los remanentes boscosos apenas cubren algunas elevaciones (cerros).

Otro gran problema son las extensiones de las áreas urbanizadas, las que en apariencia, no tienen límites, por lo que en muchos casos se puede hablar de cambio de una matriz natural a otra completamente urbana; ejemplo: las ciudades de Filadelfia, Neuland, Loma Plata, en el Chaco y Santa Rita, Naranjal, Santa Rosa del Monday, entre otras en la zona Oriental.

El efecto de bordura: como se vio, las formaciones naturales en la región Oriental se encuentran completamente fragmentadas; esto es muy visible cuando se trata de la cobertura forestal; si se trata de fragmentos boscosos, el daño subyacente es poco observable desde una foto satelital pero sobre el terreno se pueden constatar, en la mayoría de los casos, la degradación interior del sistema debido a la utilización de los elementos del mismo: energético principalmente (leña), extracción de especies medicinales para el comercio y extracción de la madera, también para el comercio, en muchos de los casos de manera ilegal. Una de las consecuencias es el avance de las especies pioneras de los sistemas naturales vecinos y muchas veces ya antropizados, al interior de los fragmentos; esta invasión de las especies es más o menos negativa acorde con el grado de degradación existente al interior; en muchos casos, los fragmentos de formaciones naturales son tan pequeños que terminan siendo un área transicional entre un sistema y otro; a eso se agrega la invasión de las especies colonizadoras del bosque nativo en ambas regiones naturales, lo que en cierta medida es muy visible.

En la región Oriental se observa el fenómeno desde hace varias décadas y se tienen varios ejemplos de invasión de especies nativas colonizadoras sobre los sistemas naturales e inclusive especies exóticas, amén de otras situaciones indicadores de la

degradación del bosque natural primario; en general se denomina a todo esto “bosque secundario” aunque este sea un término poco exacto, ya que habría de describir las etapas de la secundarización; más apropiadamente cabe el término “bosque sustituido” sugerido por Lebrun y citado por Richards (1955) y frecuentemente utilizado como “matorral” en nuestro país, Stutz (1989).

Algunos ejemplos del ingreso de las especies pioneras sobre los fragmentos degradados han sido estudiados para el Chaco, Mereles y Degen (1997), Mereles (2005) y Mereles y Rodas (2009), existiendo una clara preferencia de las especies colonizadoras por el sustrato o tipo de suelo existente; algunos ejemplos, son: sobre suelos arenosos: *Acacia aroma*, *Mimosa castanoclada*, *Bauhinia argentinensis*, *Pithecellobium chacoense*, *Senna chlorochlada*, entre otras; sobre suelos muy estructurados, es común el avance de *Cercidium praecox*, *Castela coccínea*, *Capparis speciosa*, *Bougainvillea campanulata*; sobre los suelos limosos, *Bulnesia foliosa* es una especie colonizadora muy común.

Las *especies en expansión* es otro de los fenómenos que se producen con las alteraciones de los sistemas naturales; en efecto, observa una expansión de rango de algunas especies hacia el Sur en el continente y hacia el Oeste en el Paraguay, expansión que se puede atribuir a la deforestación ya que en la mayoría de los casos son especies de ambientes abiertos: sabanas, campos cerrados y praderas, las que están ocupando áreas antrópicas donde en el pasado fue bosque. *Todirostrum cinereum* un ave común sólo conocida para la reserva Mbaracayú y de las reservas de Itaipú, pero hoy cuenta con registros en otros sitios de Alto Paraná y Misiones, Argentina, y es una especie que está ampliando su rango expandiéndose desde el Norte hacia el Sur a lo largo de las márgenes del río Paraná. Se tienen registros en Itapúa y Misiones, Argentina. Una pareja fue registrada en Tati Yupi, Paraguay, en marzo de 2012, documentada en foto, constituyendo el primer registro para esta reserva núcleo.

Eupetomena macroura es una especie de picaflor común del Pantanal, río Paraguay y Concepción, también en expansión hacia el Sur, el que en los últimos años apareció en el Jardín de los Picaflores en Puerto Iguasú, Misiones, Argentina y en las cercanías de Posadas del mismo país, además bien al Oeste del Chaco, en el Parque Nacional Defensores del Chaco, Alto Paraguay. *Campylorhynchus turdinus* es una especie de ratón que también está expandiendo su rango a todo el país excepto las zonas secas, inclusive áreas pobladas, de Oeste a Este, registrándose en varias partes no mencionada anteriormente; *Sporophila lineola* es una especie chaqueña de semillero que se expande hacia el Este con registros recientes en Misiones Paraguay y Argentina. *Fluvicola nengeta*, especie del Norte, centro y Norte del Brasil ha sido registrada en años recientes cerca de Asunción, Paraguay, y en los departamentos de Caaguazú Alto Paraná, en Paraguay.

Xolmis velatus, especie restringida a los campos Cerrados de Concepción y a los parches de Cerrado de Amambay y San Pedro en Paraguay, apareció en el Este, Canindeyú y Alto Paraná, al igual que *Furnarius rufus*, un tipo de hornero que era casi desconocido en el Este del país antes de la deforestación y ahora es común Perez (2012), com. pers. El araño *Basileuterus flaveolus* es común en el Norte de la Región Oriental y ahora registrada frecuentemente hacia el Este y documentado con foto, constituye el primer registro de la región ornitogeográfica Alto Paraná. Esta especie es poco conspicua para quien no conoce su canto así que queda la duda de si pudo haber sido sub-observada hasta ahora o constituye una real expansión.

En el caso de la flora, uno de los más graves a destacar es la **invasión y expansión de las especies exóticas invasoras** como *Ovenia dulcis* y *Citrus aurantium* en la región Oriental y *Calotropis procera* (Ait.) Ait, (Asclepiadaceae), Mereles y Degen (1994), una especie exótica muy agresiva, de origen africano y propia de suelos degradados, von Maydell (1992) y que llegó al Caribe como parte del comercio entre África y América Latina en el siglo XIX, trasladándose más al sur por la acción de los vientos y colonizando rápidamente suelos en procesos de desertificación en el Chaco boreal en Paraguay. Para el caso de la fauna en el mismo territorio, dos especies exóticas sobreviven en libertad y forman poblaciones estables: *Columba livia* y *Passer domesticus*, las habitan centros urbanos y viviendas rurales, no se encuentran en la naturaleza y dependen totalmente del hombre. Otras no logran sobrevivir mucho tiempo en libertad una vez escapadas: *Taeniopygia guttata*, ave semillera australiana, y la cotorrita australiana *Melopsittacus undulatus* de la que se reportan pequeños grupos en Asunción.

Algunas características típicas de los efectos de la sustitución como efecto borde fueron observadas en los fragmentos de los bosques degradados en la región Oriental tales como: a) **el aumento de especies arbustivas y arbóreas colonizadoras de suelos modificados** en donde finalmente alguna/s especie/s leñosa pasa a ser la más abundante; especies típicas en esta fase, son: *Cecropia pachystachya*, mencionado por Stutz (1986) como una especie importante en la cicatrización del bosque, *Solanum granuloso-leprosum*, *Cestrum intermedium*, *Casearia sylvestris*, *Trema micrantha*, *Tabernamontana catharinensis*, varias especies leñosas de la familia Meliaceae, el género pantropical *Terminalia* (Combretaceae), *Melicoccus lepidopetalus*, *Urera caracasana*, *Fagara sp*, *Helieta apiculata* y *Heliocarpus pennatifolium*, (Rutaceae), Stutz (1989), en general sobre los suelos con manto arenoso; a esto se agregan las especies herbáceas, con dominancia de las Poaceae, Verbenaceae (*Lantana sp*) y Euphorbiaceae (*Acalipha*), entre otras. b) **aparición de otras formas biológicas foráneas** que poco a poco se transforman en dominantes; son comunes las herbáceas, particularmente las Poaceae heliófilas, como *Panicum millegrana*, *Rhynchelitrum repens*, *Schyzachirium condensatum* al igual que las lianas también heliófilas como *Clematis dioica*, *Forsteronia glabrescens*, *F. pubescens*, *Pyrostegia venusta*, *Adenocalimma marginatum*, *Mikania scandens*, *Serjania laruotteana*, *Magfadiena unguis-cati*, Ewel (1983); muchas veces existe una yuxtaposición de las especies nativas con las cosmopolitas y frecuentemente dominan en el sotobosque herbáceo especies de Marantaceae como *Maranta sobolifera*, y otras como *Adiantopsis radiata*, *Canna paniculata*, y *Heliconia sp* aparecen en los primeros estadios, Budowski (1961), fenómeno que se observa frecuentemente en los remanentes boscosos de la región Oriental, Mereles (2001).

En el mismo sentido, algunas aves nativas se transforman en especies invasoras; la cotorra común, *Myiopsitta monachus*, especie gregaria muy adaptable y exitosa, originalmente chaqueña, colonizó el área de la región ornitogeográfica Alto Paranaense en los años 90, luego de la deforestación del bosque del mismo nombre; gracias a su enorme nido comunal, sobrevive en países en donde fue introducida como mascota aún en clima frío como en Estados Unidos y España. En el Chaco, sus números parecen aumentar y sus nidos son incontables y crecen sin cesar, las cotorritas nidifican todo el año y se mantienen ocupadas todo el día cortando ramas con espinas para construir sus nidos. En el Chaco xerófito prefieren a *Cercidium praecox*, una especie también

colonizadora, del que cortan trozos hasta 40 cm de longitud. Los nidos llegan a ser tan voluminosos y pesados que rompen las ramas que los sostienen y caen al piso. En las líneas de la electrificación rural (aéreas), causan cortocircuitos porque al crecer tanto el nido pone en comunicación dos conductores de fases diferentes que en días de lluvia se produce el arco eléctrico, por lo que la compañía eléctrica trabaja bajando nidos de las columnas a lo largo de las rutas con nidos de esta especie.

Patagioenas picazuro y *Zenaida auriculata* son dos especies de palomas cuyas poblaciones aumentaron en número con las plantaciones de soja; ambas especies son muy fuertes y adaptables, habitan en todo el país y en todos los hábitats desde el Chaco xerófito hasta el bosque húmedo. Ahora son casi tan abundantes en la región Oriental como en la región Occidental y se practica la cacería deportiva en ciertas localidades, con el objeto de regular la población. .

La concentración de la fauna es otro de los síntomas; esto es observable en la región chaqueña en donde todavía quedan grandes superficies con formaciones naturales prístinas que van siendo modificadas en sus alrededores Mereles y Rodas (2009), así como en los remanentes boscosos más grandes de la región oriental como el caso del bosque Mbaracayú en donde se encuentran poblaciones ya aisladas de *Panthera onca*; las concentraciones van desde número de especies hasta número de individuos, con el consecuente peligro de la endogamia.

En el caso de las **áreas sabanoideas y de praderas de humedales** naturales como el caso de los del departamento de Ñeembucú, Paraguay Oriental, también se encuentran fragmentadas; este hecho es menos visible en una foto satelital, siendo los fragmentos cada vez más pequeños y discontinuos; prácticamente no existe humedal en la región Oriental que no presente alteraciones en donde la presencia de indicadores como la cosmopolita *Eichhornia crassipes*, primera señal humedales intervenidos, así como la proliferación de especies rizomatosas como *Thalia geniculata*, *Typha domingensis* y algunas foráneas como *Costus arabicus*, prácticamente infaltable en las canaletas con agua, estén ausentes; en los últimos años, *Nelumbo nucifera*, otra cosmopolita, va ganando rápidamente terreno; la razón básicamente es el drenaje de dichos sistemas, hoy día ya mecanizados para el cultivo del arroz.

El peligro de desaparición de las especies tanto de la fauna como de la flora, es otra de las consecuencias; si bien faltan datos de cuantificación, lo que claramente se observa es la ausencia de ciertas leñosas en los remanentes, como el caso de *Bulnesia sarmientoi*, *Gymnocalycium megatae* y otras especies del mismo género en el Chaco, numerosos representantes de la familia Orchidaceae, *Handroanthus heptaphyllus*, *Balfourodendron riedelianum*, *Cordia trichotoma*, *Astronium balansae* y *A. fraxinifolium* en la región Oriental; en cuanto a las aves, se mencionan a los loros *Amazona vinacea* y *Primolius maracaná*, la pava *Pipile jacutinga*, *Claravis geoffroyi*, el pato *Mergus octosetaceus*, águilas como *Harpia harpija*, los grandes loros o guacamayos como *Anodorhynchus hyacinthinus*, *Anodorhynchus glaucus*, *Ara ararauna* *Ara chloropterus* y el emblemático guacamayo azul *Anodorhynchus hyacinthinus* y otros como el tordo amarillo, *Xanthopsar flavus*, entre otras.

CONCLUSIONES

La fragmentación de los paisajes naturales del Paraguay está trayendo impactos que todavía no han sido debidamente estudiados en sus aspectos cuantitativos; en muchos casos se observó la degradación al interior de los sistemas, impacto que afectan a determinadas especies, probablemente en forma transitoria, efecto que provoca por ejemplo la tala selectiva de los árboles al interior de los fragmentos, lo que habría que cuantificarse en trabajos futuros. Por otro lado y en gran medida ya existe una pérdida de los hábitats naturales de las especies, provocando impactos tan severos que todas o casi todas las especies están gravemente afectadas visto que el tiempo de recuperación de estas pérdidas es extremadamente extenso.

Este es el caso del bosque Atlántico del Alto Paraná o bosque Paranaense, (*sensu lato*), o bosques semi deciduos húmedos y sub húmedos (*sensu stricto*) padecen y cuyo remanente oscila entre el 10 y 20% es un caso típico de pérdida de hábitat, con algo más de 1,5 millones de hectáreas en diferentes tamaños; el análisis realizado en base al recuento de fragmentos entre 5 y 20.000 hectáreas demuestra que ya para algunas especies como *Panthera onca* únicamente los dos últimos mencionados, son suficientes para esta especie que precisa de un amplio territorio para sobrevivir-

En el caso del Chaco, se están llegando a superficies que oscilan las 300.000 hectáreas por año; ejemplos de pérdida de ecosistemas boscosos que difícilmente se recuperarán ya que han pasado a integrar áreas de agricultura y ganadería; el fenómeno de la concentración de la fauna, en particular de mamíferos, en los fragmentos mayores por la causa mencionada, es ya una realidad.

Sin embargo, sea en los remanentes forestales del bosque Paranaense o de los de la región chaqueña, muchos de estos fragmentos ya se encuentran totalmente degradados o en franco proceso de degradación, mayormente debido a la tala de maderas valiosas para la construcción o como material energético, lo que afecta la riqueza específica por un lado, por pérdida de individuos reproductivos (semilleros) y además por el impacto negativo que significa retirar dicho individuo de la masa forestal nativa.

Con relación a la migración de las especies, debe tener en cuenta siempre que cada una de ellas es importante, que podría estar informando sobre cambios en la estructura del hábitat, posiblemente la matriz de hábitats, pero tampoco debe olvidarse que existen cambios en las condiciones climáticas, que si bien aún no están debidamente documentados, estarían afectando la distribución de las especies, por lo que se recomiendan estudios específicos para concluir realmente cual o cuales son las causas de las migraciones.

Finalmente, la falta de límites en el crecimiento urbano se suma a los problemas mencionados, trayendo nefastas consecuencias sobre la población rural como lo son las fumigaciones mal hechas y que permanentemente hostigan a las autoridades de aplicación, que se caracterizan por sus innumerables debilidades.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Sr. Hugo del Castillo, encargado de la base de datos de la biodiversidad y a Fernando Castillo, encargado del área de geoprocésamiento, ambos de

la Asociación Guyra Paraguay, por la importante información aportada para la elaboración del trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

BUDOWSKI, 1961. *Studies on Forest Soccension in Costa Rica and Panamá*. School of Forestry. *Yales University Press*. 189 pp-

EWEL, J. 1983. Introduction. *Biotropica* 12.

HUANG, C., KIM, S., ALSTATT, A., TOWNSHEND, J.R.G., DAVIS, P., SONG, K., TUCKER, C.J., RODAS, O., YANOSKY, A., CLAY. R. Y J. MUSINSKY. 2007. Rapid Loss of Paraguay's Atlantic Forest and status of protected areas. A Landsat Assessment. *Remote Sensing of Environment* 106: 460-466.

HUANG, C., KIM, S., SONG, K., TOWNSHEND, J.R.G., DAVIS, ALSTATT, A., P., RODAS, O., YANOSKY, A., CLAY. R., TUCKER, C.J. Y J. MUSINSKY .2009. Assessment of Paraguay's Forest Cover Change Using Landsat Observations. *Global and Planetary Change* 67: 1-12.

MERELES, F. Y R. DEGEN. 1997. Leñosas colonizadoras e indicadoras de sitios modificados en el Chaco boreal, Paraguay. *Rojasiana* 4(1): 25-83

MERELES, F. Y R. DEGEN. 1994. *Calotropis procera* (Ait.) Ait., (Asclepiadaceae), nueva cita para la flora del Paraguay. *Rojasiana* 2(1): 38.

MERELES, F. 1998. Etude de la flore et de la végétation de la mosaïque savanne-palmeraie dans le Chaco boreal, Paraguay. Tesis Doctoral N° 2000. Faculté des Sciences, Université de Génève, Suiza.

MERELES, F. 2001. Formaciones Vegetales de las cuencas del Capiibary y Tebicuary'mi. IN: PASIG, R. (ed.), Proyecto Sistema Ambiental de la Región Oriental, SARO. Cooperación Técnica Alemana del Instituto Federal de Geociencias y Recursos Naturales, BGR y Dirección de Gestión Ambiental, Secretaría del Ambiente, SEAM. 43-55 pp.

MERELES, F. 2004. Principales tipos de vegetación. IN: SALAS, D., MERELES, F. y A. YANOSKY (eds.), Humedales del Paraguay. Convención RAMSAR, Fundación Moisés Bertoni para la Conservación de la Naturaleza, Comité Nacional de Humedales del Paraguay, Proyecto WWF/01/PAR 2 y Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos de América, 67-88.

MERELES, F. (2005). Una aproximación al conocimiento de las formaciones vegetales del Chaco boreal, Paraguay. *Rojasiana* 6(2): 5-48.

MERELES, M. F. Y O. RODAS. 2009. El proceso de fragmentación de hábitat en el Chaco paraguay y sus efectos sobre la biodiversidad. IN: MORELLO, J. y A. RODRIGUEZ (eds.), El Chaco sin Bosques: la Pampa o el Desierto del Futuro. Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente, GEPAMA, Organización de las Naciones Unidas para la

Educación, la Ciencia y la Cultura, UNESCO, Programa del Hombre y la Biosfera, MaB y Facultad de Diseño y Urbanismo, Universidad de Buenos Aires, UBA: 271-290.

PEREZ, N. 2012. Comentarios Personales sobre observaciones de aves. Itaipu Binacional, Hernandarias, Paraguay.

RICHARDS, P. W. 1955. The Secondary Succession in the Tropical Rain Forest. *Sci. Progr.* 43: 45-57.

SCHININI, A. 2010. Orquídeas Nativas del Paraguay. *Rojasiana* 9(1-2): 1-316.

STUTZ DE ORTEGA, L. 1986. Etudes floristiques de divers stades secondaires des formations forestières du Haut Parana (Paraguay Oriental). Floraison, fructification et dispersión des espèces forestières. *Candollea* 41(1): 121-144.

STUTZ DE ORTEGA, L. 1989. Aspect floristique des formations secondaires en forêt tropicale humide. I. Caractéristique générales des forêts secondaires. *Société Botanique de Genève*, 19: 147-167.

TABER, A. B. 1993. The Chacoan peccary (*Catagonus wagneri*). IN: OLIVER, W. L. R. (ed.), Pigs, Peccaries, and Hippos: Status Survey and Conservation Action Plan: 22-28. IUCN, Gland, Switzerland.

VON MAYDELL, H.-J. (1992). Arbres et Arbustes du Sahel: leurs caractéristiques et leurs utilisations. GTZ y Verlag Joseph Margraf. 191.192.

IMPACTOS SOCIOAMBIENTALES DE LA EXPANSIÓN AGRÍCOLA EN URUGUAY: UNA MIRADA INTERDISCIPLINARIA AL PROCESO DE “SOJIZACIÓN”

Socio-ecological impacts of agricultural expansion in Uruguay: an interdisciplinary look at the process of soybean intensification

Alvaro Soutullo^{1,2,3}, Gabriel Oyhantcabal^{1,4}, Carlos Santos^{1,4}, Mariana Nin^{1,2},
Pedro Arbeletche^{1,5}, Marcel Achkar^{1,6}, Carolina Faccio^{1,6} y Alejandro Brazeiro^{1,6*}

1. Núcleo Interdisciplinario Biodiversidad y Sociedad, Espacio Interdisciplinario, UdelaR
2. Área de Biodiversidad y Conservación, Museo Nacional de Historia Natural, DICyT, MEC
3. Laboratorio de Etología, Ecología y Evolución, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable, MEC
4. Servicio Central de Extensión y Actividades en el Medio, UdelaR
5. Departamento de Ciencias Sociales, Facultad de Agronomía, UdelaR
6. Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UdelaR.

* BEC, IECA, Facultad de Ciencias, Iguá 4225, 11400 Montevideo, Uruguay. ecologiaap@gmail.com.

RESUMEN

En los últimos años se ha producido en Uruguay una fuerte expansión e intensificación agrícola, liderada por el cultivo de soja (“sojización”). En este trabajo, se evalúan los efectos socio-ambientales de la “sojización” en Soriano, el principal departamento sojero de Uruguay. Se pusieron a prueba los supuestos subyacentes del modelo productivo agroexportador que impulsa este proceso: (1) el crecimiento agrícola provoca una mejora en las condiciones de vida en Soriano y (2) el proceso no impacta significativamente en la calidad ambiental del departamento. Se analizó la variación temporal de indicadores socio-ambientales entre los años 2000 y 2009, período caracterizado por un acelerado crecimiento del sector sojero. Se seleccionaron indicadores descriptivos de 3 subsistemas: agrícola, social y ecológico. En el subsistema agrícola se observó una expansión exponencial del cultivo de soja que pasó de 8.000 a 237.000 ha, con un incremento en la utilización de agrotóxicos (principalmente glifosato, cipermetrina y endosulfán). La superficie forestal se duplicó, mientras que el área ganadera se contrajo, reduciéndose el stock ganadero un 42%. Se advirtieron además cambios en la estructura agraria, destacándose la aparición de nuevos actores empresariales. Los resultados sociales sugieren que el proceso de “sojización” no ha estado asociado a una mejora generalizada en las condiciones de vida, a pesar de generarse efectos positivos en algunos indicadores económicos y laborales. En el subsistema ecológico, el avance de la frontera agrícola se ha dado a expensas de ecosistemas naturales, perdiéndose un 11% de bosques y praderas, lo que ha comprometido la capacidad del territorio de amortiguar fluctuaciones hídricas, retener carbono, mantener la calidad del agua y conservar recursos genéticos. Lejos de ser concluyente, este estudio es una invitación a reflexionar sobre la expansión agrícola en Uruguay, particularmente sobre la forma de evaluar los beneficios y perjuicios asociados.

Palabras Clave: bienestar humano, expansión agrícola, servicios ecosistémicos, sistema socio-ecológico, soja

SUMMARY

In recent years Uruguay has experienced a process of agricultural expansion and intensification, led by an increase in the production of soybeans ("soybeanization"). In this study we evaluated socio-environmental effects of this process in Soriano, the main soybean producer in Uruguay. We tested two underlying assumptions of the agricultural model that drives this process: (1) agricultural growth leads to an improvement in human well-being in Soriano and (2) the process does not significantly impact on the environmental quality of the Department. We analyzed temporal trends in socio-environmental indicators between 2000 and 2009, a period characterized by a rapid growth of the soybean sector. Descriptive indicators were selected from three subsystems: Agricultural, social and ecological. In the agricultural subsystem we observed an exponential increase in soybean croplands, which rose from 8000 to 237000 ha, with an associated increase in the use of agrochemicals (especially glyphosate, cypermethrin and endosulfan). The area of forest plantations doubled, while the livestock area shrank, reducing the cattle stock by 42%. Further changes were noted in the agrarian structure, highlighting the emergence of new business actors. The social results suggest that the process of "soybeanization" has not been associated with a generalized improvement in living conditions, despite generating positive effects on some economic indicators. In the ecological subsystem, the advance of the agricultural frontier occurred at the expense of natural ecosystems, losing 11% of forests and grasslands, which have compromised the ability of the landscape to buffer water fluctuations, retain carbon, maintain water quality, and conserve genetic resources. Far from conclusive, this study is an invitation to reflect on the process of agricultural expansion in Uruguay, particularly on how to assess the benefits and harms associated. Keywords: human welfare, agricultural expansion, ecosystem services, socio-ecological system, soy

INTRODUCCIÓN

En los últimos años se ha producido un crecimiento exponencial del sector agrícola en Uruguay, liderado por el cultivo de soja (Saavedra, 2011). Este proceso trajo además como novedad, el avance de sistemas con doble cultivo anual (verano e invierno), de forma que, sumando el área total de cultivos de verano e invierno, se alcanzó un record histórico en el área con agricultura de secano en la zafra 2009/10 con 1,76 millones ha. El proceso de "sojización" que está ocurriendo en Uruguay, es en realidad parte de un fenómeno regional, con fuerte expresión en el Cono Sur de Sudamérica (Pengue, 2005). Este fenómeno está impulsado por una alta demanda del mercado internacional y un paquete tecnológico (i.e., semillas transgénicas resistentes al glifosato y paquetes de siembra directa) que asegura una productividad media (1500 - 2000 kg/ha). En Uruguay, la política de libre ingreso de capitales al sector agrícola, ha despertado el interés de grandes inversores (muchos de ellos extranjeros), exacerbando el fenómeno (Arbeletche *et al.*, 2007).

Si bien existe en Uruguay una visión generalizada de que dicho proceso ha tenido un impacto positivo en dinamizar la economía, no existen análisis de fondo que permitan evaluar de qué forma este proceso ha impactado en las condiciones de vida de la población y cuáles han sido sus efectos en las condiciones ambientales del país. La visión desarrollista que promueve el crecimiento del agronegocio sojero se resume claramente en las ideas de Secco y Errea (2008), quienes plantean que "Este proceso [la

intensificación agrícola] ha creado oportunidades inéditas para la población rural y ha impulsado cambios en la estructura agraria y modificaciones en la población, el empleo, las dinámicas territoriales y los ingresos rurales. Todo ello implica un mejoramiento de las condiciones de vida rurales y de las oportunidades de desarrollo personal”. Estos autores plantean que en la medida en que las tendencias se consoliden, se irá modificando la estructura agraria. Se podría esperar una reducción del peso de la agricultura familiar (de la microempresa rural); una mayor proporción del empleo estará compuesta por asalariados —menor ponderación de microempresarios—; probablemente los asalariados rurales se parecerán cada vez más a los asalariados industriales: vivirán en centros poblados, serán más especializados, tendrán mayores ingresos, mayor acceso a la educación, a la salud, a la cultura, al esparcimiento y al confort urbano. Se modificarán los estilos de vida rurales; los hábitos y valores de la campaña podrán irse diluyendo. Son procesos que se han vivido en determinados nichos dentro del país y en forma más generalizada en países vecinos. Muchos trabajadores y productores rurales tendrán dificultades para reinsertarse en procesos de esta naturaleza. En especial, los de más edad y menores calificaciones, mientras que los más jóvenes tienden a preferir las nuevas maneras que se ofrecen”. Pero al mismo tiempo, el sector ambiental plantea que la sojización ha agudizado la presión sobre los recursos naturales, en particular el suelo, así como ha generalizado el uso de agrotóxicos de documentado impacto sobre la salud de los ecosistemas (incluidos los humanos). Asimismo trae aparejado el desarrollo de un modelo productivo caracterizado por la concentración de la producción, las economías de escala, la sustitución de trabajo por capital, la expulsión de la producción familiar, la omnipresencia de los agronegocios transnacionales, y la reprimarización agro-exportadora (Narbondo y Oyhantçabal 2011).

El objetivo de este trabajo fue realizar una primera aproximación a la evaluación integral de los impactos del proceso de “sojización” sobre el ambiente y las condiciones de vida en una de las principales regiones sojeras de Uruguay (el departamento de Soriano). En particular, evaluar dos supuestos del modelo productivo agroexportador que impulsa el proceso de sojización en Uruguay: (1) el proceso de crecimiento agrícola resulta en una mejora en las condiciones de vida de la población de Soriano, y (2) el proceso de crecimiento agrícola no impacta significativamente en la calidad ambiental del departamento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El análisis se realizó en el departamento de Soriano (Figura 1), donde se concentra cerca del 30% del área agrícola nacional (DIEA, 2011), siendo la agricultura y los sistemas agrícola-ganaderos los principales rubros productivos del departamento, seguidos por el forestal y lechero, y por último el hortícola.

Entre los años 1990 y 2000 se redujo el número de predios productivos (de 2335 a 2197) pero aumentó la superficie promedio de los mismos. La superficie total explotada aumentó en casi 40000 ha (de 793964 a 833689 ha). Desde el año 2002 Soriano atravesó por un fuerte cambio en el uso del suelo producto de la expansión de la agricultura.



Figura 1. Área de estudio. Localización del departamento de Soriano en Uruguay.

MÉTODOS

El marco conceptual utilizado en este trabajo se nutre esencialmente de tres fuentes: (1) la evaluación de los ecosistemas del milenio (MEA 2003), (2) la perspectiva de los Síndromes de Sustentabilidad del Desarrollo (SSD) (extensión y generalización del concepto de síndromes de cambio global, definidos por el German Advisory Council on Global Change, 1996 (WBGU) y (3) el enfoque GEO para la realización de evaluaciones ambientales integrales (PNUMA-IISD 2007). Básicamente, estas aproximaciones reconocen la necesidad de enfocarse en sistemas socio-ecológicos acoplados como unidad de análisis. Estos sistemas están sujetos a influencias externas de gran escala, o fuerzas motrices (e.g., mercado internacional), que se traducen en presiones concretas que afectan distintas dimensiones (e.g., social, ecológica) del sistema. Estas presiones producen alteraciones en el ambiente, que pueden indirectamente afectar a la sociedad a través de modificaciones en los servicios ecosistémicos (*sensu* MEA 2003).

Tomando como referencia estos trabajos, nuestro abordaje metodológico se organizó en cuatro etapas que se describen a continuación:

(1) Segregación del sistema socio-ambiental en tres sub-sistemas: agrícola, ecológico (o biofísico) y social (o socioeconómico). El subsistema agrícola abarca los recursos naturales (tierra, agua, pasturas, animales, etc.) gestionados por los productores agropecuarios para obtener diversos productos agrícolas. El subsistema ecológico comprende a los ecosistemas naturales y semi-naturales del departamento, incluyendo los organismos que los componen, los paisajes que dichos ecosistemas conforman, y las distintas interacciones entre todos estos elementos, incluyendo las funciones y servicios ecosistémicos resultantes. Finalmente, el subsistema social comprende las instituciones sociales, los ciclos sociales, y el orden social que determinan las dinámicas de reproducción social en el departamento de Soriano en su conjunto.

(2) Formulación de predicciones. A efectos de evaluar las hipótesis planteadas, se formularon predicciones sobre los cambios esperados en el sistema social y ecológico, en torno a un conjunto de variables descriptoras de cada sistema. En el caso del sistema

social se identificaron variables que permitieran abordar todas las dimensiones de la reproducción social (*sensu* Narotzky, 2004). Las fuentes de información utilizadas consistieron en estadísticas existentes en el país, procesamiento de imágenes satelitales y consultas a expertos. En total se consideraron 41 variables para describir el sistema agrícola, 24 variables para el sistema social y 9 para el sistema ecológico (ver detalles en Anexos).

(3) Análisis de cambios en los descriptores. El cambio de los descriptores del sistema social se analizó a partir de correlaciones temporales en los valores a nivel de Soriano y se comparó con las tendencias observadas en el resto del país (o en Montevideo cuando no estaba disponible la información a nivel nacional). En el caso del sistema ecológico se evaluaron diferencias en las variables descriptoras entre los valores observados en 2000 y 2009.

(4) Interpretación de los resultados. En esta etapa se consideró que los cambios en el subsistema agrícola actúan como forzantes en los demás subsistemas. Se asumió que más allá de sus impactos difusos en otros sectores del país, un aumento en la actividad agrícola en Soriano debería impactar directamente en los subsistemas social y ecológico del departamento. En este sentido, se consideró que los cambios observados en Soriano que no resultaron significativamente diferentes de los cambios observados para Uruguay, no podían atribuirse directamente a los efectos de la expansión agrícola en este departamento.

RESULTADOS

Subsistema agrícola

Los principales resultados en el subsistema agrícola dan cuenta de la expansión exponencial del cultivo de soja en Soriano, que pasó de 8000 ha a 237000 ha. Como parte de este proceso la agricultura creció en Uruguay más de 800000 ha, llegando a 1.2 millones de ha en el período estudiado, con el avance de sistemas con doble cultivo anual, acercándose al máximo histórico de 1.5 millones ha de 1956 (Saavedra, 2011).

En Soriano el área bajo cultivo (i.e., chacra) creció un 83% entre el 2000 y el 2009 (pasando de 164000 a 300000 ha). Una novedad que introdujo el proceso de intensificación agrícola ha sido el avance de sistemas con doble cultivo anual (verano e invierno), que combina agricultura continua con soja continua con campo desnudo en invierno, que como contracara ha desplazado las rotaciones agrícola-ganaderas aumentando la susceptibilidad de los suelos a la erosión hídrica. Esta situación llevó a que el Estado emitiera un nuevo decreto reglamentario (405/2008) del Decreto-Ley N° 15.239 (1981) de Uso y Conservación de los Suelos y las Aguas, y aprobó la Ley N° 18.5641 (2009), que obliga a los agricultores a realizar planes de cultivos que contemplen la preservación de suelos y aguas.

La expansión agrícola también provocó un incremento en la utilización de agrotóxicos, en particular de los tres más utilizados en el cultivo de soja: glifosato, cipermetrina y endosulfán (Blum *et al.*, 2008). Este último fue prohibido en Uruguay a fines de 2011 luego de que ingresara a la lista de Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) del Convenio de Estocolmo. En el caso del glifosato, un herbicida que puede provocar muerte de embriones, placentas y células umbilicales de humanos (UNL, 2010), las estimaciones realizadas dan cuenta de que para la soja en Soriano las aplicaciones pasaron de 18 a 530 ton en el período analizado.

Los cambios en el uso del suelo asociados a la expansión agrícola, muestran también un crecimiento de la forestación que alcanzó las 35100 ha, aunque se trata de un área menor en el total departamental. Por el contrario, la ganadería perdió superficie, lo que se observó en la pérdida de 60000 ha de campo natural y 122000 ha de praderas y mejoramientos forrajeros según declaraciones a la Dirección General de Semovientes (DICOSE). La reducción del área supuso una caída del stock de ganado que pasó de 930000 a 540000 cabezas, siendo mayor la reducción para los ovinos (62%) que para los bovinos (23%).

En cuanto a la estructura agraria, no se obtuvo información de nivel departamental. No obstante todo indica que Soriano acompañó las trayectorias de cambio registradas a nivel nacional. Estas muestran el arribo de actores empresariales “nuevos”, en especial los “gerenciadores agrícolas” o “empresas en red” provenientes de Argentina (Arbeletche y Gutiérrez, 2010). Es el caso de las empresas El Tejar, ADP (Grupo Los Grobo), Cosechas del Uruguay, MSU y Garmet que controlan en total cerca de 350000 ha en Uruguay (Narbondo y Oyhantçabal, 2011). La concentración de la producción y la tierra en estas nuevas empresas tuvo como consecuencia el desplazamiento de los productores presentes antes del “boom” agrícola, que se redujeron de 2025 a 867. Dentro de estos el sector más perjudicado fue la producción familiar agrícola.

La generación de empleo muestra por un lado un incremento en la demanda de fuerza de trabajo por incremento del área agrícola, mientras que por otro se observa una reducción de la demanda de fuerza de trabajo a nivel primario por el incremento de la composición orgánica de capital en la agricultura (Narbondo y Oyhantçabal, 2011). Estas tendencias contradictorias llevaron a que entre el año 2000 y 2009 los trabajadores agropecuarios en Soriano pasaran de 7705 a 8470 según cifras oficiales (ver Anexos). El cambio más significativo en cuanto al empleo fue el incremento de los trabajadores registrados en la seguridad social (BPS). En cuanto a las modalidades de contratación, Figueredo (2012) identifica una situación de “precariedad encubierta” dada por la flexibilización laboral que supone la consolidación de los contratistas como intermediarios entre los asalariados y los capitalistas agrícolas, la zafralidad laboral asociada a los ciclos agrícolas, los procesos de migración inter-departamental, la ausencia de actividad sindical, la prolongación de la jornada laboral (de hasta 16 horas en zafra) y la productividad como criterio central de remuneración salarial.

Para los resultados económicos tampoco se pudo discriminar el análisis a nivel departamental, por lo que se analizó la performance nacional, asumiendo una alta correlación con la situación en Soriano. El resultado más visible de la soja se asocia al incremento de la producción y las exportaciones que alcanzaron en 2009 US\$ 456 millones (US\$ 1350 millones en 2012), al tiempo que se incrementó significativamente el peso de la soja en el PBI agropecuario. Sin embargo la recaudación impositiva estimada proveniente de la fase agrícola de la soja ascendió a US\$ 30.5 millones para la zafra 2009/2010. La cifra es reducida si se la compara con Argentina, donde la soja tributa 5 veces más por tonelada y 7 veces por hectárea. Además la soja agrava la tendencia a la desigualdad en la distribución de los ingresos, asociado a la alta concentración de la producción, en la medida que el agro profundiza la tendencia a la concentración de la riqueza (PNUD, 2008). Las estimaciones para la zafra 2009/10 arrojaron que en la distribución del valor generado, los terratenientes embolsaron US\$ 133.4 millones (20.6%), los empresarios US\$ 93.2 millones (12.8%) por concepto de

utilidades, mientras que el trabajo agrícola sólo se apropió de US\$ 11.7 millones (1.8%) y el Estado recaudó a través de impuestos directos US\$ 30.5 millones (4.7%).

Subsistema social

Para evaluar la hipótesis de que el proceso de crecimiento agrícola resulta en una mejora en las condiciones de vida de la población de Soriano se evaluaron 24 predictores a partir de información procesada y actualmente disponible a través de diversas oficinas de gobierno. Metodológicamente fue una opción del equipo no realizar procesamientos de información y utilizar la información disponible porque es, de hecho, la que está utilizando el país para el monitoreo de su actividad económica, sus políticas públicas y la situación social. Se elaboraron y evaluaron las predicciones que se señalan en la Tabla 1, agrupadas según las dimensiones de la reproducción social que abordan.

Tabla 1. Predicciones planteadas para cada dimensión abordada y variables correspondientes.

DIMENSIÓN/HIPÓTESIS	VARIABLE ANALIZADA
Cuidado	
Aumenta el porcentaje de trabajadores que gozan de los beneficios de la seguridad social.	1. Trabajadores cubiertos por la seguridad social
Conocimiento	
Aumenta el número de personas que pueden leer y escribir, lo que genera mayores oportunidades, libertad de elección y posibilidades de integración social.	2. Tasa de alfabetización
Aumenta el número de personas inscritas en el sistema educativo, lo que brinda mayores oportunidades, libertad de elección y posibilidades de integración social. En el caso de estudiantes de primaria se traduce además en acceso a cuidados y alimento.	3. Tasa bruta de matriculación combinada
Aumenta el acceso de la población a una diversidad de fuentes de información.	4. Porcentaje de conexión a TV cable
Protección	
Mejora la seguridad vial, lo que debería manifestarse en una disminución en la tasa de accidentes.	5. Tasa de accidentes de tránsito
Mejora las medidas de seguridad o crea un contexto sociocultural más integrado/menos violento, lo que debería manifestarse en una disminución en la tasa de daños.	6. Tasa de daños
Mejora las medidas de seguridad o crea un contexto sociocultural más integrado/menos violento, lo que debería manifestarse en una disminución en la cantidad de rapiñas.	7. Tasa de rapiñas
Mejora las medidas de seguridad o crea un contexto sociocultural más integrado/menos violento, lo que debería manifestarse en una disminución en la cantidad de hurtos.	8. Tasa de hurtos
Crea un contexto sociocultural más integrado, lo que debería manifestarse en una disminución en la tasa de tentativas de suicidio.	9. Tasa de tentativas de suicidios
Mejora las medidas de seguridad o crea un contexto sociocultural más integrado/menos violento, lo que debería manifestarse en una disminución en la tasa de homicidios.	10. Tasa de homicidios
Salud	
Mejoran las condiciones de salud y hay un contexto sociocultural más integrado y menos violento que favorece un incremento en la esperanza de vida al nacer.	11. Esperanza de vida al nacer
Mejoran las condiciones de salud, lo que favorece una disminución en la tasa de mortalidad infantil.	12. Tasa de mortalidad infantil
Estructura y vínculos sociales	
Permite un contexto social más integrado, lo que se ve reflejado en una mayor igualdad en la distribución de los ingresos, manifestado como una disminución en el índice de Gini.	13. Índice de desigualdad / Gini
Atrae población en edad activa, que debería manifestarse en una	14. Relación de dependencia

disminución de la relación de dependencia demográfica.	demográfica
Permite una distribución más equitativa en la fuerza de trabajo en términos de género, lo que se expresa en un aumento de la tasa de actividad femenina.	15. Tasa de actividad femenina
Subsistencia	
Mejora el acceso a los servicios básicos, lo que se expresa en una disminución en la carencia de acceso al agua potable.	16. Carencia de acceso al agua potable
Aumenta la riqueza por habitante.	17. PBI per cápita
Aumenta la riqueza de la población, lo que se expresa como un aumento en el ingreso promedio de los hogares.	18. Ingreso promedio de los hogares per cápita
Aumenta la proporción de habitantes con capacidad de compra de vivienda, lo que genera una disminución en la precariedad en la tenencia de vivienda y en la concentración de la propiedad, y una mayor proporción de habitantes con bienes patrimoniales, y se expresa como un aumento en el número de habitantes con vivienda propia.	19. Proporción de propietarios de vivienda
Disminuye la precariedad en el acceso a vivienda, expresado como una disminución en el número de ocupantes.	20. Proporción de ocupantes
Disminuye el porcentaje de personas desocupadas.	21. Tasa de desempleo
Aumenta la proporción de personas con empleo.	22. Tasa de actividad
Aumenta la posibilidad de acceso a una vivienda digna, expresado como una disminución en el hacinamiento en los hogares.	23. Hacinamiento
Aumenta el acceso a artefactos básicos de confort.	24. Carencia de artefactos básicos de confort del hogar

Para evaluar tendencias temporales en estas variables se utilizaron correlaciones no paramétricas con el año. Para comparar las tendencias observadas a nivel nacional y departamental se evaluaron tendencias temporales en la diferencia entre los valores observados a nivel nacional y departamental cada año (Anexos). La diferencia entre los indicadores de Soriano y el País (i.e., $D = \text{valor Soriano} - \text{valor País}$) se calculó sobre los valores estandarizados, tomando como referencia el valor máximo registrado en la serie temporal analizada. Tendencias temporales significativas en los valores de D se interpretaron como evidencia de un potencial efecto (positivo o negativo) de la expansión agrícola en Soriano (en relación con ese indicador).

No se pudieron evaluar 4 indicadores, debido a la falta de información oficial adecuada (i.e., al menos 5 datos en el período de estudio). De los 20 indicadores evaluados, 9 sugirieron una mejora relativa en las condiciones de vida de la población de Soriano, en otras 2 variables se observó un proceso de deterioro respecto al resto del país, y en las 9 restantes no se observaron diferencias (Tabla 2). Los potenciales impactos positivos de la expansión agrícola están vinculados principalmente a la dimensión de conocimiento, con efectos ambiguos en las dimensiones estructura y vínculos sociales, protección y subsistencia, y ningún impacto (o impactos negativos) en las dimensiones salud y cuidado.

Tabla 2. Impactos de la expansión agrícola en Soriano sobre indicadores de reproducción social.

Variables		Soriano	País/M VD	Diferencia	Situación en Soriano respecto al resto del país	Relación Predicha	Cumple predicción
CUIDADO							
	Rs	.762*	.476	.571	No hay diferencia	Aumenta	No
Porcentaje de trabajadores cubiertos por la seguridad social	p-valor	.028	.233	.139			
	N	8	8	8			
CONOCIMIENTO							
Conexión a TV Cable	Rs	.783*	.550	.883**	Aumenta	Aumenta	Si

(Porcentaje)	p-valor	.013	.125	.002			
	N	9	9	9			
PROTECCIÓN							
	Rs	.700*	.733*	.600	Aumenta	Disminuye	No
Tasa de accidentes de tránsito	p-valor	.036	.025	.088			
	N	9	9	9			
	Rs	.359	.650*	-.370	No hay diferencia	Disminuye	No
Tasa de daños	p-valor	.309	.042	.293			
	N	10	10	10			
	Rs	.815**	.915**	.745*	Aumenta	Disminuye	No
Tasa de rapiñas	p-valor	.004	.000	.013			
	N	10	10	10			
	Rs	.115	.952**	-.661*	Disminuye	Disminuye	Si
Tasa de hurtos	p-valor	.751	.000	.038			
	N	10	10	10			
	Rs	.200	.939**	-.576	Disminuye	Disminuye	Si
Tasa de tentativas de suicidio	p-valor	.580	.000	.082			
	N	10	10	10			
	Rs	.565	.128	.515	No hay diferencia	Disminuye	No
Tasa de Homicidios	p-valor	.089	.725	.128			
	N	10	10	10			
SALUD							
	Rs	-.418	-.850**	.394	No hay diferencia	Disminuye	No
Tasa de mortalidad infantil	p-valor	.229	.004	.260			
	N	10	9	10			
ESTRUCTURA Y VINCULOS SOCIALES							
	Rs	.455	.470	-.180	No hay diferencia	Disminuye	No
Desigualdad (índice de Gini)	p-valor	.257	.240	.670			
	N	8	8	8			
	Rs	-1.000**	-1.000**	-.150	No hay diferencia	Disminuye	No
Tasa de dependencia demográfica	p-valor	.	.	.700			
	N	9	9	9			
	Rs	.894**	.745*	.721*	Aumenta	Aumenta	Si
Tasa de actividad femenina por departamento (Pais Urbano)	p-valor	.000	.013	.019			
	N	10	10	10			
SUBSISTENCIA							
	Rs	-.772**	-.620	-.564	Disminuye	Disminuye	Si
Carencia de acceso al agua potable (%)	p-valor	.009	.056	.090			
	N	10	10	10			

Ingreso promedio de los hogares	Rs	.988**	.988**	.794**	Aumenta	Aumenta	Si
	p-valor	.000	.000	.006			
	N	10	10	10			
Propietarios de viviendas - urbano	Rs	.503	-.830**	.733*	Aumenta	Aumenta	Si
	p-valor	.138	.003	.016			
	N	10	10	10			
Ocupantes de viviendas - urbano	Rs	-.624	.855**	-.879**	Disminuye	Disminuye	Si
	p-valor	.054	.002	.001			
	N	10	10	10			
Tasa de desempleo por departamento (País Urbano) (%)	Rs	-.915**	-.891**	-.442	No hay diferencia	Disminuye	No
	p-valor	.000	.001	.200			
	N	10	10	10			
Tasa de actividad por departamento (País Urbano) (%)	Rs	.855**	.620	.818**	Aumenta	Aumenta	Si
	p-valor	.002	.056	.004			
	N	10	10	10			
Hacinamiento (País urbano) (%)	Rs	-.503	-.964**	.455	No hay diferencia	Disminuye	No
	p-valor	.138	.000	.187			
	N	10	10	10			
Carencia de artefactos básicos de confort del hogar (País urbano) (%)	Rs	.150	.633	.000	No hay diferencia	Disminuye	No
	p-valor	.700	.067	1.000			
	N	9	9	9			

Subsistema ecológico

A diferencia de los sistemas agrícola y social, no existen indicadores ambientales disponibles a una escala apropiada para el análisis del impacto de la intensificación agrícola sobre el sistema ecológico de Soriano. Por lo tanto, se utilizaron exclusivamente indicadores derivados del análisis de imágenes satelitales (Landsat 5TM). Estos indicadores deberían ser complementados con otros medidos en terreno, que reflejaran las distintas dimensiones de la calidad ambiental.

Para el análisis se formularon predicciones sobre la variación esperada en un conjunto de indicadores seleccionados, bajo la hipótesis de que la intensificación agrícola no afecta la calidad ambiental del departamento. Dada la información disponible se analizaron exclusivamente componentes de la calidad ambiental vinculados a la integridad ecológica del departamento, expresada como la capacidad de la región de mantener una comunidad de organismos con una composición, diversidad y organización funcional comparable a la encontrada en la región antes del proceso de intensificación agrícola (Parrish *et al.*, 2003). Para evaluar la hipótesis de que “el proceso de crecimiento agrícola no impacta significativamente en la calidad ambiental de Soriano”, se evaluaron las predicciones que se indican en la Tabla 3.

La estimación de la superficie de cada ecosistema se realizó por percepción remota, identificando coberturas del suelo a partir de la clasificación e interpretación de imágenes satelitales Landsat 5 TM para los años 2000 y 2009 (detalles en Anexos). Se

observó una pérdida de más de 4000 ha de bosques (1087 ha de bosque ribereño y 2931 ha de bosque parque), correspondiente al 11% de la superficie de bosques del 2000 (Fig. 2). No obstante, es posible que una fracción de esos bosques correspondan a espinillares (i.e., bosques monoespecíficos de *Acacia caven*) u otros bosques cuya tala haya sido autorizada por la Dirección Forestal del MGAP. Se observó una reducción del área de bosques nativos y un incremento absoluto y relativo del área agrícola sobre suelos no aptos para esta actividad.

Figura 2. Mapas de cobertura del suelo en Soriano en el año 2009 (A) y el 2000 (B).

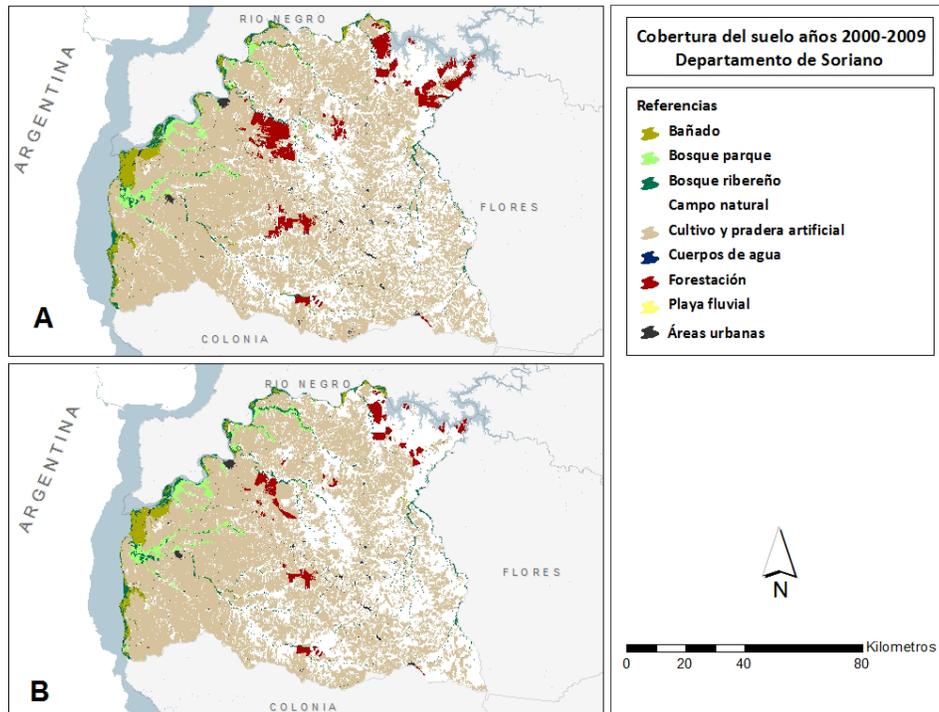


Tabla 3. Predicciones planteadas para cada dimensión abordada, y variables correspondientes.

DIMENSIÓN	VARIABLE ANALIZADA
Superficies de ambientes	
No disminuye la superficie de ecosistemas nativos protegidos por la normativa ambiental del país.	1. Superficie de bosque ribereño y bosque parque
No aumenta el riesgo de pérdida o degradación de suelos como resultado de un incremento en el porcentaje de cultivos sobre tierras consideradas no aptas por la autoridad competente.	2. Porcentaje de cultivos que se encuentran sobre suelos no cultivables
No se sustituyen ecosistemas nativos por cultivos en tierras consideradas no aptas por la autoridad competente.	3. Superficie de cultivos nuevos en suelos no cultivables
Provisión de Servicios ecosistémicos	
No hay una pérdida significativa en ninguno de los servicios ecosistémicos del Departamento analizados, expresada como una disminución mayor al 5% en la superficie efectiva de cada servicio.	4. Superficie efectiva de provisión de 6 servicios ecosistémicos

El porcentaje de cultivo sobre “suelos no cultivables” se estimó tomando como referencia las tierras categorías P, F y R (“no cultivables”) definidas en las pautas de Aptitud General de Uso de la Tierra (DGRNR – MGAP, 2005). El 19% de los suelos cultivados en 2000 (94273 ha) y el 21% de los cultivados en 2009 (107774) corresponden a tierras no aptas para cultivos según las pautas de aptitud general de uso de la tierra. Por su parte, para 2009 surgieron 15845 ha de cultivos nuevos sobre suelos no cultivables, lo que sugiere que los cultivos agrícolas en el departamento podrían estar sustituyendo ecosistemas nativos en sitios no aptos para la actividad agrícola. Desde el punto de vista de la optimización del uso del territorio, esto implica que se están destinando sitios a la producción de un servicio ecosistémico (i.e., producción de alimento) para el cual el territorio no tiene aptitud, en desmedro de otros servicios ecosistémicos (incluyendo resiliencia a cambios climáticos y producción de forraje para ganado), más acordes con las características ecológicas de esos sitios. También en estos dos casos aplica la consideración sobre la posible existencia de una fracción de praderas artificiales dentro de la superficie señalada.

La evaluación del cambio temporal en la provisión de servicios ecosistémicos del departamento se realizó sobre servicios de provisión, regulación y culturales. En cada caso se siguió un proceso analítico jerárquico (AHP; Saaty, 1980) para construir una matriz del aporte relativo de cada ecosistema a la provisión de cada servicio, en base a revisión bibliográfica y a talleres de consulta con especialistas. A partir de esto se calculó la superficie efectiva de producción de cada servicio ecosistémico, como la sumatoria del producto de la contribución relativa de cada ecosistema a un servicio, por su superficie (en hectáreas) y se analizaron ganancias y pérdidas en el Departamento entre el año 2000 y el 2009. La estimación del aporte de cada ecosistema a cada servicio se hizo considerando las características y condiciones actuales de los ecosistemas del Departamento. Los servicios considerados fueron retención de carbono, amortiguación de fluctuaciones hídricas, mantenimiento de la calidad del agua, producción de alimentos, producción de materiales para construcciones y fibras, recursos genéticos y oportunidades de aprendizaje. Dado que la clasificación de imágenes no permite diferenciar cultivos de praderas artificiales, se utilizó información de DICOSE para estimar la superficie de praderas artificiales, a partir de la proporción de la superficie de chacra y praderas artificiales declaradas cada año. El detalle de la metodología empleada se presenta en los Anexos, así como las matrices construidas en el AHP.

Los resultados obtenidos con este abordaje sugieren que en el período estudiado se ha incrementado la superficie efectiva de producción de materiales y fibras para construcción (en un 26%) y producción de alimentos (en un 47%), pero se ha reducido la capacidad del territorio de retener carbono (11%), amortiguar fluctuaciones hídricas (9%), mantener la calidad del agua (7%) y retener recursos genéticos (7%) (Tabla 4). El hecho de que cuatro de los seis servicios analizados hayan sufrido reducciones significativas en su provisión, sugiere que el incremento de la producción de alimentos que resulta del proceso de expansión agrícola ha ocurrido a expensas de la pérdida de otros servicios relevantes para el mantenimiento de las actividades productivas y las condiciones de vida. Es probable que el costo de la pérdida de algunos de estos servicios se refleje en una disminución en la productividad del departamento, que en muchos casos deberá ser contrarrestado por mayores costos de producción o inversión en tecnología, salud, o infraestructuras, entre otras.

Tabla 4. Cambios en la superficie efectiva de provisión de servicios ecosistémicos en Soriano.

Servicios ecosistémicos	Superficie efectiva al 2000 (ha)	Superficie efectiva al 2009 (ha)	% disminución
Retención de carbono	68743	60957	11
Amortiguación de fluctuaciones hídricas	61110	55299	9
Mantenimiento de la calidad de agua	60131	55684	7
Alimentos	155229	220750	-42
Materiales y fibras para construcción	44704	56732	-26
Recursos genéticos	67411	62230	7

Si bien este análisis sugiere que ha habido un aumento en la capacidad del departamento de producir alimento, es importante considerar que el análisis solo mide la capacidad de los agroecosistemas de transformar materia orgánica en alimento. No tiene en cuenta el aporte de otros ecosistemas al mantenimiento de las condiciones que permiten la producción de alimento (formación de suelo, regulación hídrica, disponibilidad de agua, control de plagas, etc.). Un análisis reciente (Soutullo *et al.*, 2012) sugiere que de hecho cuando estos elementos son considerados el aumento de la superficie agrícola implica una pérdida en la capacidad del territorio de generar alimentos, esencialmente como consecuencia del deterioro de las funciones ecológicas que sostienen la producción agropecuaria.

Es importante resaltar que esta aproximación a la evaluación es muy preliminar. Esto refleja esencialmente la escasa información disponible en Uruguay para evaluar el estado del ambiente y los costos ambientales de procesos como el que se analiza en este trabajo, incluyendo los que resultan de la implementación de políticas públicas. Esto es en sí mismo un problema.

Los indicadores construidos para este análisis tienen también importantes limitaciones, y los cambios observados más que arrojar conclusiones definitivas, sirven para identificar posibles tendencias y problemas a analizar en mayor profundidad. Estos análisis deben ser mejorados y ampliados. Creemos sin embargo que este primer esfuerzo de incorporar la consideración del impacto sobre los servicios ecosistémicos (con los potenciales impactos asociados en las condiciones de vida de la población) que resultan de los cambios en el uso del suelo ocurridos en la última década en Uruguay, constituye un aporte relevante al análisis de estos procesos, que debería ser incorporado de manera sistemática en los procesos de diseño y evaluación de políticas públicas.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Este estudio representa un primer esfuerzo de abordar de forma integral el análisis del proceso de expansión agrícola que el país ha experimentado durante la última década. En particular, se centra en el estudio de los cambios ocurridos en Soriano, uno de los principales departamentos agrícolas del país. Si bien existe una visión generalizada de que dicho proceso ha tenido un impacto positivo en dinamizar la economía del país, no existen análisis de fondo que permitan evaluar de qué forma este proceso ha impactado en las condiciones de vida de la población y cuáles han sido sus efectos en las condiciones ambientales del país. Esto responde parcialmente a tres aspectos: (a) los enfoques tradicionalmente utilizados para el abordaje de estas temáticas, mayoritariamente centrados en consideraciones de aspectos económicos y basados en el supuesto de que una mejora en las condiciones económicas resultan casi linealmente en una mejora de las condiciones de vida de la población; (b) la carencia de datos que aborden las múltiples dimensiones de estas temáticas a la escala de análisis adecuada; (c) la escasez de indicadores sociales o económicos (incluyendo indicadores de producción agropecuaria o salud) de cobertura nacional que pueden ser desagregados por debajo del nivel de departamento, lo que dificulta analizar los impactos de los procesos de desarrollo a la escala que perciben las personas. Este estudio propone y pone a prueba un abordaje interdisciplinario para el análisis de este proceso, que considera explícitamente los distintos componentes que determinan y definen las condiciones de vida de la población, así como la capacidad del territorio de brindar los servicios ecosistémicos que sostienen las actividades humanas.

Los resultados sugieren que el proceso de expansión agrícola no ha estado asociado a una mejora generalizada en las condiciones de vida en Soriano, dado que la mayoría de los indicadores evaluados, presentaron tendencias temporales que no se diferenciaron de lo observado a escala nacional. No obstante, ciertos impactos positivos son detectables, principalmente asociados a aspectos económicos y laborales. De acuerdo a Cedrés y Maillot (2011), estos efectos positivos a nivel social han sido mayores entre los sectores más vinculados a la producción agrícola.

Por otra parte, nuestros resultados indican que el aumento en la producción de fibras y alimentos resultante del proceso de expansión agrícola, ha estado asociado a una disminución en la capacidad del territorio de amortiguar fluctuaciones hídricas, retener carbono, mantener la calidad del agua y conservar recursos genéticos.

Efectos sobre la calidad de vida

No se ha verificado un aumento neto en el número de trabajadores en el sector agropecuario en el departamento al tiempo que se incrementaron los niveles de desigualdad en la distribución de los ingresos. A nivel de empleo los impactos se relacionan fundamentalmente con el aumento de la formalización ante el Banco de Previsión Social (BPS), acompañando una tendencia general de la economía del período 2003-2011. A diferencia de lo señalado por otros autores (Tommasino y Bruno, 2010; Errea *et al.*, 2011), se entiende que el incremento de la formalización no puede ser asociado linealmente a un incremento en el nivel de empleo en el sector, en particular por el hecho de que la intensificación agrícola está asociada con un aumento en la composición orgánica de capital que reduce la demanda de fuerza de trabajo. En particular por el hecho de que entre 2000 y 2008, el número de trabajadores cada 1000 ha en la agricultura se redujo de 7 a 3.

Asimismo no se observa un impacto evidente en las condiciones de vida del resto de la población, en especial entre los sectores de menores ingresos. Si bien la información

analizada limita la posibilidad de hacer generalizaciones, cuando se consideran por separado los distintos componentes del condiciones de vida se observa que en general los efectos positivos del proceso de expansión agrícola parecen haber estado vinculados principalmente a la dimensión de conocimiento (conexión a TV cable), con efectos ambiguos en las dimensiones estructura y vínculos sociales, protección, y subsistencia, y ningún impacto (o impactos negativos) en las dimensiones salud y cuidado.

Esta conclusión difiere de lo afirmado por Errea *et al.* (2011) quienes sostienen que el crecimiento económico ha generado mejoras en la calidad de vida de la población, sobre todo en diversos indicadores socioeconómicos en las regiones del país más vinculadas con la actividad agropecuaria: “los resultados del total del país urbano, así como los de Montevideo, que muestran notorias mejoras en prácticamente todos los indicadores seleccionados, también son influidos o explicados en gran medida por el desempeño del sector agropecuario” (Errea *et al.*, 2011). De esta forma asumen un efecto derrame, que debe ser demostrado, para no aparecer como apología celebratoria. Algunas de las posibles explicaciones para comprender por qué estos autores arriban a conclusiones diferentes a las de este trabajo, a partir de prácticamente la misma información secundaria, incluyen: (1) la ausencia de análisis estadísticos en las tendencias temporales de las variables por Errea *et al.* (2011), (2) en la discusión de los resultados estos autores solamente comparan dos momentos en el tiempo y no se consideran los valores absolutos de los indicadores (mejoras relativas en algunos de los indicadores pueden reflejar condiciones iniciales muy desfavorables, y las mejoras observadas no necesariamente reflejan que la situación actual es buena), y (3) estos autores asumen que el comportamiento de los indicadores se explica linealmente por el crecimiento económico, cuando la evolución de los indicadores lo único que demuestra es el grado de asociación entre dos variables, y no necesariamente causalidad directa.

Una de las principales conclusiones respecto a nuestro caso de estudio es que la dinamización del sector agrícola asociada al proceso de “sojización” en Soriano no ha “derramado” ampliamente ni de forma automática beneficios evidentes en el resto de la población. Esto coincide con los resultados del trabajo de Cedrés y Maillot (2011), que encuentran mejoras en las condiciones económicas de la población vinculada a la actividad agropecuaria, pero no en el resto de la población de los departamentos agrícolas del litoral.

Esto sugiere que si se pretende aprovechar esta época de bonanza económica para impulsar el desarrollo del país es necesario implementar políticas públicas dirigidas a mejorar las condiciones de vida de la población que no está directamente vinculada a la actividad agrícola. En particular parece pertinente impulsar políticas orientadas a la redistribución de los ingresos, por ejemplo a través de una política impositiva que grave con mayor énfasis los beneficios del capital tal como sugiere el economista Jorge Notaro (2011). A la misma conclusión arriba una investigación realizada por la FAO en América Latina, que señala que no existe relación directa entre el expansión agrícola y la reducción de la pobreza, al tiempo que plantea que es necesario promover un rol activo del Estado para favorecer la reducción de la pobreza y para corregir las imperfecciones del mercado de trabajo (Da Silva *et al.*, 2009). Lo mismo aplica en términos de políticas de protección del ambiente, considerando que en todo el mundo los procesos de expansión agrícola han tenido fuertes impactos negativos en la calidad ambiental del territorio en el que operan (e.g., Robinson y Sutherland, 2002). El modelo

de producción agrícola actual tiene impactos ambientales negativos, que el Estado debe comprender y contrarrestar con políticas públicas.

El proceso de expansión agrícola no ha sido adecuadamente acompañado de medidas que permitan una mejora generalizada de las condiciones de vida de la población y aseguren la protección del ambiente. Parte del cuestionamiento planteado por algunos actores sociales para la puesta en marcha de medidas de esta índole es que de imponerse restricciones o incrementar la carga impositiva sobre el sector, se corre el riesgo de frenar su dinamismo. Un supuesto importante de esta argumentación es que el incremento en la producción agrícola sostiene el crecimiento económico del país a través de encadenamientos con otros sectores de la economía. Este supuesto debería ser evaluado y probado explícitamente, cuantificando la magnitud del impacto de estos cambios en el crecimiento y sus efectos negativos en otros sectores. La pregunta relevante es cuando, si no es ahora, es el momento apropiado para implementar políticas distributivas que permitan mejoras en las condiciones de vida de toda la población. Si en períodos de bonanza no es posible incrementar la carga impositiva, seguramente será más difícil aún en períodos de estancamiento o recesión.

Para el diseño y evaluación de las políticas agropecuarias del país es necesario identificar y cuantificar objetivamente esos encadenamientos de forma que permita comprender quienes son los beneficiarios directos e indirectos de esta dinamización de la economía y en qué magnitud, así como cuáles son los sectores perjudicados. Por ejemplo, es importante analizar qué pasa con los empresarios o trabajadores que abandonan el campo o cambian de rubro, o con el número de asalariados y empresarios que participan en otras etapas de las cadenas productivas que se ven favorecidas o perjudicadas por este proceso. Esto es particularmente importante si se considera que en gran medida el proceso de expansión agrícola es impulsado por inversores extranjeros y que un porcentaje significativo de las ganancias no quedan en el país.

Las disyuntivas a las que se enfrenta la administración pública podrían resumirse de la siguiente forma: (1) estimular el proceso de expansión agrícola por entender que repercute de forma generalizada en mejores condiciones para la reproducción social de la población y para la preservación del ambiente; (2) favorecer el proceso de expansión agrícola pero con políticas públicas que mitiguen los impactos negativos que se identifiquen; y (3) desestimular el proceso de expansión agrícola por entender que genera más impactos negativos que positivos y promover otro modelo de producción que genere mejores condiciones para la reproducción social y la preservación del ambiente. Más allá de que la opción última siempre será el resultado de qué intereses políticos y económicos predominen, la información científica debería ser un subsidio imprescindible para discutir con fundamentos la elección de una u otra medida.

Lejos de ser concluyentes, los resultados de este estudio son una invitación a discutir y reflexionar sobre el proceso de expansión agrícola que el país transita actualmente y la forma de analizar y evaluar los beneficios y los perjuicios que de él se derivan. Este estudio propone un abordaje integral, en el entendido que estos fenómenos son intrínsecamente multidimensionales y que los abordajes sectoriales inevitablemente generan percepciones distorsionadas de los impactos de estos procesos. Una de las ventajas de este abordaje es que formula predicciones concretas sobre los impactos que se espera obtener como resultado de la expansión agrícola. Asimismo, los resultados de este estudio resaltan la necesidad de avanzar hacia el diseño y evaluación de políticas

públicas considerando múltiples dimensiones y contando con indicadores mensurables de impacto. En la actualidad el país no cuenta con suficientes indicadores que le permitan evaluar los impactos de estos procesos en profundidad. Más allá de indicadores genéricos a escala nacional, existen muy pocos datos socioeconómicos sobre el país rural a escala departamental o local. Tampoco existe un sistema de monitoreo de la biodiversidad del país, la calidad de los servicios ecosistémicos o la salud de los paisajes.

BIBLIOGRAFÍA

ARBELETCHÉ, P; V COURDIN Y G OLIVEIRA, 2007. *Soja y forestación: los impactos sobre la ganadería uruguaya*. CIEA, Buenos Aires, Argentina.

ARBELETCHÉ, P Y G GUTIÉRREZ, 2010. Crecimiento de la agricultura en Uruguay: exclusión social o integración económica en redes. *Pampa*. 6, p 113-138.

BLUM, A; I NARBONDO; G OYHANTÇABAL Y D SANCHO, 2008. *Soja transgénica y sus impactos en Uruguay. La nueva colonización*. Rapal, Montevideo, 196p.

CEDRÉS, E Y F MAILLOT, 2011. *El cambio tecnológico y organizacional en la agricultura de secano y sus repercusiones sobre la evolución de los procesos de exclusión-inclusión laboral. El caso del litoral oeste*. Facultad de Ciencias Económicas y Administración, Montevideo, Uruguay.

DA SILVA, G; S GOMEZ Y R CASTAÑEDA, 2009. Boom agrícola y persistencia de la pobreza rural. Estudio de ocho casos. FAO, Roma, 348 p.

DIEA. 2000. Censo General Agropecuario 2000. Montevideo, MGAP. Disponible en: <<http://www.mgap.gub.uy/Dieaanterior/CENSOVOL2/indice.htm>> [Acceso octubre de 2010]

DIEA. 2004. Agricultura de secano: coeficientes técnicos y presupuestos parciales de cultivos cerealeros y oleaginosos, Montevideo, DIEA-MGAP. Disponible desde: <<http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,5,114,O,S,0,MNU;E;31;2;MNU>> [Acceso octubre de 2010].

DIEA. 2011. Encuesta agrícola: primavera 2010. Montevideo, MGAP. Disponible desde: <http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,5,93,O,S,0,MNU;E;2;16;10;6;MNU>, [Acceso octubre de 2010].

ERREA, E; J PEYROU, Y G SOUTO, 2011. *Transformaciones en el agro uruguayo. Nuevas instituciones y modelos de organización empresarial*. Universidad Católica Montevideo, 207p.

FIGUEREDO ROLLE, S. 2012. Intermediación laboral y organización del trabajo en el contexto de expansión agrícola uruguayo. Tesis Maestría en Ciencias Agrarias. Facultad de Agronomía, Udelar. 113 p.

INE. 2004. Censo 2004, Fase I [Internet]. Montevideo, INE. Disponible desde: <http://www.ine.gub.uy/fase1new/divulgacion_definitivos.asp> [Acceso mayo de 2010]

INE. 2009. Principales resultados 2009 Encuesta Continua de Hogares. Montevideo, Instituto Nacional de Estadística. 151 p.. Disponible desde: <http://www.ine.gub.uy/biblioteca/ech/ech2009/PrincipalesResultados_%202009_Totalv12.pdf> [Acceso 7 de setiembre de 2011]

INE. 2010. Estimaciones de pobreza por el método del ingreso. Año 2009. Montevideo, Instituto Nacional de Estadística. 53 p. Disponible desde: <<http://www.ine.gub.uy/biblioteca/pobreza/Estimaciones%20de%20pobreza%20por%20el%20m%20E9todo%20del%20ingreso%202009.pdf>> [Acceso 7 de setiembre de 2011]

- MAP. 1979. Descripción de las Unidades de Suelos. Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay, Montevideo, MAP, 452p.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2003. *Ecosystems and human well-being. A framework for assessment*. World Resources Institute; Series: Millennium Ecosystem Assessment Series.
- NAROTZKY, S, 2004. *Antropología económica. Nuevas tendencias*. Melusina, Barcelona, 351p.
- NARBONDO, I Y G OYHANTÇABAL, 2011. *Radiografía del agronegocio sojero: descripción de los principales actores y de los impactos socio-económicos en Uruguay*. Edición ampliada y actualizada a 2010, REDES-AT, Montevideo, 130 p.
- NOTARO, J, 2011. *La distribución social del ingreso y la riqueza en el Uruguay. Diagnostico y propuestas*. Montevideo, Mineo, 43 p.
- PARRISH, J; D BRAUN Y R UNNASCH, 2003. Are we conserving what we say we are? Measuring Ecological Integrity within Protected Areas. *BioScience*, 53(9):851-860.
- PENGUE, W, 2005. *Agricultura industrial y transnacionalización en América latina. ¿La transgénesis de un continente?* PNUD, Red de Formación Ambiental para América Latina y el Caribe. México. 220 p
- PNUD. 2008. *Desarrollo humano en Uruguay 2008: Política, políticas y desarrollo humano*. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Uruguay. 388 p.
- PNUMA-IISD (2007): *Manual de capacitación para evaluaciones ambientales integrales y elaboración de informes*. PNUMA, IISD. <http://www.pnuma.org/deat1/pdf/Manual%20EAI-completo%20BR.pdf>
- PNUMA, CLAES, DINAMA. 2008. *GEO Uruguay: Informe del estado del ambiente*. Montevideo. 352pp.
- ROBINSON, R Y W SUTHERLAND, 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39: 157-176.
- SAAVEDRA, C, 2011. Un siglo de agricultura. Montevideo, DIEA-MGAP. Disponible en: <<http://www.mgap.gub.uy/portal/hgxp001.aspx?7,5,93,O,S,0,MNU;E:27;6;MNU>> [Acceso 10 de octubre de 2010]
- SAATY, T, 1980. *The analytic hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation*. McGraw Hill Inc., New York.
- SECCO, J Y E ERREA, 2008. Las tendencias de las cadenas agroindustriales y los efectos sobre el empleo, la demografía y las migraciones, RUMBOS-UNFPA, Montevideo, 30p.
- SOUTULLO, A; L BARTESAGHI; M ACHKAR; A BLUM; A BRAZEIRO; M CERONI; O GUTIÉRREZ; D PANARIO Y L RODRÍGUEZ-GALLEGO, 2012. Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos de Uruguay. Informe Técnico. Convenio MGAP/PPR – CIEDUR/ Facultad de Ciencias/Vida Silvestre Uruguay/Sociedad Zoológica del Uruguay. 20p.
- TOMMASINO, H Y Y BRUNO, 2011. Empresas y trabajadores agropecuarios en el período 2000-2009. En: Anuario OPYPA 2011. Montevideo, MGAP, p. 353-361.
- UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL, 2010. Informe acerca del grado de toxicidad del glifosato. Santa Fe, UNL. Disponible desde: <<http://www.unl.edu.ar/noticias/media/docs/Informe%20Glifosato%20UNL.pdf>> [Acceso 7 de setiembre de 2011]

ANEXOS

<http://www.ei.udelar.edu.uy/prensa/renderItem/itemId/30174/refererPageId/902>

EVALUACIÓN DE LOS CAMBIOS DE ESTADO DE LA COBERTURA VEGETAL DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA CIÉNAGA DE ZAPATA, CUBA. SUS CAUSAS Y CONSECUENCIAS.

Evaluation of the changes of status and trends of vegetation cover in the Zapata Swamp Biosphere Reserve, Cuba. Causes and effects.

Miriam Labrada Pons, Lucas Fernández Reyes, Vanessa Linares Cabrera.
Instituto de Geografía Tropical
miriam@geotech.cu

Resumen

En el presente trabajo se brinda una panorámica sobre los cambios de estado y tendencias de la cobertura vegetal en la Reserva de la Biosfera Ciénaga de Zapata, las causas de la degradación y sus efectos en el funcionamiento ecológico y la conservación del humedal. La investigación se llevó a cabo mediante el empleo combinado de fuentes documentales multitemporales (literales, estadísticas, cartográficas y aeroespaciales), las técnicas de teledetección y SIG. Se constató que los cambios en la cobertura vegetal se agravaron como consecuencia del proceso de asimilación económica del territorio que trajo consigo la deforestación, el deterioro de los suelos, los cambios en el drenaje superficial y las actuales condiciones hidrológicas del territorio. Se detectó además que entre 1956 y el 2009, los mayores cambios en la cobertura vegetal ocurrieron entre los años 2001 y 2009 y que la zona con mayores daños se ubican en la ciénaga septentrional. Las afectaciones en la estructura natural de los bosques por el incremento de las actividades antrópicas ha aumentado la vulnerabilidad de estos ecosistemas a los eventos hidrometeorológicos extremos y a los incendios forestales.
Palabras clave: humedales, cambios de hábitat, cobertura vegetal.

Abstract

This paper provides an overview of the changes of status and trends of vegetation cover in the Zapata Swamp Biosphere Reserve, the causes of its degradation and the effects on the ecology and the wetland conservation. The research was carried out by using a combination of documentary sources (literal, statistics, mapping and aerospace), the techniques of remote sensing and GIS. It was found that vegetation cover worsened as a result of the process of economic assimilation of the territory, which resulted in deforestation, soil degradation, surface drainage changes and modifications in the hydrology of the area. It was also detected that the major changes in vegetation cover for the 1956-2009 lapse occurred between 2001 and 2009, and that the area with the greatest damage is the northern swamp. The damage of the natural structure of the forests by the increased human activity has amplified the vulnerability of these ecosystems to extreme hydrometeorological events and forest fires.
Keywords: wetlands; habitat changes; vegetation cover.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento sobre el estado de la cobertura vegetal resulta de gran importancia teórica y práctica no sólo para la conservación y gestión de este recurso, sino también por su utilidad como bioindicador del equilibrio ambiental de los ecosistemas. La sobrevaloración que se hace frecuentemente de la capacidad de carga y de regeneración de los ecosistemas, ha ocasionado el uso irracional de sus recursos, produciendo grandes impactos ambientales a nivel local y regional.

El cambio de la cobertura vegetal es consecuencia de la interacción de las actividades humanas con el medio natural. Dichos cambios indican el impacto de las actividades económicas y el desarrollo de las comunidades humanas sobre el territorio y permiten identificar problemas relativos a la sustentabilidad de las actividades antrópicas. Los análisis del cambio pueden realizarse incluyendo dos dimensiones (espacio y tiempo), a fin de categorizar y resumir con mayor precisión la relación que guarda el hombre con su medio (Bocco et al., 2009).

La existencia de un alto potencial natural en la Ciénaga de Zapata determinó que, desde épocas tempranas, se iniciara una actividad económica vinculada a actividades extractivas como la producción de carbón, extracción de madera, pesca y caza, así como el cultivo de la caña de azúcar que fueron generando cambios paulatinos en la fisonomía del paisaje. El desarrollo socioeconómico integral proyectado para este territorio a partir del triunfo de la Revolución se tradujo en la construcción de infraestructura técnica de apoyo a los asentamientos humanos, actividad turística, forestal, hidráulica, agricultura, lo que provocó un aumento de la presión sobre los recursos naturales y, por consiguiente, la aparición de problemáticas ambientales y cambios estructurales en este complejo escenario geográfico.

En el presente trabajo se muestran los resultados obtenidos en la identificación y evaluación de los cambios ocurridos en la cobertura vegetal de este ecosistema en las últimas décadas y su incidencia en la dinámica del funcionamiento ecológico y de los bienes y servicios que brinda a los sistemas humanos. La identificación espacial y la cuantificación de estos cambios contribuirán a la caracterización del territorio y a la ubicación de áreas de atención prioritarias, así como al establecimiento de políticas correctivas y a la formulación de planes de acción para el mejor manejo de los recursos.

ÁREA DE ESTUDIO

La Ciénaga de Zapata constituye el humedal más importante del Archipiélago Cubano y uno de los más valiosos del Caribe Insular, es Reserva de la Biosfera y sitio Ramsar, así como también Parque Nacional. Este humedal permite el desarrollo de diversas funciones ecológicas que regulan, soportan y aprovisionan una serie de procesos naturales tales como la generación de vida silvestre, sitios de cría, recursos hídricos y forestales, la exportación de biomasa, la retención de nutrientes, entre otras muchas.

Se encuentra ubicado al sur de la provincia de Matanzas y ocupa un área de 4500 km². Es uno de los mayores y más complejos sistemas de drenaje cárstico del país. Hidrológicamente el humedal es alimentado tanto por escurrimiento superficial como por acuíferos adyacentes de las llanuras de Habana-Matanzas y de Colón, y conduce naturalmente el flujo de sus aguas de este a oeste para desaguar fundamentalmente por el Río Hatiguanico en la Ensenada de la Broa y, en menor cuantía a través del canal Soplillar, en forma léntica hacia la Bahía de Cochinos (Rodríguez Yi, et al.1993).

En estos ecosistemas se encuentran un total de 17 formaciones vegetales, según Del Risco (1978) y aportes de Oviedo (2005) en el Plan de Manejo de la Reserva de la Biosfera Ciénaga de Zapata. Se estima que existen alrededor de 1000 especies de plantas autóctonas, distribuidas en 110 familias; destacándose 115 endemismos cubanos, de ellos 5 locales y alrededor de 30 especies raras o en peligro de extinción.

De forma general, la distribución y desarrollo de la vegetación está condicionada a la existencia y características del agua como principal factor ecológico, seguida del sustrato. Ello determina la existencia de una amplia variedad de tipos de vegetación que va desde diferentes tipos de vegetación acuática hasta la vegetación xeromórfica, propia de lugares semidesérticos.

El área que ocupan los bosques generalmente no se inunda. Estos bosques están distribuidos fundamentalmente a lo largo de un eje cárstico central de Este a Oeste y es en sus áreas donde se alberga la mayor representación del endemismo vegetal y de especies raras; sin embargo, es aquí donde también se ha realiza la mayor parte de la actividad forestal, que constituyó durante décadas el principal renglón económico del territorio.

La estructura de fallas profundas ha condicionado la existencia de dos bloques bien definidos: la ciénaga occidental y la ciénaga oriental. La ciénaga occidental constituye un bloque más deprimido, donde se presenta el tipo de costa acumulativa lo que condiciona que en esta zona predominen los manglares y los herbazales de ciénaga. Los herbazales se distribuyen tanto al Norte como al Sur del eje central de los bosques y los manglares, más abundantes hacia la parte occidental, coincidiendo con las zonas de mayor acumulación.

En el bloque oriental la costa es de tipo abrasiva, más levantada y predominan los bosques semicaducifolios y más al Norte en la zona más deprimida, los herbazales de ciénaga. En este bloque a lo largo de la línea de costa predominan los complejos de vegetación de costa arenosa y de costa rocosa los cuales no son observables a esta escala (Figura 1).

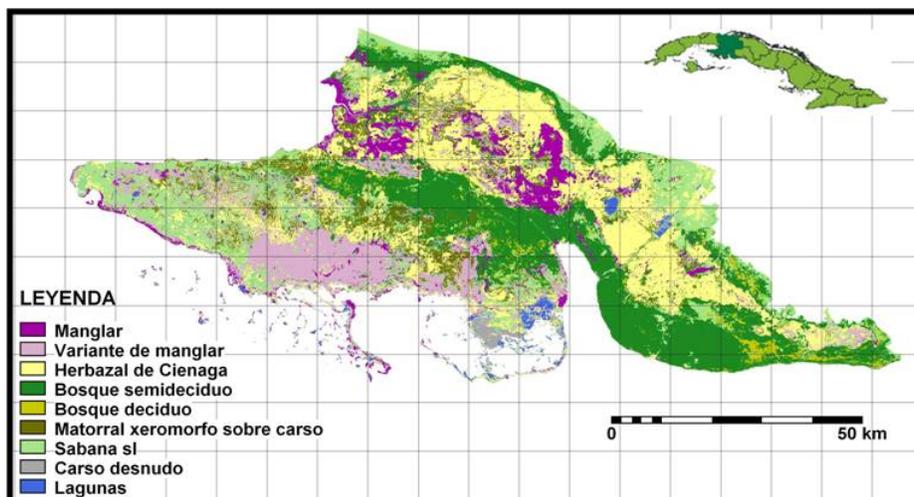


Figura 1. Distribución espacial de la cobertura vegetal de la Ciénaga de Zapata.

La fauna está representada por 15 especies de mamíferos, 258 de aves, 43 de reptiles, así como una gran variedad de peces, anfibios, insectos y otros invertebrados. Entre las especies de animales se destacan 5 endémicas locales y 16 en peligro de extinción. Esta región es además uno de los refugios más importantes de 65 especies de aves migratorias. Por lo que fue declarada Reserva de la Biosfera en el año 2000 y como Sitio Ramsar en el 2001, actualmente está considerada a nivel nacional como Área Protegida de Recursos Manejados “Península de Zapata” (APRM).

El humedal tiene una población de 9423 habitantes (ONE, 2012). Es el municipio de mayor extensión del país y con la más baja densidad de población, aproximadamente 2,3 hab/km². Las principales actividades económicas son el turismo, la actividad silvícola, la pesca y la apicultura.

A pesar de las medidas de protección adoptadas, se evidencia con claridad la aceleración de los procesos de transformación del medio, los cuales han sido consecuencia no sólo de la influencia de la asimilación económica del área que ocupa la reserva, sino también de aquellos territorios aledaños que fueron explotados intensivamente desde épocas tempranas, produciendo la deforestación, el deterioro de los suelos, cambios en el drenaje superficial y consecuentemente, las actuales condiciones hidrológicas del territorio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para la realización del trabajo se revisaron las fuentes documentales y cartográficas referidas a la cobertura vegetal y a las actividades que de alguna forma pudieron provocar modificaciones en el medio natural.

La vegetación fue estudiada mediante el empleo del método de muestreo representativo estratificado. Se muestrearon un total de 168 puntos, en cada sitio fueron reunidos los siguientes datos: especies dominantes, tipo de formación vegetal, densidad y altura, estado de conservación, evaluándose las características de la misma (color, textura, y modelo) en dependencia de la composición del tipo de cobertura vegetal. Para la caracterización de las formaciones vegetales se emplearon los criterios de E. del Risco (1978) y el Estudio Geográfico Integral de la Ciénaga de Zapata (1993).

Para detectar y analizar espacial y temporalmente los cambios en la cobertura vegetal del territorio en el periodo desde 1956 hasta el 2009, se utilizaron las técnicas de procesamiento digital de imágenes aeroespaciales multitemporales e integración en SIG. La línea base se elaboró a partir del análisis de imágenes aéreas del año 1956 que nos dan una idea de cómo estaba el territorio antes de iniciar el proceso revolucionario y las transformaciones que posteriormente se llevaron a cabo. Se seleccionaron además tres imágenes Landsat TM con 30 metros de resolución. Una de Marzo/1987 que permitía analizar el periodo entre 1959 y 1987, otra imagen de Enero/2001 que muestra los cambios después del Huracán Michelle y una imagen de Marzo/2009, que nos provee la información más actualizada.

Para la realización de la clasificación supervisada se crearon 6 clases de cobertura vegetal (Tabla 1). Después de realizar algunas clasificaciones no supervisadas y supervisadas en el sistema ArcGIS 9.3 se decidió tomar como base para la clasificación de las imágenes TM de Landsat la combinación de bandas 4-5-3/RGB, por ser la que mostró más claramente las clases a discriminar.

Tabla 1. Clases creadas para la clasificación supervisada de las imágenes.

Clases de cobertura vegetal	Tipo de vegetación que la integra
1. Herbazal	-Todas las variantes de herbazal de ciénaga. -Vegetación de sabanas.
2. Manglar	-Bosques de mangles, sus variantes y asociaciones de especies halófitas acompañando las especies de mangle.
3. Bosques	-Bosque (B.) de ciénaga. -B. semicaducifolio con humedad fluctuante. -B. semicaducifolio esclerófilo subcostero. -B. semicaducifolio mesófilo -B. subperennifolius. -B. caducifolius
4. Matorral.	-Matorral xeromorfo costero. -Matorral xeromorfo no costero. -Vegetación arbustiva y perturbada
5. Vegetación escasa	-Vegetación escasa sobre carso desnudo. -Marismas en su etapa seca con o sin vegetación. -Otras.
6. Superficies acuáticas	-Vegetación acuática de agua dulce. -Vegetación acuática de agua salada y/o salobre. -Canales. -Lagunas. -Ríos.

Resultados

Cambios en la cobertura vegetal en el periodo de 1956 a 1987.

Al hacer un análisis de cómo se comportó la cobertura vegetal en este periodo de 31 años (1956-1987), se observa que las clases que aumentaron su área fueron los Herbazales y las Superficies acuáticas (Figura 2).

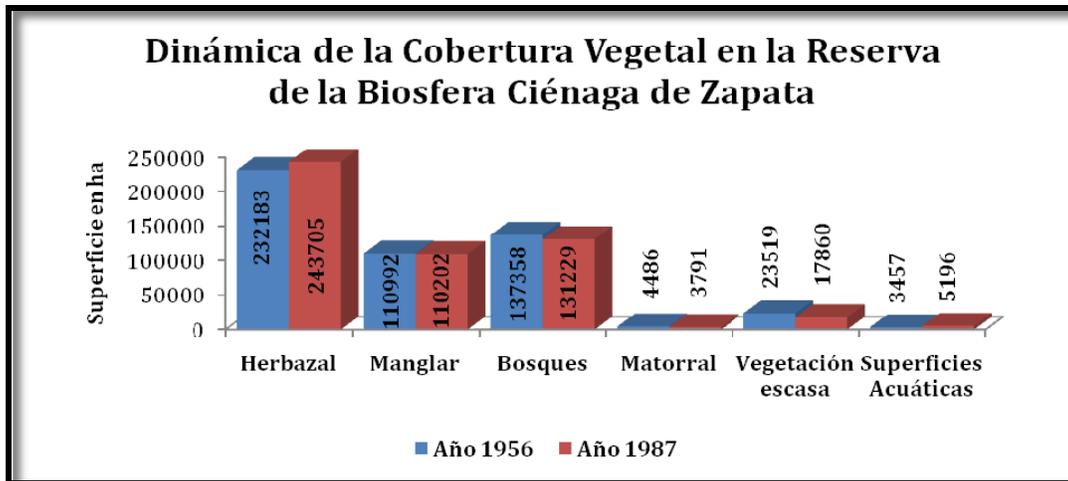


Figura 2. Comportamiento de la cobertura vegetal entre los años 1956 y el 1987 en la Reserva de la Biosfera Ciénaga de Zapata.

Para el estudio se consideraron dos tipos fundamentales de afectaciones: las provocadas por fenómenos naturales como los eventos hidrometeorológicos extremos y las producidas directamente por las actividades humanas, tanto las que produce el inadecuado manejo de las actividades productivas como las ocasionadas como consecuencia de la construcción de infraestructura técnica en el territorio a principio de la década de los 60s, sin el conocimiento adecuado del funcionamiento natural de los ecosistemas naturales.

Un ejemplo de lo planteado anteriormente fue la construcción de la carretera Central Australia - Playa Larga, vía indispensable para mejorar el acceso al territorio, no obstante constituyó una barrera en una zona donde el escurrimiento superficial lateral del agua que pasa de la parte oriental a la occidental se realiza a través de obras de fábrica las cuales resultan insuficientes (Petrova, 2007).

Por otra parte en correspondencia con la política hidráulica del país, se llevó a cabo un proyecto de desecación de la ciénaga del que se llegó a construir un polder piloto (5 km de largo por 1.5 de ancho) que abarcó un área de 540 ha al Este de la Laguna del Tesoro. Para ello se canalizó una porción de más de 10 km de largo del río Hanábana, por donde se vierten las aguas directamente a la Bahía de Cochinos. Dentro del polder se desecó la ciénaga mediante el bombeo, para mantener las aguas en el nivel deseado. En 1972 las tierras desecadas se dedicaban para pastos, este proyecto fue declarado incosteable y posteriormente abandonado.

Todas estas transformaciones de la estructura física del humedal provocaron la modificación de los patrones de circulación de agua, de la red hidrológica, la regulación de causas, la fragmentación de los ecosistemas, principalmente el manglar que se ubicaba al Norte de la Laguna del Tesoro (Figura 3).

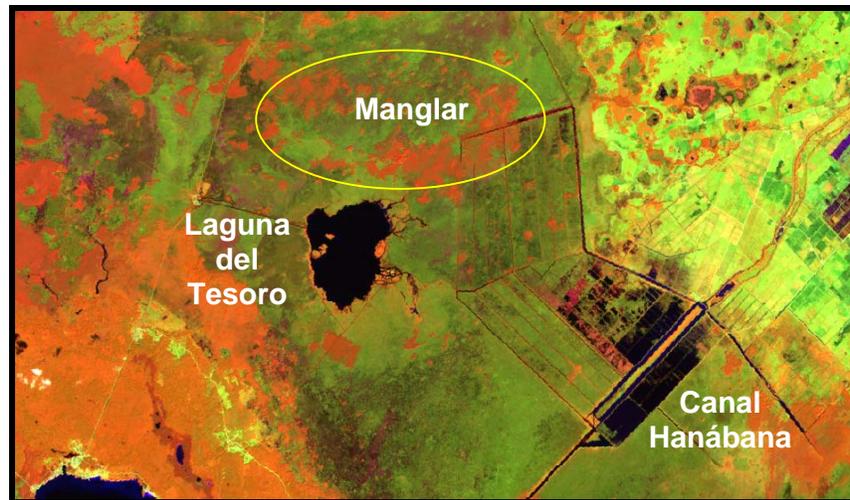


Figura 3. Fragmentación del ecosistema de manglar por la modificación del régimen hidrológico.

Como aspecto positivo se observan zonas donde hubo un incremento de la cobertura vegetal, al constatarse el cambio de vegetación escasa a bosques, en numerosas zonas situadas principalmente en el eje cárstico. Esto se ha debido fundamentalmente a la disminución de la actividad agrícola (caña de azúcar, arroz, cítricos y cultivos varios) y de la tala indiscriminada que se venía realizando durante décadas dentro del humedal y en correspondencia con las medidas de protección que han sido adoptadas.

No obstante, la clase bosques también se redujo en este período y ya desde entonces presentaba afectaciones en cuanto a su estructura y composición, dado por el uso intensivo como madera rolliza, leña y cujes para tabaco e incrementado por el hecho de que son los bosques de más fácil acceso dentro del humedal, por encontrarse en una zona alta y cerca de las vías de acceso.

Al principio de la década de los 70 también se localizaron varias canteras de rocoso y arena para el abasto de materiales de construcción a la infraestructura que se fue creando. La vegetación que se ha ido instalando en esas áreas, aunque muestra una ligera recuperación, se caracteriza por ser una vegetación secundaria y con la presencia de numerosas invasoras.

En esta etapa, sin embargo, las afectaciones por la actividad ciclónica no fueron de consideración y ocurrieron solo 2 tormentas tropicales, Donna en 1960 y la tormenta tropical Elena en el 1985, con un total de 24 años consecutivos sin afectaciones por estos organismos tropicales.

Cambios en la cobertura vegetal en el periodo de 1987 al 2001.

Al analizar los cambios en esta etapa se observa que el área de bosques continuó disminuyendo y que se produjeron aumentos en las clases Matorral y Vegetación escasa (Figura 4).

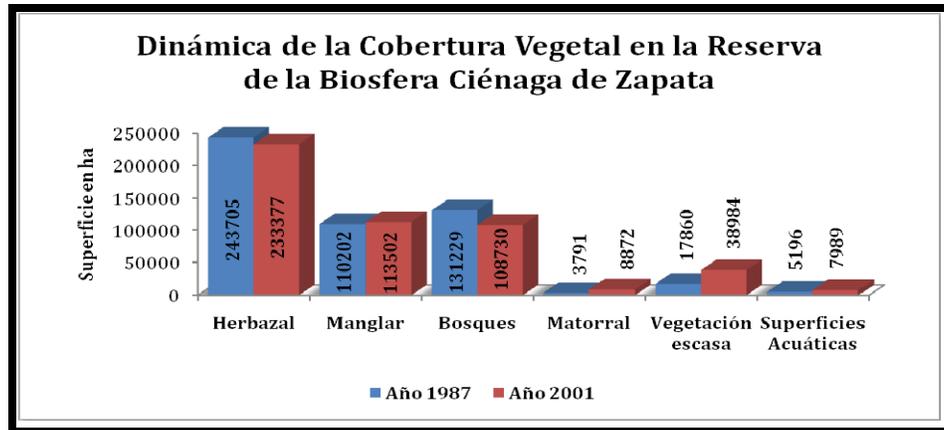


Figura 4. Dinámica de la cobertura vegetal entre 1987 y el 2001.

En estos 14 años transcurrieron los momentos más críticos del Periodo especial, donde se incrementó la demanda del uso de la leña y el carbón vegetal como combustible doméstico, tanto en el territorio como en las zonas aledañas. Además, se dispusieron de varias áreas como autoconsumo para lo que se desbrozaron varias hectáreas de bosques que posteriormente fueron abandonadas, al no ser rentable la actividad agrícola en las mismas. Todo ello condicionó un mayor deterioro de la cobertura vegetal.

En el eje poblacional Helechal-Cayo Ramona-San Blas en el año 2001, se aprecian como se extendieron las áreas dedicadas a la agricultura y a la ganadería en detrimento de los bosques, lo que se corresponde con el incremento de la Vegetación escasa (Figura 5). En esta zona existen numerosas áreas que han sido taladas en otros momentos y que ahora presentan una vegetación secundaria, en las que abundan especies pioneras como el Soplillo.

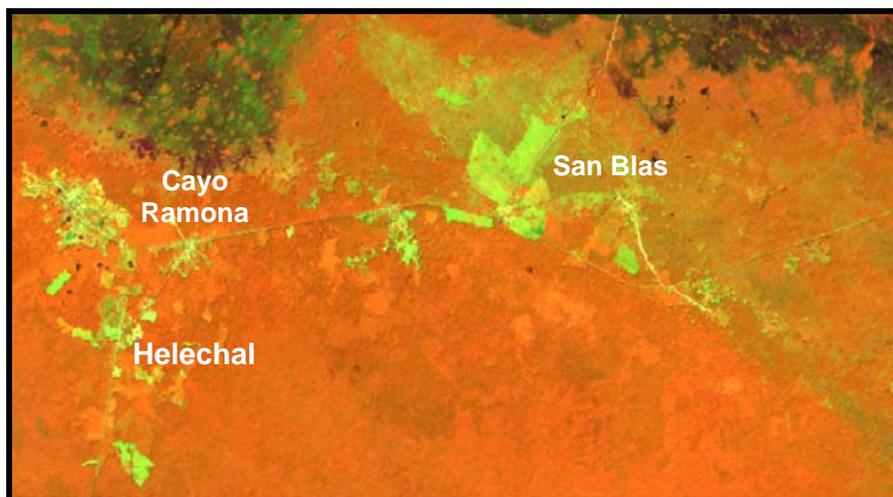


Figura 5. Cambios ocasionados por la expansión agropecuaria.

También se observan indistintamente la recuperación de áreas que estaban deforestadas en 1987, como el Bosque Semicaducifolio esclerófilo subcostero cerca de Punta Mangles (Figura 6), no obstante sería interesante evaluar su actual composición florística y fisionómica.

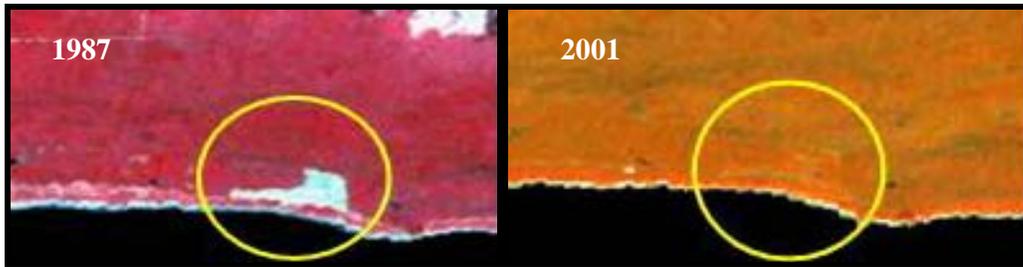


Figura 6. Recuperación de un área de bosques de 1987 al 2001.

Los huracanes Lily (1996) y Michelle (2001) azotaron directamente este territorio y derribaron entre el 50 y el 90 % de los árboles de las zonas donde ocasionaron los mayores daños, así como la defoliación de la mayoría de los árboles que se mantuvieron en pie (Figura 7). Asociado a estos eventos en zonas de la cayería sur se produjo la muerte de manglares principalmente de mangle rojo.



Figura 7. Sendero Bosque Sonoro antes y después del huracán Michelle/ Nov.2001

Cambios en la Cobertura vegetal en el periodo 2001-2009.

En la figura 8 se observa el incremento de la clase Matorral representada por la vegetación arbustiva y perturbada, así como la disminución de la clase bosques como resultado de las modificaciones a las que han estado sometidos estos ecosistemas. Como se puede constatar, esta clase es la que más afectaciones ha recibido y las mismas se han acentuado en la última década.

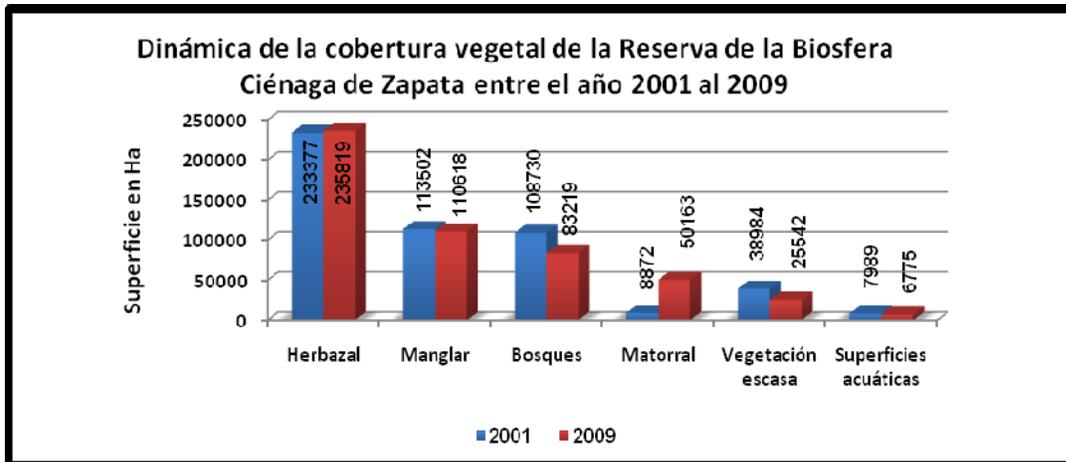


Figura 8. Cambios en la cobertura vegetal en el periodo 2001-2009.

El territorio en este periodo estuvo expuesto a una sucesión de fenómenos hidrometeorológicos extremos, después de los huracanes Lily (1996) y Michelle (2001) también fue azotado por el Dennis en el año 2005, los cuales en su conjunto provocaron la acumulación de grandes cantidades de material vegetal, a lo que se le sumó una prolongada e intensa sequía entre los años 2002 al 2005 y que estuvo agravada por las modificaciones del drenaje superficial del humedal. Todo ello, unido al régimen de los vientos predominantes, provocó la ocurrencia de varios incendios forestales, principalmente en áreas que históricamente fueron usadas como bosque productor por la Empresa Municipal Agropecuaria “Victoria de Girón”, que han sido considerados los de mayores proporciones ocurridos en el humedal (Serrano *et al.*, 2008).

Los ecosistemas de humedales se caracterizan por tener incendios superficiales frecuentes y de baja intensidad. Los herbazales de ciénaga abiertos y dominados por *Cladium jamaicense* (Cortadera) están estrechamente vinculados con los incendios periódicos, pero si estos fuegos son muy frecuentes o muy severos pueden convertirse en una fuerza destructiva incluso para otros tipos de vegetación. (Kirkconnell *et al.*, 2005).

Históricamente los ecosistemas de la Ciénaga de Zapata presentan un alto índice de incidencia de incendios. Las mayores afectaciones se producen en los herbazales de ciénaga y en las sabanas; sin embargo, en los últimos años se ha observado que los mismos vienen ocurriendo en Bosques Subperennifolios, Semicaducifolios y con humedad fluctuante, que habitan en el eje cárstico de la Ciénaga de Zapata. Ello indica que este tipo de vegetación actualmente se comporta de manera diferente a cualquier otro momento en la historia, debido principalmente a las acciones humanas (Labrada *et al.*, 2005).

Oharriz (1990), plantea que en Cuba más del 60 % de la ocurrencia de incendios de bosques se producen en áreas reforestadas. Esta actividad, en el bosque productor, no se ha llevado a cabo con todos los parámetros establecidos debido a la falta del equipamiento adecuado.

Otra de las causas de deterioro de la cobertura vegetal está relacionada con el hecho de que en las áreas devastadas por los incendios se ha establecido una vegetación secundaria, que en muchos casos limita la recuperación del bosque, al impedir la regeneración natural de las especies originales, así como la incompleta restauración de las áreas afectadas (Figura 9).



Figura 9. Degradación de los bosques como consecuencia de incendios.

En las zonas donde ocurrieron los incendios del 2002 y del 2007, la materia orgánica que conforma estos suelos fue consumida por las llamas en un 80%, con daños irreversibles en muchos casos. Los reiterados incendios, principalmente en la ciénaga septentrional, han provocado la pérdida y alteración de una parte considerable de los suelos por combustión de la materia orgánica, erosión hídrica y una alteración de la morfología del diente de perro (campos de lapiés).

Por otro lado la modificación descontrolada de la naturaleza con fines turísticos en determinadas zonas (franja costera, laguna del Tesoro, senderos interpretativos, cotos de caza y buceo) ha traído como consecuencias afectaciones al paisaje natural y a la biodiversidad (daños a las dunas, a los acantilados y a buena parte de la vegetación costera) debido a los desbroces para diversos tipos de construcciones y vías de acceso y la presencia de especies invasoras de la flora y la fauna (Labrada *et al*, 2005). Además en varias zonas de la Ensenada de la Broa se observa un acentuado proceso de erosión de la línea costera como resultado de la pérdida de la franja de mangle rojo como secuela de la tala indiscriminada a la que fue sometida esta zona a mediados del siglo pasado y el deterioro de las otras especies arbóreas con menos capacidad de soportar los impactos directos del viento, las olas y las corrientes marinas.

Las alteraciones que provocan tanto en número como en su superficie, tienen diferentes causas. En la tabla 2 se presentan las principales causas de los cambios de estado más frecuentes que afectan este humedal. Sus consecuencias en un periodo a mediano y a largo plazo pueden comprometer los servicios ambientales que brindan los ecosistemas de la Ciénaga de Zapata.

Tabla 2. Causas de alteraciones más frecuentes

1	Alteración de estructura física	Transformación del humedal con fines agrícolas (<i>Polder piloto</i>), Dragado y/o relleno para urbanización y desarrollo turístico, Construcción de infraestructuras (Canales y otras obras ingenieras), Vertidos de residuos sólidos, escombros, Explotación minera y extractiva (Turba y arena).
2	Alteración de la cantidad de agua	<i>Cambios en la cuenca hidrográfica:</i> Construcción de embalses en la vertiente norte: evaporación, colmatación, retención de

		sedimentos, Modificación de la red hidrológica y regulación de causas, Extracción de aguas superficiales y sobreexplotación de subterráneas para el regadío, consumo doméstico e industrial, Cambios en los usos del suelo: deforestación y erosión. <i>Cambios en el Humedal:</i> Drenaje y desecación, Fragmentación, Canalización, encauzamiento y construcción de diques.
3	Alteración de la calidad del agua	Vertidos de aguas residuales urbanas, Vertidos industriales, Vertidos procedentes de la ganadería, Escorrentía de nutrientes, pesticidas y herbicidas agrícolas, Salinización de las aguas superficiales y subterráneas.
4	Alteración de las comunidades biológicas	<i>Sobreexplotación:</i> Deforestación, <i>Introducción de especies exóticas:</i> Plantas, invertebrados, aves, etc. <i>Incendios forestales</i> Por causas naturales o antrópicas. <i>Eventos hidrometeorológicos extremos.</i> Ocurrencia de ciclones tropicales y sequías.

Desde el punto de vista natural los eventos hidrometeorológicos extremos que provocan las mayores afectaciones son: el aumento de los periodos de sequía y la incidencia de los huracanes. Con respecto a los cambios globales, la Ciénaga de Zapata está considerada como una de las regiones más vulnerables de la Isla y en este marco sus ecosistemas resultarían los primeros en afectarse (Moya, 2005).

En estos 53 años ocurrieron numerosos cambios y predominan las áreas donde se ha perdido vegetación en comparación con las que ha aumentado. Los mayores cambios en la cobertura vegetal se asocian al eje cársico central, donde se encuentran ubicados la mayoría de los asentamientos poblacionales e instituciones productivas y de servicios.

Entre los años 1956 y el 2009 las clases Herbazal, Matorral y Vegetación escasa experimentaron un aumento y los mayores decrementos ocurrieron en las clases Bosque y Manglar. De ahí la importancia de la localización y cuantificación de los cambios en la cobertura vegetal lo que permitirá aportar un mayor número de elementos de juicio que soporten acciones para la protección y el manejo sostenible de la Ciénaga de Zapata, que permita revertir esta situación y proteger los bienes y servicios que brinda este importante humedal.

Consideraciones finales

Para este territorio los incendios forestales constituyen la causa de mayor implicación espacial porque fragmentan un área mayor, que puede involucrar uno o varios ecosistemas provocando rupturas en las interrelaciones sistémicas del entorno. Adicionalmente a esto los mecanismos que utiliza el hombre para contrarrestar los incendios, como es el caso de las trochas, agudizan el problema de la fragmentación.

Otra de las causas de los cambios de estado de los ecosistemas está relacionada con la red de viales, que aunque en el territorio no se encuentra muy desarrollada, contribuye al mencionado proceso, debido a que ocasiona una disminución de las interrelaciones funcionales dentro y entre los ecosistemas, por ejemplo el terraplén que va a Las Salinas, interrumpió el flujo de agua entre las lagunas, lo que modificó el hábitat de algunas especies acuáticas, asimismo la carretera de Playa Larga a Playa Girón provocó la muerte de varios manglares en la ciénaga oriental como consecuencia de la disminución de los aportes de nutrientes y el desbalance del régimen hidrológico.

La presencia de especies exóticas que han sido introducidas con fines ornamentales, productivos o que han llegado de manera accidental al humedal constituyen una de las grandes problemáticas actuales, así como el manejo inadecuado de los recursos naturales, acciones que hacen que aparezcan desequilibrios que alteran la composición y estructura de la biodiversidad en el territorio. Esta afectación tiene una manifestación en el humedal de carácter regional y se le concede una alta prioridad a su gestión y control, por los valores y significación nacional e internacional posee.

Referencias bibliográficas

Bocco, G., Rosete Vergés, F. A. & Pérez Damián, J. L. (2009). Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 67, 39-58.

Challenger, A., R. Dirzo (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 37-73.

Del Risco, E.(1978) La Vegetación de Zapata y su relación con las condiciones Ecológicas, con especial énfasis en el nivel del agua freática (inédito), Tesis de Doctorado, Instituto de Botánica, Academia de Ciencias de Cuba e Instituto de Botánica, Academia de Ciencias de Checoslovaquia, 150 pp.

Kirkconnell P., A., D. F. Stotz, y J. M. Shopland, eds. (2005). Cuba: Península de Zapata. *Rapid Biological Inventories Report 07*. The Field Museum, Chicago.

Labrada, M., Machín J., González H., Zamora I., Cuadrado L., Longueira A., Oviedo R., Cadenas L., Alfonso H., Durán O., Vilamajó D., Llanes A., Borroto R. (2005) Plan de Manejo de la Reserva de la Biosfera de Ciénaga de Zapata, La Habana. Informe final de Proyecto. Programa Ramal Medioambiente y desarrollo sostenible del Archipiélago Cubano. Instituto de Geografía Tropical, La Habana., Cuba, 115 pp.

Moya, V. Bárbaro (2005). Análisis preliminar de cambio climático en la Ciénaga de zapata. *Investigaciones Geográficas*, N° 38, 2005, ISSN: 0213-4619. Instituto Universitario de Geografía. Universidad de Alicante. España, pp 135-142.

ONE (2012) Oficina Nacional de Estadísticas. Municipio Ciénaga de Zapata. <http://www.one.cu/aed2010/04Matanzas/Municipios/11>

Oviedo R. y Labrada M. (2007). “Los manglares de la Ciénaga de Zapata”. Libro: Ecosistema de manglar en el archipiélago cubano. (L. Menéndez y J. Guzmán Eds.). Editorial Academia. La Habana. 219-229.

Rodríguez, J., Fernández L., Cruz R. (Eds) (1993) Estudio Geográfico Integral Ciénaga de Zapata, Cuba, 244 pp.

Serrano, H. (2007) Estudio de impacto ambiental del incendio de grandes proporciones ocurrido en el área Las minas-San Lázaro-Los Arroyones, en la Ciénaga de Zapata entre el 31 de Marzo al 17 de Mayo del 2007. Informe Técnico. Agencia de Medio Ambiente. La Habana. VI Simposio Internacional Humedales 2007.

LOS BOSQUES CON CHAGUARAMOS (*ROYSTONEA OLERACEA*) EN EL NORTE DE VENEZUELA, DISTRIBUCIÓN Y ESTATUS.

The forests containing Chaguaramo (Roystonea oleracea var. oleracea) in north of the Venezuela, distribution and status

Giuseppe Colonnello¹, José R. Grande A.^{1,2}

¹Museo de Historia Natural La Salle.

²Postgrado en Botánica, Instituto de Biología Experimental, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela

giuseppe.colonnello1@fundacionlasalle.org.ve

Resumen

Los bosques con chaguaramo (*Roystonea oleracea* var. *oleracea*) se desarrollan principalmente al norte del río Orinoco, sobre terrenos anegables y fértiles, y ocupan extensiones reducidas en matrices de bosques semidecíduos u ombrófilos. El objetivo de este trabajo es reportar la distribución, ubicación, extensión, composición florística, estructura, uso y estado de conservación de estos bosques así como esbozar la capacidad de regeneración de las comunidades intervenidas; para ello se realizaron desde análisis ecológicos rápidos, en comunidades de pocas has, en los que se evaluó la flora y estructura dominantes; hasta parcelas de 0,1 ha, en las cuales se determinó el Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies y se realizaron perfiles de la estructura vertical de la vegetación. A pesar de que las comunidades dominadas por esta especie se hallan distribuidas desde Sucre hasta Zulia, su mayor extensión se presenta en el saco del Golfo de Paria y a lo largo de las cuencas de los ríos Tocuyo, Yaracuy y Aroa en el centro-occidente del país. Los bosques con *Roystonea* incluyen dos subtipos: aquel en el que la palma domina claramente la cobertura (chaguaramales), y aquel donde es codominante hasta escasa, aparentemente dependiendo de las condiciones hidroedáficas. Los chaguaramales de Turuépano, en el oriente del país, se diferencian de los demás por hallarse anegados permanentemente, mientras que en los restantes (todos de la región centro-occidental) la anegación sólo es estacional. Acompañando a los chaguaramos se consiguen en todos los casos un grupo característico de especies, integrado por *Bactris major* var. *major*, *Tabebuia rosea*, *Ficus* spp. y *Spondias mombin*, mientras que otras especies resultan exclusivas para las regiones oriental o centro-occidental. La intervención de estas comunidades es más intensa en el centro-occidente (principalmente por uso agropecuario), lo cual ha comprometido seriamente su conservación. La comunidad parece tener una alta resiliencia ante perturbaciones antrópicas, siempre que no se alteren las características hidroedáficas de su hábitat.

Palabras clave: Bosques con palmas, *Roystonea oleracea*, chaguaramal, distribución, regeneración, Venezuela.

Abstract

Forests containing Chaguaramo (*Roystonea oleracea* var. *oleracea*) develop mainly north of the Orinoco River, on fertile floodplains, and occupy small areas in deciduous and ombrophilous forests matrices. The aim of this paper is to report the distribution, location, extent, floristic composition, structure, use and conservation status of these forests and the capacity for regeneration of the intervened communities. To accomplish this goals rapid ecological analysis were performed in small forests areas, to large plots

of 0.1 ha, in which was determined the Importance Value Index (IVI) of the species and profiles of the vertical structure of the vegetation, were elaborated. Although communities dominated by this species are distributed from Sucre to Zulia states, its present greatest extent is in the Gulf of Paria and along the Tocuyo, Yaracuy and Aroa river basins in the central-west region. *Roystonea* forests include two subtypes: one in which the palm clearly dominates coverage (chaguaramales), and that where is codominant, apparently depending on the hidroedaphic conditions. The chaguaramales of Turuépano, in the east, are permanently flooded, while in the others are only seasonal waterlogged. Accompanying the chaguaramales are achieved, in all cases, a characteristic group of species, such as *Bactris major* var. *major*, *Tabebuia rosea*, *Ficus* spp. and *Spondias mombin*, while other species are unique to the eastern or central-west areas. The anthropic intervention of these communities is more intense in the central-western (mainly agricultural use) area, which has seriously compromised its conservation. The community seems to have high resilience to human disturbance, as long as the original hidroedaphic habitat is maintained.

Key words: Palm forests, *Roystonea oleracea*, chaguaramal, distribution, regeneration, Venezuela.

Introducción

Las comunidades de la palma chaguaramo o mapora (*Roystonea oleracea* (Jacq.) O.F. Cook var. *oleracea*), como es también conocida, se distribuyen en Venezuela principalmente a lo largo de la franja costera caribe y atlántica (Zona, 1966). *Roystonea oleracea* ha sido igualmente reportada para las Antillas Menores, Trinidad y Colombia (río Meta) (Zona, *op.cit.*; Bonadie, 1998). En el *Nuevo Catálogo de la Flora Vasculare de Venezuela*, se reporta para los estados Delta Amacuro, Carabobo, Cojedes, Nueva Esparta, Portuguesa y Sucre (Stauffer, 2008), si bien estaría presente, al menos bajo cultivo, en todos los estados del país con la sola excepción de Amazonas (Braun, 1996). Estas comunidades se ubican dentro de formaciones semideciduas, por lo general de tipo ombrófilo, en depresiones del terreno que se encuentran sometidas a inundación estacional o permanente (Colonnello *et al.*, 2009), si bien pueden constituir la vegetación típica de enclaves húmedos en paisajes dominados por bosques deciduos o muy secos. Ocasionalmente, están asociadas a drenajes de tierras altas en mesoambientes edáficos saturados, formando parte del paisaje montañoso (i.e.: cerca de Sabana de Parra, estado Yaracuy).

La palma chaguaramo se ha usado frecuentemente como planta ornamental en áreas pobladas y se encuentra sembrada en gran parte del país (Braun, 1996). Las comunidades naturales donde se desarrolla o desarrollaba hasta tiempos históricos, sobre todo en lo que respecta a los valles fértiles al norte del río Orinoco y los piedemontes de las cordilleras de los Andes y de la Costa han sido fuertemente intervenidas y fragmentadas (Aymard, 2011; Aymard *et al.*, 2011), por lo que son escasos los lugares donde se mantienen sus funciones ecológicas.

La desaparición de esta comunidad significa la pérdida del conocimiento etnobotánico implícito en sus componentes florísticos, la fauna acompañante e importantes servicios ambientales para las poblaciones humanas, sobre todo en lo tocante a los ambientes rurales (Braun y Delascio Chitty, 1987; Balslev *et al.*, 2011; Macía *et al.*, 2011). Entre éstas destacan el ser sitio de anidación para varias especies de loros y guacamayas en riesgo de desaparecer y su importancia como reservorios de agua.

En la literatura, si bien la especie *Roystonea oleracea* está considerada como presente en la región centro y norte de Suramérica y el Caribe, no se reconocen comunidades en las que es dominante o codominante (Baslev *et al.*, 2011), con la sola excepción de una localidad en la isla de Trinidad (Bonadie, 1988).

Los objetivos de este estudio son: i) dar a conocer la distribución actual de las comunidades con chaguaramo en el norte del país y ubicar aquellos enclaves en los que aún mantiene su estructura y flora en condiciones relativamente prístinas, con el objeto de dirigir estudios ecológicos y propiciar proyectos de conservación y ii) esbozar la capacidad de recuperación de las comunidades luego de la intervención antrópica.

Materiales y métodos

Se realizaron recorridos de reconocimiento donde se llevaron a cabo evaluaciones rápidas de la flora, estructura e integridad de la comunidad (existencia de extracción de especies, tala, quema, presencia de ganado, entre otros). En localidades específicas, se realizaron desde análisis ecológicos rápidos en los que se evaluó la composición de especies y estructura dominante, hasta parcelas 0,1 ha (10 x 100 m) (Keeley y Fotheringham, 2005), en las que se determinó el Índice de Valor de Importancia (IVI) de cada individuo igual o mayor de 2,5 o más cm de diámetro (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974). La cobertura (0-100%) de las plantas del sotobosque, herbáceas o leñosas, se evaluó por medio de dos cuadrículas de 1 m² en cada subparcela de 10 x 10 m. Se elaboraron los perfiles de la estructura vertical de 10 x 100 m (Howorth y Colonnello, 2004). Se colectaron las especies de plantas cuya identificación no era conocida. Las muestras se preservaron con métodos conocidos (prensado en alcohol) y se llevaron al Herbario de La Salle en Caracas (CAR), donde se procedió al secado, montaje en cartulinas, identificación y envío de duplicados al Herbario Nacional VEN.

Resultados y discusión

Distribución

En la figura 1 se muestran las localidades y áreas donde se han reportado y estudiado comunidades leñosas con la palma *Roystonea oleracea* como especie dominante (chaguaramales) o codominante (bosque con chaguaramos). En el oriente de Venezuela, los primeros reportes fueron en las inmediaciones de Santa Bárbara de Maturín, en las selvas del río Amaná (Steyermark, 1946), donde existían comunidades de chaguaramales muy extensos. Los bosques fisonómicamente mejor conservados de esta zona se encuentran al norte de la localidad de El Furrial. Sin embargo las mayores extensiones se encuentran ubicadas en el saco del golfo de Paria (Colonnello *et al.*, 2009; Colonnello *et al.*, en prensa), quedando por explorar los bosques de la cuenca terminal del río Guarapiche. Comunidades no bien evaluadas también han sido citadas para el Bajo Delta (González, 2011). Igualmente, se han reportado algunas formaciones leñosas de este tipo en los bosques ribereños de la región del Lago de Guri, en el estado Bolívar (Rosales *et al.*, 1993). En el centro del país se encuentran al sureste del estado Miranda (González, 2003 en Aymard, 2011) y en los valles intracordilleranos de la zona centro-occidental del país, en las cuencas bajas de los ríos Yaracuy, Aroa, Tocuyo, Turbio y Sarare (Colonnello y Grande, 2010; 2011). Además, se han reportado comunidades con esta palma en el piedemonte andino de Barinas y los Llanos Occidentales, particularmente en el bosque de Caimital (Aymard *et al.*, 2011; Marrero, 2011). En esta misma región, Kochaniewicz y Plonczak (2004) reportan la

codominancia de *Roystonea* O.F. Cook en la Reserva de Caparo. Finalmente, su presencia ha sido observada en los alrededores de las ciénagas de Juan Manuel en el suroeste del Lago de Maracaibo.



Fig. 1. Ubicación de los chaguaramales y bosques con chaguaramo que han sido descritos en la literatura para Venezuela ya descritas o por estudiar.

Composición florística y estructura

El chaguaramal estudiado en la región oriental forma parte del “Bosque ombrófilo alto con palmas (*Roystonea*) y arbustos” descrito en el límite noroeste del Parque Nacional Turuépano (Colonnello *et al.*, 2009). Aunque en la región existen otras áreas con bosques tropófilos, ombrófilos y de manglar en las que el chaguaramo tiene cierta importancia, la comunidad de 1.800 ha ubicada en los alrededores de la población de Catuaro Abajo, Estado Sucre, es la mejor representación de esta fitocenosis que ha sido encontrada hasta ahora. De los taxa hallados en esta comunidad, 4 familias, 5 géneros y 5 especies pertenecen al grupo de los helechos (pteridofitos) y 38 familias, 41 géneros y 68 especies a las angiospermas. Las familias más representativas son las Bromeliaceae y Fabaceae (5 especies c/u), Araceae, Cyperaceae y Moraceae (4 c/u). Los géneros más heterogéneos taxonómicamente son *Ficus* L. y *Tillandsia* L. (4 especies c/u). Las especies más abundantes son *Pterocarpus officinalis* Jacq., *Inga vera* Willd., *Tabebuia rosea* (Bertol.) A. DC., *Roystonea oleracea*, *Ficus máxima* Mill., *Erythrina fusca* Lour., *Rhizophora racemosa* G. Mey. y *Annona glabra* L., entre los árboles, y *Montrichardia arborescens* (L.) Schott y *Crinum erubescens* L.f. ex Aiton entre las herbáceas; *Euterpe precatoria* Mart. y una especie de Bromeliaceae terrestre sólo fueron encontradas en esta región. Quedan por analizar, sin embargo, las formaciones de bosques con palmas a lo largo del río Guarapiche, al este de Maturín en el estado Monagas.

La segunda región estudiada incluye formaciones boscosas que, presumiblemente, ocuparon grandes extensiones de las planicies intracordilleranas de la región centro-occidental del país, (estados Carabobo, Falcón, Yaracuy y Lara), pero que el desarrollo agropecuario ha llevado a su reducción paulatina y actualmente sólo se observan en

relictos de extensión variable, en su gran mayoría menores a las 100 ha (Colonnello y Grande, 2010; 2011).

En la cuenca baja del río Tocuyo se observaron tres a cuatro estratos de plantas de hasta 30 m de altura. Dentro de las cuatro parcelas de 0,1 ha realizadas se contabilizaron entre 27 y 46 especies de plantas vasculares incluyendo hierbas, arbustos, árboles, lianas y hemiepífitas. En general, son abundantes las lianas leñosas y es notoria la casi completa ausencia de epífitas y hemiparásitas. Las leñosas dominantes son *Roystonea oleracea*, *Hura crepitans* L., *Tabebuia rosea*, *Triplaris* sp. y *Bactris major* Jacq. var. *major*. Localmente, se observaron poblaciones de *Gustavia* spp., *Brownea coccinea* Jacq. y *Pterocarpus* sp. Las especies herbáceas más comunes incluyen *Piper phytolaccaefolium* Opiz, *Acrostichum danaeifolium* Langsd. & Fisch., *Heliconia* spp. y *Euphorbia* sp. Entre las lianas, *Tanaecium jaroba* Sw., *Paullinia* spp. y *Serjania* spp., y entre las hemiepífitas *Monstera adansonii* Schott y *Macfadyena uncata* (Andrews) Sprague & Sandwith.

A lo largo de la cuenca baja del río Aroa, entre las poblaciones de Tucacas y Yumare entre los estados Falcón y Yaracuy, se estudiaron además amplias áreas ocupadas anteriormente por bosques semidecuidos u ombrófilos medios y altos, donde los chaguaramos constituyen una especie importante, en particular en las depresiones del terreno. Los análisis florísticos hechos muestran la dominancia alternada de *Roystonea oleracea* junto con *Pachira* sp., *Ficus maxima*, *Tabebuia rosea*, o *Pterocarpus officinalis*, las cuales constituyen el estrato superior que alcanza entre 22 y 30 m de alto. En los estratos medios y bajos se encontraron *Triplaris* sp., *Attalea butyracea* (Mutis ex L.f.) Wess. Boer, *Sabal mauritiaeformis* (H. Karst.) Griseb. & H. Wendl., *Coccoloba latifolia* Lam., y *Cyclanthus bipartitus* Poit ex A. Rich. En algunas de las comunidades la dominancia es de otra palma del estrato bajo, *Bactris major* var. *major*, la cual prospera en suelos permanentemente saturados. La abundancia de estas especies, así como la escasez de *Gustavia poeppigiana* O. Berg., y *Brownea coccinea* y *B. grandiceps* Jacq. diferencian esta comunidad de las de la cuenca baja del río Tocuyo. Dentro de esta región quedan por estudiar algunas comunidades relativamente extensas que se hallan en las cuencas de los ríos Sarare, Turbio y Claro, donde se han ubicado formaciones de estas palmas de considerable desarrollo, además de aquellas de la costa central del país, en la región de Barlovento (estado Miranda).

En la tabla 1, se muestran algunas de las características florísticas, estructurales y de hábitat de las comunidades estudiadas en el oriente (Turuépano) y en la región centro-occidental (cuencas de los ríos Aroa, Tocuyo, Sarare, Yaracuy, Turbio y Claro).

Tabla 1: Resultados preliminares de los estudios en bosques con chaguaramos del norte de Venezuela (Colonnello et al., 2009; Colonnello et al., en prensa; Colonnello y Grande, 2010; Colonnello y Grande, 2011).

Región	Oriente	Centro-Occidente
Área total estimada	11983,98 ha	?
Amenazas*	D, G, QC	D, FA, G, M, Q, V
Número de estaciones	2	71
Extensión de	1800 ha	0-1 ha a >100 ha

cada estación		
Zona de vida**	Bp, Bt, Bs, H	Mt, Bp, Bt, Ax, Bs
Cobertura**	Md, VLR, Bt	Md, Mt, Pc, Pe, VLR, VLS, H, Bb, Bp, Bs, Bt, Plca, Plco, Plpa
Uso***	C, PF	C, G, H, PF, R
Observación de fauna	Peces, tortugas, psitácidos, primates (<i>Alouatta sp.</i> , <i>Cebus sp.</i>)	Peces, psitácidos, primates (<i>Alouatta seniculus</i>), <i>Eira barbara</i>
Intervención	baja	baja hasta alta
Cuenca, río	Caño Ajíes	Tocuyo, Aroa, Yaracuy, Turbio, Claro, Urama, Cuararigua
Ubicación política	Sucre (Benítez)	Falcón (Silva, Monseñor Iturriza, Palma Sola), Lara (Iribarren, Palavecino, Simón Planas, Torres, Morán), Yaracuy (José Antonio Páez, Yaritagua, Nirgua) y Caracobo (Morón)
Tipo de sustrato y anegación	Orgánico con anegación permanente	Mineral con alto contenido orgánico y ocasionalmente orgánico. Anegación estacional
Estratos de plantas	Sotobosque, estrato bajo, medio y alto	Sotobosque, estrato bajo, medio y alto. Ocasionalmente estratos emergentes
Riqueza de especies (por estación)	?	1-10 a >50
Riqueza de especies (total)	>50	>100
Altitud	ca. 0 msnm	ca. 0-740 msnm

*G: Expansión ganadera; D: Drenaje para ganadería bovina o cultivos de caña de azúcar; M: Extracción incontrolada de madera (sobre todo de apamate); FA: Extracción-caza de fauna insostenible; Q: Quema; QC: Quema por cacería; V: Vialidad.
**Ax: Arbustales xerófilos espinosos; Ms: Matorral semisempreverde o siempreverde; Mt: Matorrales tropófilos deciduos y semideciduos; Bp: Bosques tropófilos, piemontanos, semideciduos; Bt: Bosques tropófilos; Bb: Bosques tropófilos basimontanos, deciduos; Bs: Bosques semideciduos; Plca: Plantaciones de caña de azúcar; Plco: Plantaciones de coco; Plpa: Plantaciones de palma aceitera africana; Pe: Potreros con pastos espontáneos; Pc: Potreros con pastos cultivados; VLR: Vegetación leñosa relictual; VLS: Vegetación leñosa secundaria; H: Herbazales de pantano.
***G: Ganadería (ramoneo del sotobosque); H: Hídrico (el agua es usada en el regadío de los cultivos de caña); PF: Productos forestales vegetales. Incluye madera (estantillos, maderas finas, maderas para artesanías y utensilios y/o leña), plantas medicinales y chaguaramos vivos (para ornato en centros poblados); R: Recreativo; C: Caza sostenible.

Dentro de la región centro-occidental las mayores extensiones de chaguaramales se concentran en las cuencas de los ríos Aroa, Tocuyo, Yaracuy y Sarare. En esta región

las comunidades no suelen superar las 10 ha, y rara vez alcanzan las 100, superando dicha cifra sólo en 2 de las 71 comunidades estudiadas (es decir, apenas en un 3% de las localidades). En la región oriental, sin embargo, las dos comunidades que se estudiaron superan las 100 ha (la formación en su totalidad tiene 1800 ha). Cabe destacar, sin embargo, que a pesar de tan notable diferencia en extensión, existe una mayor riqueza de especies y un mayor desarrollo vertical del dosel en las comunidades de la región centro-occidental, probablemente como resultado de una menor anegación de los terrenos sobre los cuales se desarrollan.

La principal condición ecológica hasta ahora encontrada, que determina la proporción de chaguaramo o mapora y las especies que codominan en cada comunidad estaría relacionada con las condiciones hidroedáficas, en particular, de la cantidad de materia orgánica de los suelos y la profundidad y duración de la lámina de agua, características también señaladas para otras comunidades de palmas (Balslev *et al.*, 2011). Por otra parte, y aunque los estudios se encuentran aún en desarrollo, en la región central se han hallado especies endémicas como *Justicia effusa* D.N. Gibson y *J. leptophylla* Leonard, propias de los maporales, y *Paullinia venezuelensis* Radlk. y *Byttneria wingfieldii* J.B. Rondón, registradas cercanas a esta unidad. Algunas de las especies inventariadas se encuentran citadas en el libro rojo de la flora venezolana (Llamozas *et al.*, 2003) (i.e.: *Roystonea oleracea*, *Tabebuia rosea*, *Zamia muricata* y *Sabal mauritiaeformis* como vulnerables [VU] y *J. leptophylla* como casi amenazada [NT]).

El cambio de estado en los chaguaramales y bosques con chaguaramos y su regeneración

Durante los recorridos dedicados al inventario de las comunidades se evidenció la alteración que los bosques con chaguaramos han sufrido en el centro-occidente del país (Colonnello y Grande, 2010; 2011). En uno de sus primeras exploraciones por el oriente del país Steyermark (1946) relata por primera vez las extensas formaciones boscosas con alta densidad de palmas aparte de las del estado Yaracuy. Sin embargo en estudios recientes en esta misma área, Aymard (en preparación) reporta comunidades boscosas muy degradadas que, sin embargo, presentan algunas especies (*Spondias mombin*, *Hura crepitans*, *Coccoloba latifolia*, *Inga ingoides*, *Trichilia martiana* y *Roystonea oleracea*) del bosque original. Su densidad no es muy alta y, según su altura, están conformados por tres estratos de árboles, aunque a veces no de forma uniforme, debido al alto grado de intervención a la que han sido sometidos estas comunidades en los últimos 40 años. En esta área las comunidades mejor conservadas, al menos desde el punto de vista fisionómico, se encuentran al norte de El Furrial y se caracterizan por estar conformadas por un porcentaje importante de especies del bosque original, con tres estratos, densidad media a rala y la presencia de árboles emergentes de hasta 25 m de altura. Entre las especies más abundantes se observaron *Ruprechtia cruegeri* (Lagunero), *Tabebuia rosea* (Apamate), *Hura crepitans* (Jabillo), *Pithecellobium lanceolatum* (Taguapire) y la palma Chaguaramo (*Roystonea oleracea*).

En el saco del golfo de Paria, extensos bosques ombrófilos con chaguaramos que se ubican al sur del caño Ajíes, fueron talados durante las últimas décadas, principalmente para el cultivo del ocumo chino, *Colocassia esculenta* (Colonnello *et al.*, 2011). Actualmente estos predios son herbazales altos con apamates (*T. rosea*), higueros (*Ficus* spp.) y chaguaramos (*R. oleracea*) aislados. Aproximadamente el 50% de los bosques de esta área han sido fuertemente alterados (Colonnello *et al.*, 2009).

En la región centro-occidental no tenemos registros históricos escritos de la cobertura de estas comunidades (apenas su mención en Steyermark, 1946). Sin embargo, en muchas

localidades permanecen poblaciones de palmas emergiendo de los ahora potreros (pastizales) como testigos de su existencia, en muchos casos, recientes.

En todas estas localidades se ha dado un importante cambio de estado asociado con el uso de la tierra que ha pasado de tener una cobertura mayormente boscosa con vocación de conservación de cuencas hidrográficas y protección y manejo sustentable de la diversidad biológica; a una cobertura herbácea que privilegia la producción agrícola y pecuaria y que propicia la degradación ambiental. Los principales indicadores de este cambio de estado son: i) el cambio de la cobertura leñosa a herbácea; ii) la diversidad de las especies vegetales y la estructura asociadas a estos tipos contrastantes de vegetación; iii) la protección de los suelos que se desnudan acelerándose los procesos erosivos; iv) el transporte de sedimentos y la pérdida de nutrientes del suelo; v) el detrimento de la calidad de las aguas que se enriquecen de nutrientes y desechos fecales de los animales que pastan.

Este es el caso de la subcuenca del río Agua Linda en la cuenca del río Aroa, donde existía una cobertura de bosques con chaguaramo mucho mayor que la presente, según lo atestiguan los mismos terratenientes que ocuparon la zona en los años 60's y 70's y desmontaron la vegetación boscosa, para establecer una ganadería mayormente caballar. En esta área, en la cual el bosque de palmas se halla muy fragmentado, pero no ha perdido las características hidroedáficas originales, se totalizaron 38 y 54 especies respectivamente, en dos parcelas realizadas (Ro 1 y Ro 2; 10° 41' 50,7'' N – 68° 26' 40,9'' O y 10° 42' 37'' N – 68° 26' 35'' O, respectivamente). Simultáneamente, se estudió una tercera parcela, llamada “en regeneración” (Reg: 10° 41' 56,6'' N – 68° 26' 47,2'' O) que fue desmontada hace 15 años y que fue posteriormente abandonada, por lo que se inició en ella un proceso de recolonización vegetal. Esta circunstancia fue aprovechada para analizar las especies reclutadas y esbozar la capacidad de recuperación de la comunidad.

En la tabla 2 se muestran las especies e IVI's, de las dos parcelas, consideradas sin alteración, y de la que se halla en estado de regeneración.

Las especies dominantes son *R. oleracea*, *Hura crepitans* y *T. rosea* en el estrato superior y *Bactris major* var. *major* y *Gustavia poeppigiana* en el inferior (Figura 2). Luego de este período de 15 años estas especies se encuentran también en la parcela en recuperación que fisonómicamente ya ha desarrollado los estratos bajos y medios faltando completar el estrato alto que se halla sólo conformado por algunas palmas que sobrevivieron a la perturbación inicial (Fig. 3). Las proporciones de las especies no son las mismas y en efecto, en esta última área *Guazuma ulmifolia*, que bien puede haber sido la planta pionera de los espacios abiertos, tiene un IVI tres veces mayor, ya que los niveles de radiación al sotobosque son todavía elevados. Así mismo la palma *Bactris*, que aún mantiene una dominancia baja, probablemente por el escaso desarrollo del sotobosque (microambiente sombreado y húmedo).

Cuando se analizan las parcelas de un m² en el sotobosque se encuentran plántulas de *Roystonea oleracea*, *Acalipha* sp 2, *Trichilia* sp. *Andira inermis*, *Triplaris* sp. entre otras. De igual forma que en los terrenos deforestados en los últimos años se observan numerosas plántulas y rebrotes de estas especies, que deben ser cortados constantemente para evitar el restablecimiento del bosque con palmas.

Si bien en general las comunidades de palmas se ven afectadas negativamente ante la deforestación y fragmentación, algunas especies del género *Attalea* spp. pueden

beneficiarse de ello (Montúfar *et al.*, 2011). Aparte de las observaciones reportadas en este trabajo, no se conocen estudios de la respuesta de las comunidades de *Roystonea oleracea*, sin embargo formaciones en las que la palma Moriche, *Mauritia flexuosa* es dominante o codominante, pueden ser altamente resilientes ante este tipo de perturbaciones (González, 1987). Los palmares de *M. flexuosa* del Delta del Orinoco que son reducidos por quemas recurrentes pueden, así mismo, recuperarse si se suprime el fuego por 10 o más años (González, 2011; Colonnello *et al.*, 2011). Sin embargo, en Cuba, una serie de perturbaciones seguidas, deforestación, quema y pastoreo han transformado en su casi totalidad los bosques estacionales siempreverdes, bosques semidecíduos y anegables en pastizales con elementos leñosos de *Roystonea* sp. (*ver. R. regia*), *Ceiba* sp. (*ver. C. pentandra*) o con *Samanea* sp. (*ver. S. saman*) (Borhidi, 1988). Este paisaje descrito para la isla antillana, es el que está comenzando a ser predominante en las áreas ganaderas del centrooccidente de Venezuela.

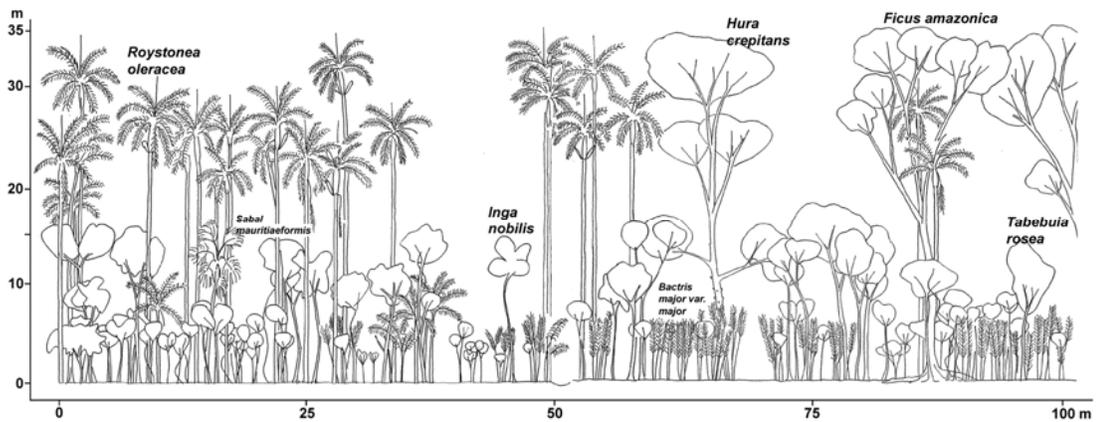


Fig. 2. Perfil de la parcela Ro 2, con la fisonomía característica del bosque con chaguaramos de la región.

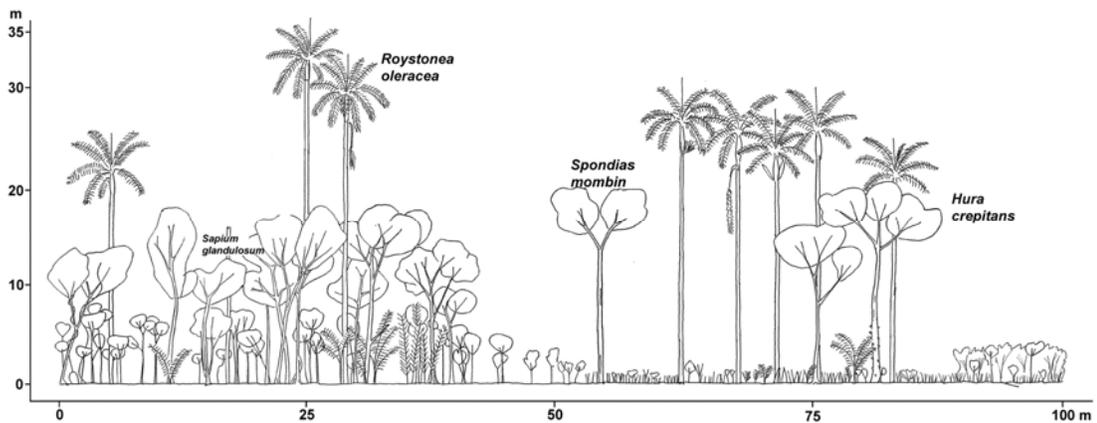


Fig. 3. Perfil de la parcela en regeneración. La porción entre 0 y 50 m no es perturbada mientras que entre 50 y 100 m mantiene una perturbación por paso ocasional y ramoneo de ganado.

Tabla 2: Valores del Índice de Valor de Importancia (IVI) de las especies presentes en tres levantamientos florístico-estructurales de chaguaramales en la cuenca del río Aroa (estado Falcón, Venezuela). Ro1 y Ro2 corresponden a comunidades naturales, más o menos sometidas a la acción de los desbordes del caño Agua Linda, afluente del río Aroa; Reg corresponde a una parcela en regeneración, fuera del alcance de los efectos estacionales de dichos desbordes.

Especie	Familia	Ro1	Ro2	Reg

<i>Acalypha</i> sp. 2	EUPHORBIACEAE			9,45
<i>Andira inermis</i> (Sw.) Kunth	FABACEAE	3,4		
<i>Bactris major</i> Jacq. var. <i>major</i>	ARECACEAE	125,84	71,75	14,18
<i>Banisteriopsis</i> sp.	MALPIGHIACEAE			3,06
<i>Bauhinia glabra</i> Jacq.	CAESALPINIACEAE	2,14		
<i>Bauhinia</i> sp.	FABACEAE	8,49	9,24	3,15
<i>Bravaisia integerrima</i> (Spreng.) Standl.	ACANTHACEAE	1,82	3,92	4,53
<i>Brownea coccinea</i> Jacq. subsp. <i>coccinea</i>	CAESALPINIACEAE	7,04	11,23	
<i>Brownea grandiceps</i> Jacq.	CAESALPINIACEAE		3,96	
<i>Capparis</i> sp.	CAPPARIDACEAE	1,69		
<i>Cecropia peltata</i> L.	CECROPIACEAE			3,15
<i>Clitoria</i> sp.	FABACEAE	4,94		
<i>Coccoloba acuminata</i> Kunth	POLYGONACEAE		1,69	
<i>Crescentia cujete</i> L.	BIGNONIACEAE	1,22		
<i>Cupania americana</i> L.	SAPINDACEAE	2,37	2,19	
<i>Dalbergia</i> sp.	FABACEAE		1,69	
<i>Davilla</i> sp.	DILLENIACEAE		3,92	
<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	ARALIACEAE	1,69		
<i>Eugenia</i> sp.	MYRTACEAE		1,69	
<i>Ficus amazônica</i> (Miq.) Miq.	MORACEAE	3,46	3,09	4,64
<i>Ficus máxima</i> Mill.	MORACEAE	3,39	2,28	9,78
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	STERCULIACEAE	9,98	12,04	37,97
<i>Gustavia poeppigiana</i> O. Berg	LECYTHIDACEAE	11,8	25,59	4,33
<i>Hura crepitans</i> L.	EUPHORBIACEAE	23,87	15,71	60,21
<i>Inga nobilis</i> subsp. <i>quaternata</i> (Poepp.) T.D. Penn.	MIMOSACEAE	1,24	4,63	
liana sp.1	-		3,11	
liana sp.2	-		4,83	
liana sp.3	-		2,64	
<i>Lonchocarpus</i> sp.	FABACEAE	1,7	6,92	6,17
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	MORACEAE		1,69	
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	PHYLLANTHACEAE	1,69		
<i>Pachira insignis</i> (Sw.) Sw. ex Savigny	BOMBACACEAE	1,96		
<i>Paullinia cururu</i> L.	SAPINDACEAE		3,39	
<i>Paullinia</i> sp.	SAPINDACEAE	1,69	5,11	
<i>Quararibea</i> sp.	BOMBACACEAE		1,69	
<i>Randia</i> sp.	RUBIACEAE	1,69		
<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O.F. Cook var. <i>oleracea</i>	ARECACEAE	33,38	57,58	74,49
<i>Sabal mauritiaeformis</i> (H. Karst.) Griseb. & H. Wendl.	ARECACEAE		2,74	
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	EUPHORBIACEAE			9,99
<i>Spondias mombin</i> L.	ANACARDIACEAE	4,03	9,04	14,9
<i>Stemadenia grandiflora</i> (Jacq.) Miers	APOCYNACEAE		1,68	
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) A. DC.	BIGNONIACEAE	6,8	12,1	15,15
<i>Tanaecium jaroba</i> Sw.	BIGNONIACEAE			4,31
<i>Terminalia amazonia</i> (J.F. Gmel.) Exell	COMBRETACEAE	4,25	6,46	
<i>Tetrapteris</i> sp.	MALPIGHIACEAE	1,69	9,94	8,06
<i>Trichanthera gigantea</i> (Bonpl.) Nees	ACANTHACEAE			4,25

<i>Trichilia</i> sp.	MELIACEAE	1,69	1,96	5,15
<i>Triplaris</i> sp. 1	POLYGONACEAE	10,55	5,08	3,06
<i>Triplaris</i> sp. 2	POLYGONACEAE	1,74		
<i>Vitis tiliaefolia</i> Humb. & Bonpl. ex Roem. Schult.	VITACEAE	2,17		
		300	300	300

Conservación

La conservación de estas comunidades se halla seriamente comprometida por el desarrollo de las actividades antrópicas típicas de la región, como la continua expansión de la ganadería y los monocultivos de caña, que desde la época colonial se desarrollan en toda la región centro-occidental. Muestra de ello son los extensos potreros y monocultivos donde se observan los chaguaramos como testigos de los bosques preexistentes. En el clareo del bosque frecuentemente se respetan los chaguaramos, los cuales son dejados en pie. Sin embargo, la ausencia de vegetación alta, la quema y la drástica transformación de las características hidrológicas determinan la muerte de las palmas. En el nororiente del país las actividades más difundidas son la agricultura de subsistencia y la extracción de materiales vegetales y animales, para lo que se drenan y queman recurrentemente los herbazales que rodean estos palmares, reduciendo las comunidades. En la cuenca de los ríos Tocuyo y Aroa, dos de las especies dominantes, *Tabebuia rosea* y *Roystonea oleracea*, son usadas frecuentemente para la construcción de casas, en particular la corteza de *R. oleracea*, mientras que *T. rosea* es comercializada a nivel regional, aparentemente de forma ilegal. Estas comunidades, son de gran valor ecológico y para la conservación, no sólo por su composición florística, sino también porque albergan grupos de fauna como psitácidos y primates, que ponen de manifiesto su riqueza y complejidad. La extracción de algunos psitácidos por parte de los “loreros” no sólo merma las poblaciones de aves sino que ocasiona la caída de los chaguaramos. Actualmente, estas especies y las palmas que usan para anidar se encuentran amenazadas por la actividad humana local, aunque en algunas localidades, los pobladores mencionan la necesidad de proteger la comunidad de palmas, por ser consideradas emblemáticas.

En términos generales, los bosques con chaguaramo de la región oriental que fueron evaluados presentan, a pesar de estar circunscritos a un área relativamente pequeña, mayores extensiones ininterrumpidas de comunidades con alta densidad de individuos de *Roystonea oleracea*, encontrándose mejor preservados que los de la región centro-occidental. Si bien en esta segunda región las presiones humanas son mucho más acentuadas y diversificadas (cf. Tabla 1), la práctica recurrente de la quema como parte de las actividades de caza podría representar a mediano y largo plazo un fuerte impacto en las comunidades con chaguaramo y, en general, en el paisaje vegetal de la región, conforme aumente la densidad poblacional. En cuanto al estatus de protección, la región oriental es igualmente beneficiada, contando con la figura del Parque Nacional Turuépano (Colonnello *et al.*, 2009) la cual abarca poco más del 50% de este tipo de bosque en la zona. En la región centro-occidental, en cambio, sólo algunas porciones, relativamente prístinas, se encuentran protegidas dentro de propiedades privadas. Los propietarios de las mismas suelen considerar a los chaguaramales refugios de fauna y flora que, en algunos casos, llegan a ser cercados para evitar el ramoneo del ganado, principalmente bovino y equino. Tan sólo dos de las comunidades del centro-occidente del país, con extensión de entre 1 y 10 ha se encuentran protegidas legalmente por el Estado: una de ellas en los límites del Parque Nacional Morrocoy, estado Falcón

(comunidad “Las Yeguas”), y la otra en las inmediaciones de la ciudad de Barquisimeto (correspondiente al Bosque de Macuto).

Conclusiones

-Se ubicaron y describieron 73 comunidades con coberturas que van de 1 a 1800 ha. Las comunidades mejor conservadas están ubicadas en terrenos permanentemente anegados, en el oriente del país (Turuépano), donde no es posible el desarrollo agropecuario a gran escala. No obstante, en ellas hay una fuerte presión por la extracción de fauna y la quema, esta última empleada como parte de las frecuentes actividades de cacería.

-En el centro-occidente del país se identificaron tres áreas con comunidades de 1 hasta poco más de 100 ha, relativamente conservadas, en las cuales se deberían centrar los esfuerzos de conservación en esa región. Ellas son: 1) la comunidad entre los poblados de Tucacas-Boca de Aroa y Yumare, en los estados Falcón y Yaracuy 2) la formada por tres chaguaramales cercanos a Tucacas y Yaracal en Falcón y 3) un área más restringida, en los alrededores de la población de Sarare, en el estado Lara. En todos los casos se trata de terrenos privados. Esta circunstancia, unida a la vocación conservacionista de los propietarios constituye, probablemente, la única razón de su permanencia.

-Acompañando a los chaguaramos (*Roystonea oleracea* var. *oleracea*) se consiguen en todos los casos un grupo característico de especies, integrado por *Bactris major* var. *major*, *Tabebuia rosea*, *Ficus* spp. y *Spondias mombin* L.; Entre las especies con altos valores de IVI, *Triplaris* sp., *Hura crepitans* y *Brownea* y *Gustavia* spp. solo se encontraron en el centro-occidente del país, mientras que *Euterpe precatoria* y una especie de Bromeliaceae terrestre sólo fueron registradas para la región oriental.

Agracecimientos

Se agradece a J.A. Monente por la lectura crítica del manuscrito.

Bibliografía

- Aymard C., G A. 2011. Bosques húmedos macrotérmicos de Venezuela. Pp: 33-46. En: Bosques de Venezuela: Un homenaje a Jean Pierre Veillón. Aymard C, G A. Ed. Biollania, Edición Especial N° 10.
- Aymard C, G. A., Farreras P., J.A. y Schargel, R. 2011. Bosques secos macrotermicos de Venezuela. Pp: 155-177. En: Bosques de Venezuela: Un homenaje a Jean Pierre Veillón. Aymard C, G A. Ed. Biollania, Edición Especial N° 10.
- Aymard C, G. A., Jimenez, M. & Rivas, N. En preparación. Aspectos generales de la vegetacion de la cuenca media del rio Amaná. Municipio Santa Barbara de Maturin. Monagas, Venezuela.
- Balslev, H., Kahn, F., Millan, B., Svenning, J-C., Kristiansen, T., Borchsenius, F., Pedersen, D., y W. L. Eiserhardt. 2011. Species Diversity and Growth Forms in Tropical American Palm Communities. Bot. Rev. 77:381-425.
- Bonadie W.A. 1998. The ecology of *Roystonea oleracea* Palm Swamp Forest in the Nariva Swamp (Trinidad). Wetlands 18:249-255.
- Braun, A. 1996. El Chaguaramo: sus afinidades, sus características y su cultivo. Litho-Tip, Caracas.
- Braun, A. y F. Delascio Chitty. 1987. Palmas autóctonas de Venezuela y de los países adyacentes. LITOPAR C.A, Caracas.

- Colonnello, G., Oliveira-Miranda M. A., Álvarez H. & C. Fedón. 2009. Parque Nacional Turuépano, Estado Sucre, Venezuela: unidades de vegetación y estado de conservación. *Memoria de Fundación La Salle de Ciencias Naturales* 172:5-35
- Colonnello, G., Muller, D., Rincón, M. y G. González. 2011. Diagnóstico de las comunidades de chaguaramales y morichales en el golfo de Paria, estado Sucre, Venezuela. Las fuerzas motrices, presiones e impactos observados y medidas de conservación. Pp.: 237-258. *Experiencias en la aplicación del enfoque GEO en la evaluación de ecosistemas degradados de Iberoamérica*. Eds: A. V. Volpedo, L. Fernández R. y J. Buitrago. ISBN: 978 987 27758 0 3 Impreso por Print & Services.
- Colonnello, G., L. Rodríguez y R. Guinaglia. En prensa. Caracterización estructural y florística de un bosque anegado con *Roystonea oleracea* (chaguaramal) en la península de Paria, estado Sucre, Venezuela. *Acta Bot. Venez.*
- Colonnello, G. y J. Grande. 2010. Evaluación y conservación de la biodiversidad vegetal de los humedales remanentes en áreas de uso ganadero en la cuenca del río Tocuyo. Informe técnico, Proyecto LOCTI. Fundación La Salle de Ciencias Naturales.
- Colonnello, G. y J. Grande. 2011. Inventario de los chaguaramales de los valles intracordilleranos de la región Centro Occidental del país (Cuencas medias y bajas de los ríos Tocuyo, Yaracuy, Aroa y Turbio). Informe final. Iniciativa de Especies Amenazadas. Provita. Caracas.
- Howorth, R. y G. Colonnello. 2004. Sucesión secundaria como consecuencia de diferentes tipos de usos de la tierra en bosques pluviales montanos en la Cordillera de la Costa Central (Venezuela). *Mem. Fund. La Salle* 64 (161-162):137-165.
- González, V. 1987. Los Morichales de Los Llanos Orientales. Un enfoque ecológico. Ediciones Corpoven. Caracas.
- González, V. 2011. Los bosques el Delta del Orinoco. Pp: 197-240. En: *Bosques de Venezuela: Un homenaje a Jean Pierre Veillón*. Aymard C, G. A. Ed. Biollania, Edición Especial N° 10.
- Keeley, E.J. & C.J. Fotheringham. 2005. Plot shape effects on plant species diversity measurements. *J. Veg. Sci.* 16 (2): 249-256.
- Kochaniewicz, G. y M. Plonczak, 2004. Variaciones de la composición florística en un subtipo de bosque de la "Selva de Bajío" en la Reserva Forestal de Caparo, Llanos Occidentales de Venezuela. *Revista Forestal Venezolana*, 48 (2):55-67.
- Llamozas, S., R. Duno de Stefano, W. Meier, R. Riina, F. Stauffer, G. Aymard, O. Huber & R. Ortiz. 2003. *Libro Rojo de la Flora Venezolana*. PROVITA, Fundación Polar, Fundación Instituto Botánico de Venezuela "Dr. Tobías Lasser".
- Macía, M. J., Armesilla, P. J., Cámara-Leret, R., Paniagua-Zambrana, N., Villalba, S., Balslev, H. y M. Pardo-de-Santayana. 2011. Palm Uses in Northwestern South America: A Quantitative Review *Bot. Rev.* 77:381-425.
- Marrero, C. 2011. La vegetación de los humedales de agua dulce de Venezuela. Pp: 250-263. En: *Bosques de Venezuela: Un homenaje a Jean Pierre Veillón*. Aymard C, G. A. Ed. Biollania, Edición Especial No 10.
- Montúfar, R., Anthelme, F., Pintaud, J.C. y H. Balslev. 2011. Disturbance and resilience in tropical american palm populations and communities. *Bot. Rev.* 77:426-461.
- Mueller-Dombois, D. & H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley & Sons, New York.
- Rosales, J., E. Briceño, B. Ramos y G. Picón. 1993. Los bosques ribereños en el área de influencia del embalse Guri. *Pantepui* 5: 3-23.
- Stauffer, F. 2008. Arecaceae (Palmae). In: Hokche, O., P.E. Berry & O. Huber (eds.). *Nuevo catálogo de la flora vascular de Venezuela*. Pp: 688-695. Fundación Instituto Botánico de Venezuela "Dr. Tobías Lasser", Caracas.

Steyermark, J. 1946. Exploración botánica a las regiones Orientales de Venezuela. Bol. Soc. Venez. Ci. Nat. 10 (67): 259-276.
Zona, S. 1996. Roystonea (Arecaceae: Arecoideae). Fl. Neotrop. Monogr. 71: 1-34.

ESTADO AMBIENTAL DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA MAYABEQUE: RETOS Y ALTERNATIVAS A LA SOSTENIBILIDAD.

Environmental condition of the hydrographic basin of Mayabeque: challenges and alternatives to sustainability.

Grisel Barranco Rodríguez
Instituto de Geografía Tropical
grisell@geotech.cu

RESUMEN

Entre las cuencas hidrográficas cubanas la del mayabeque es de mucho interés en atención a los importantes servicios ambientales que presta. Pero el manejo de sus recursos se ha expresado negativamente, generando problemas ambientales de diverso carácter que inciden en los propios procesos de desarrollo. El presente trabajo se propuso la evaluación ambiental de dicha cuenca y la conformación de propuestas mitigadoras de la problemática presentada. El abordaje investigativo, al efecto de una mayor pertinencia y efectividad, se delineó con un enfoque multidisciplinario, que encontró en el modelo geo una alternativa importante, por lo justo y coherente. Su empleo hizo viable la interpretación de las presiones, pero también las respuestas más adecuadas como garantes de la sostenibilidad.

Palabras claves: evaluación ambiental, regulación, mitigación

Summary.

Amid the Cuban hydrographic basins, the one of Mayabeque highlights; as from its limited area, it's able to provide resources, products and environmental services which go far beyond its own physical context. They contribute to a considerable part of the western of the country. But the mishandling of its attributes has been expressed negatively, generating environmental problems of diverse kind, which affect in its own developing processes. The current work submitted the environmental assessment of this basin and the conformation of proposals to mitigate the problematic presented. The research scope, with the purpose of a greater appropriateness and effectiveness was formulated under a multidisciplinary approach that found in the GEO model an important alternative because it's just and coherent. It's use made possible the interpretation of pressures but also the most suitable answers as guarantee to sustainability.

Key words: Environmental assessment, regulation, mitigation.

INTRODUCCIÓN

La convocatoria librada por la sostenibilidad, transita por retos notables, pues mundialmente se aprecia la sistemática degradación del ambiente, donde un problema clave como el del cambio climático, de marcada incidencia en diversos aspectos asociados al desarrollo, se ha acentuado de modo riesgoso. Con ello se presentan los disturbios sucedidos en el sistema naturaleza- sociedad.

En los últimos años se expresan las brechas entre las necesidades humanas y las actuaciones ambientales asumidas en la mayor parte de los países. En unos la falta de voluntad política ha centrado la contrariedad, en tanto que en otros la limitación de recursos, de capital humano y el propio derrotero ambiental global, ha menguado los avances. En pocos casos se ha mostrado efectividad en las actuaciones y cambios en los modelos económicos hacia derroteros pertinentes.

En Cuba, la evolución económica y social propició el incremento de la carga antrópica sobre el medio. La agricultura, con un papel relevante en el proceso, sirvió primero como base esencial de la economía nacional y después, a modo de resorte de la industria, que en forma paulatina se fue diversificando en ausencia de una visión racional. La transformación experimentada indujo el agotamiento natural de los recursos, hacia geosistemas muy dependientes del suministro de sustancias y energías, donde las cargas añadidas por el crecimiento poblacional y las demandas correspondientes para la satisfacción de sus pretensiones básicas, ha complejizado la situación.

El referido panorama se ha ido mitigado con el establecimiento de un sistema ambiental amigable, en el que las cuencas hidrográficas han recibido un interés marcado. El accionar implementado busca revertir viejos problemas, para lo cual son ineludibles las evaluaciones acuciosas como base de la toma de decisiones e implementación de medidas remediadoras. Una de los argumentos manejados ha sido el establecimiento de una gestión jerarquizada y diferenciada, donde se identifican cuencas de interés nacional (diez nacionalmente), pero otros ámbitos como es el caso del mayabeque, de alta significación por sus servicios ambientales que se extienden a varias provincias cubanas, evidencian las necesidades investigativas.

Las vertientes que se han seguido al respecto son diversas e interesantes, pero el enfoque geo abre expectativas valederas. Ese referente orientó el presente trabajo que se propuso la evaluación ambiental de dicha cuenca hidrográfica y las propuestas mitigadoras de la problemática presentada.

I. LA EVALUACIÓN AMBIENTAL DE LAS CUENCAS. ELEMENTOS TEÓRICOS Y METODOLÓGICOS CLAVES

Cuando se reflexiona de forma integral sobre el uso del espacio, resulta evidente que las actividades del hombre se sustentan en cuencas hidrográficas, esta apreciación fue aludida por la FAO (1996) cuando expresó... *"No existe dentro de la biosfera terrestre espacio grande o pequeño que no forme parte de una cuenca"*. Podemos entender entonces que las mismas son contextos polifuncionales, que correspondientemente confrontan dificultades asociadas con su manejo. Constituye un sistema con definición geográfica propia, donde están determinados los nexos en cadena de tipo natural y antropotecnógenos. Su singularidad al decir de la FAO (1996) viene dada porque *"... es el área donde se operacionaliza el flujo hídrico, el cual está condicionado al flujo de las precipitaciones y al efecto de los recursos suelo y vegetación, generando de conjunto dentro de este espacio, el ciclo hidrológico del agua"*.

Al interconectar recursos fundamentales para la vida no hay lugar a dudas sobre su significación y complejidad, en tanto que constituye una forma de manifestación

sistémica de los procesos de intercambio de sustancia y energía. En tan complicada urdimbre de vínculos funcionales naturaleza - sociedad, el agua representa el elemento de síntesis, que además, de modo recurrente, expresa disturbios de manejo por subexplotación de los recursos, o lo más frecuente, la sobreexplotación de los mismos, derivada de una precaria ordenación de los usos y deficiente coordinación en la gestión de los diferentes actores y sectores económicos.

La distinción detallada de las peculiaridades ambientales al interior de la cuenca y en virtud de la alta modificación que experimenta hizo determinante el empleo de los geosistemas, por cuanto representan "formas territoriales complejas que incluyen en sí tanto a los elementos naturales como también a los socioeconómicos, que interactúan unos con otros, y como resultado de esto operan como un todo único. Poseen una doble cualidad, pues por una parte su componente natural (subsistema) a pesar del fuerte cambio experimentado, continúa existiendo según leyes naturales. Por otra parte, muchos rasgos de su funcionamiento y cambio se rigen a través de la vida de la sociedad (González, 1994).

El entendimiento de las situaciones dadas en la cuenca y en la propia agua, transita por la instancia de un conocimiento detallado, que demanda un instrumental pertinente para la mejor consecución de las evaluaciones. GEO aporta entonces una línea lógica de valoraciones donde encuentran respuestas preguntas claves como son:

- ¿Qué le está pasando al ecosistema y por qué?
- ¿Cuáles son las consecuencias para el medio ambiente y el bienestar humano?
- ¿Qué se está haciendo y cuán eficiente son las medidas aplicadas?

Atendiendo al modelo, la determinación de las fuerzas motrices y presiones resultó determinante en función de entender el estado ambiental y los impactos. La Tabla 1 resume las jerarquías problemáticas e incluso transita por algunos de los indicadores que fundamentaron del análisis realizado y las tendencias apreciada con su aplicación.

Tabla 1 Principales problemas de la cuenca hidrográfica Mayabeque, su correspondencia con los indicadores aplicados y las evidencias mostradas en el estudio.

FUERZA MOTRIZ	PROBLEMA	PRESIÓN	ESTADO	IMPACTO
Política orientada hacia el crecimiento del agro, con soberanía y seguridad alimentaria para satisfacer las demandas	Pérdida de capacidad productiva de la cuenca	Intensificación de la producción agrícola y ganadera	Área de suelos con evidencias de degradación, de diversos tipos.	Comportamiento poco sostenido de los niveles productivos.
		Ampliación de las fronteras agrícolas	Fragmentación de hábitat	Perdidas de agroproduktividad
	Demanda de agua para el abasto a la población y la economía	Consumo de agua elevado por sector de actividad	Tendencia decreciente en el balance hídrico de la cuenca (incluye cuantía diferencial por secciones)	Volumen decreciente de agua embalsadas y en el sistema de distribución
		Demanda de irrigación	Tendencia decreciente de la lámina media de lluvia mensual y	Mermas de productividad del agro

crecientes de la población.		anual mm.		
	Recurrencia y profundización de las sequías	Desecación de las tierras.	<ul style="list-style-type: none"> • Limitada productividad del agro • Incidencias de salud de origen hídrico 	
	Aumento de la intensidad de los huracanes	Incremento de la superficie inundable por lluvias intensas	Aumento de los costos por pérdidas del agro.	
	Cambios poco consolidados en lo socioeconómico, en especial en el agro	Intensificación de la producción agrícola y ganadera	Insuficiencia en la aplicación de medidas agroecológicas	Insuficientes programas de educación ambiental y agroecológicos
		Cultivo en tierras ociosas y del patrimonio forestal	Insuficiente superficie forestal	Baja eficiencia productiva en condiciones de deterioro de tierras
		Bajos incentivos económico-ambientales en el ámbito rural.	Baja aplicación de medidas ambientales	Insuficiente repoblación forestal

La fuerza motriz identificada para la cuenca (**Política orientada hacia el crecimiento del agro, con soberanía y seguridad alimentaria para satisfacer las demandas crecientes de la población**), transita ciertamente por algunas de las grandes encrucijadas mundiales del momento, pero específicamente en el espacio de interés, a pesar de una dotación de recursos propiciatoria, se enfrenta a viejos y nuevos problemas, que han inducido transformaciones cualitativas e impactos no desestimables cuando el rumbo de la sostenibilidad se emprende.

El enfoque GEO permitió connotar la significación del ámbito y de las propias aguas, pero también las implicaciones del uso intensivo y con baja percepción ambiental, lo que fue contrapuesto con un conjunto de medidas (respuestas) que coadyuvan al cumplimiento del derrotero económico con visión largoplacista, concordante con el mejoramiento ambiental y la sostenibilidad.

II. EL ESTADO AMBIENTAL DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA MAYABEQUE.

Situada en la vertiente sur del parteaguas general de la isla, posee un área de 984 km², está signada por la presencia del río mayabeque (figura 1), que con sus nacientes en las alturas de escaleras de jaruco, mantiene un régimen anual permanente, de 215 hm³ como promedio anual. La tabla 2 refiere algunas de sus características morfométricas.

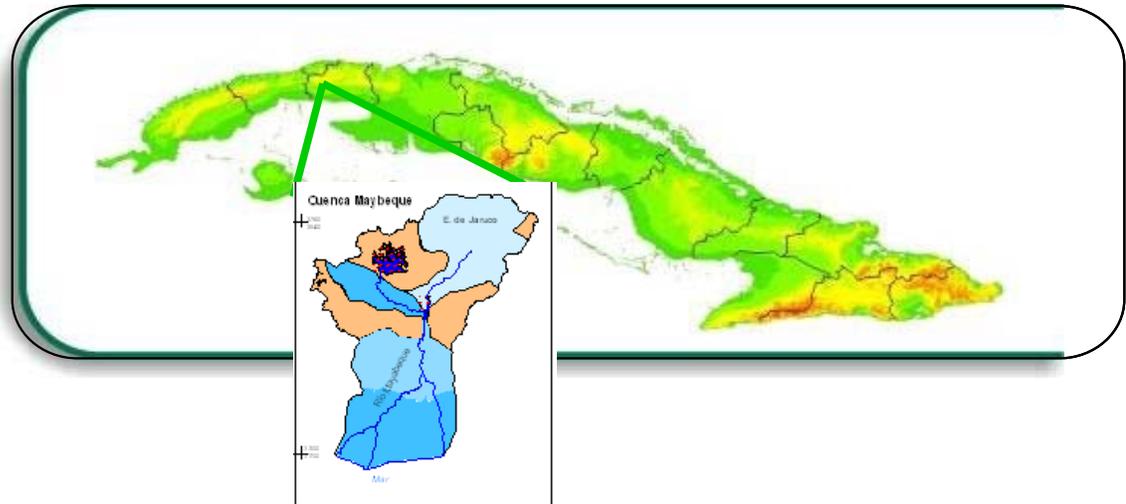


Figura 1. La cuenca del río Mayabeque en el contexto cubano.

Tabla 2 Parámetros morfométricos de la cuenca hidrográfica Mayabeque.

Longitud del cauce principal (km)	Pendiente Media de la cuenca (%)	Pendiente Media del río (%)	Altura media de la cuenca (msnm)	Densidad de Drenaje (km/km ²)
53	3,9	0,56	122	0,50

La retrospectiva del proceso de asimilación socioeconómica (a partir del siglo XVII), evidencia la ocurrencia de un proceso de transformación que asociado a la preeminencia de la agricultura, se fue haciendo portadora de las novedades prácticas de la época, pero además, fue plataforma de una producción industrial de relativa diversidad, que sirvió incluso como pivote del comercio internacional. Todo eso fue concomitante con mutaciones de la naturaleza, iniciando así el menoscabo y hasta la pérdida de algunos de los atributos de la cuenca, incidentes en las afectaciones al agua en cantidad y calidad.

El modelo conceptual relativo a la transformación histórico ambiental del espacio (Figura 2), muestra las cargas relativas que fueron induciendo las distintas actividades económicas y su concatenación con los problemas ambientales. En todo ello el hombre, además que actor de los cambios, representó en consecuencia de su crecimiento numérico una carga en el orden físico, pero también, en virtud de necesidades concretas de vivienda, y alimentación, así como otras espirituales de obligada realización en el contexto, pero a la postre ha experimentado los impactos consecuentes.

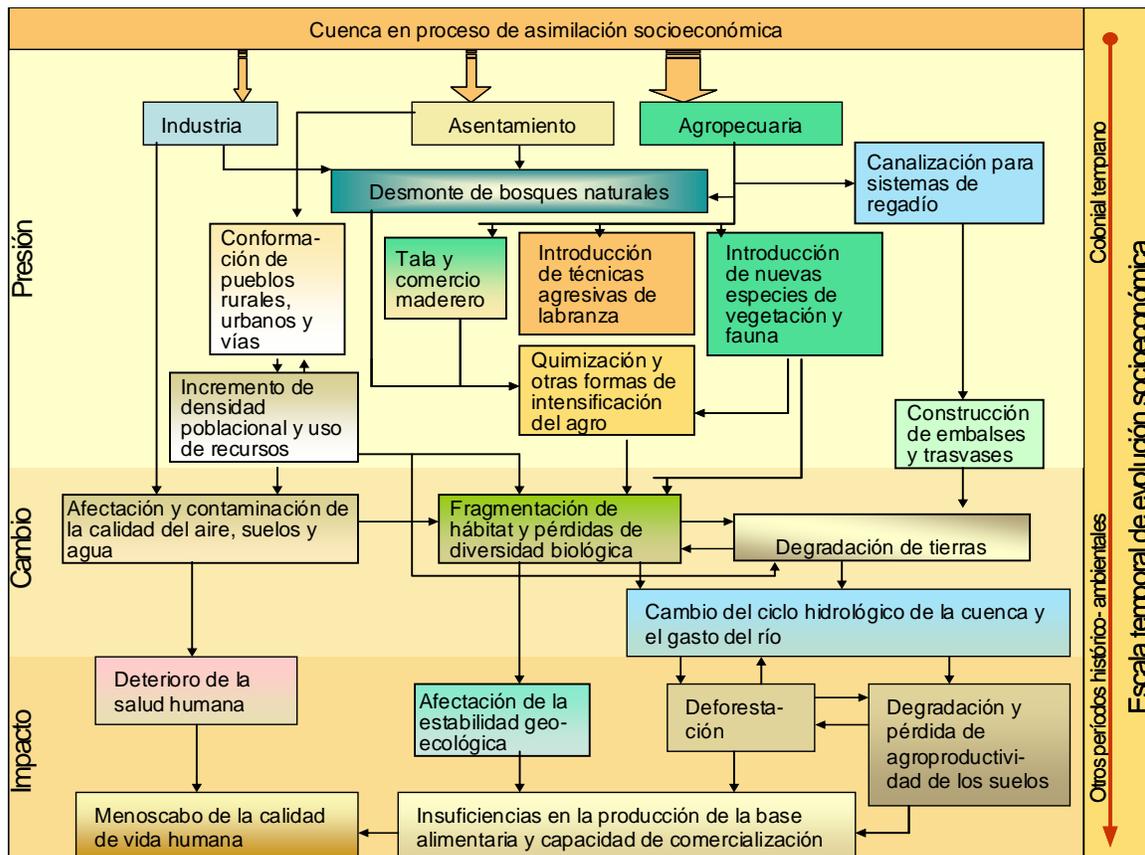


Figura 2. Modelo conceptual de la transformación histórico- ambiental de la cuenca hidrográfica Mayabeque.

Cada actividad económica se ha manifestado de manera diferente en el medio, lo cual está condicionado por la propia dotación natural del ámbito de localización, así como la intensidad atribuida a su establecimientos, pero en todos los casos la demanda de agua se ha hecho creciente, lo cual se vincula a las complejidades de su manejo y diversidad de los impactos ambientales sucedidos.

II.1 Las secciones de la cuenca, presiones, estados e impactos espaciales.

Las diferentes secciones de la cuenca tienen funciones y usos diferentes, que deben ser armonizados correspondientemente al efecto de reducir los procesos degradadores. En el caso del Mayabeque la historicidad evidencia disonancias expresadas en problemas que han conducido al detrimento en el estado cualitativo.

El **tercio superior de la cuenca** (Figura 3), se asocia a la serranía Escaleras de Jaruco, cuyas alturas, colinas y llanuras altas en consecuencia de la ampliación de la frontera

agrícola, experimentó desde antaño la tala indiscriminada. Orientada a la ganadería mayor y menos que se ha establecido con primacía, se ha asociado necesariamente con los pastos naturales y cultivados, que no han menguado los procesos degradadores de los suelos.

Sección de la Cuenca y funciones esenciales	Panorámica de los disturbios ambientales		
Sección alta (de recarga hídrica)			
	La deforestación en las tierras altas genera la erosión y reduce las capacidades de recarga de los cuerpos de agua superficial y subterráneas		El embalse Mampostón cubre parte de las mejores tierras de la Cuenca
Sección media (de recarga y manejo)			
	El uso agrícola propicia la eutrofización	La erosión laminar y en cause se extiende	La pedregosidad y otras degradaciones se generalizan
Sección baja (de descarga hídrica)			
	Degradación de la vegetación costera está presente	La retención de los sedimentos en los cuerpos de agua interiores y los usos no conformes inciden en la retrogresión de la línea costera	

Figura 3. Las secciones de la cuenca y sus problemas claves.

Uno de los rasgos esenciales de esta sección deviene de la regulación del río principal y de algunos de los tributarios para dar paso al sistema Mampostón – Pedroso. La construcción, concebida dentro de una estrategia de aseguramiento del abasto de agua de los grandes planes de la economía, la población y para la mitigación de desastres por inundación, ha tenido un fuerte impacto en la modificación física del curso del río Mayabeque, donde la diferenciación sectorial de su caudal, lo hace casi inexistente en su tercio medio- inferior. Por otra parte, en virtud de la localización, el embalse

determinó la ocupación por las aguas de 9,4 km² de tierras muy productivas, en tanto que el canal trasvase, con unos 25 km² discurre por suelos evaluados de productivos. El recurso hídrico se ve afectado por residuales líquidos de diferentes actividades, también incide la propia deforestación, en las nacientes y de la zona hidrorreguladora, permitiendo la remoción de grandes volúmenes de sólidos.

De modo que esta sección de la cuenca, fundamental por su función gestora y tributaria de agua, experimenta cambios en el estado cualitativo asociados con: fragmentación de los bosques naturales, pérdidas de diversidad biológica y alteración del ciclo hidrológico; erosión laminar y en cauce, concomitante con procesos de azolvamiento de los embalses, que reducen su vida útil, además de disminuir los volúmenes de uso económico, con lo que se acentúan las propias demandas de agua, que en este caso rebasan incluso el espacio físico de la cuenca. Todo ello tiene incidencias diversas en el estado ambiental del resto del contexto.

La **sección media de la cuenca** deviene en una disminuida capacidad de generación y captación hídrica, contrastante con el profundo manejo que experimenta, incluso en algunas de las modalidades utilitarias de mayor agresividad.

Es el caso de venido de la presencia del grupo de geosistemas agrarios exhaustivos de alto laboreo, primero por su extensión y después, porque su funcionamiento tiene lugar con la aplicación de medidas de intensificación, demandadas a causa del desmedro de los recursos primarios (suelo y agua) y la propia fuerza motriz nacionalmente definida. Se incluyen dentro de dicho grupo cultivos básicos de la economía nacional como la caña de azúcar y otros importantes en la estrategia local y regional de abasto alimentario, como arroz, plátano y los cultivos menores. Aún cuando el contexto se caracteriza por la buena agroproductividad natural del suelo, el uso continuado e intensivo ha resentido la aptitud.

Coexisten por otra parte los pastos naturales y cultivados que junto con los frutales (geosistemas agrícolas de bajo laboreo), condicionan en general una situación menos lesiva del medio.

Los frutales, en la modalidad establecida en la cuenca (cítricos y otros), se reconocen con un funcionamiento poco agresivo, próximo a lo natural, pero ciertamente, conforman áreas que por su limitación superficial (de conjunto el 1,3 % de la cuenca), más que una función estabilizadora, resultan muy expuestos a la antropización.

Los geosistemas silvo- agrícolas y silvícolas que al igual que los precedentes tienen un comportamiento poco degradador, cuentan con una exigua presencia superficial.

Aquí la esfera **urbano- industrial**, está representada por una gama de objetivos, de poca extensión superficial, que sin embargo generan fuertes cargas en el medio. Los centros urbanos al concentrar gran parte de la actividad productiva, y los servicios a la población, son proclives a la generación de fuentes contaminantes, donde la presión demográfica y sus demandas en términos de condiciones de vida -como es la vivienda, el agua, combustibles domésticos, salud, educación-, conforman escenarios de alta complejidad. Como particularidad de la sección, el uso recreativo, para el baño de la población es intensivo y aporta a las aguas fluviales grasas y otros componentes no deseables.

La industria tiene amplia presentación ramal (pintura, alimentaria, metálica y la goma), pero la azucarera cuenta una histórica relevancia. Dichas instalaciones, configuran ámbitos comprometedores del entorno.

Los factores socioeconómicos referidos, junto a las características propias del contexto, condicionan un estado ambiental complejo, donde los procesos de erosión, lixiviación y compactación (en zonas ganaderas, la vacuna en particular), hacen de la degradación del suelo un proceso bastante generalizado, coadyuvante a la contaminación y eutrofización que está presente en los cuerpos de agua. Todo ello incide en impactos en el hombre, una de cuyas expresiones son las enfermedades de génesis hídrica.

En la **sección inferior** de la cuenca, aún con las transformaciones y cambios de estado que comporta el ámbito colector del río Mayabeque, posee relictos de sus condiciones primarias, que evidencia la presencia de los geosistemas naturales y seminaturales. La composición es diversa, con matorrales y vegetación secundaria, que a pesar de su baja cobertura superficial preservan elementos importantes de la biota autóctona y cumplen una función reguladora de los procesos físico- naturales. Sin embargo, no se les puede exceptuar de las amenazas derivadas de la actividad humana, así como de externalidades degradativas remanentes a dicha sección.

Una situación similar en cuanto a funciones y vulnerabilidad, se da en el ámbito de la Interfase mar- tierra, donde se alternan herbazales y manglares. Resulta muy notable que por su posición geográfica, recibe de forma indirecta todos los embates de la tierra firme, pero además, por su carácter altamente utilitario es objeto de intervenciones directas. Es probable que tales situaciones sean las causas de su exigua presencia, que asciende al 0,17% del territorio, a pesar de la bastedad de la zona que potencialmente podría sostenerlo.

En esta sección, como lo más notable en los cambios de estado puede reconocerse la fragmentación del manglar, con consecuentes pérdidas de hábitat y diversidad; la disminución del flujo hídrico junto a la contaminación incidió también en ello, pero propició además, la penetración de la cuña salina, así como que a causa de la retención de sedimentos en la tierra firme ha facilitado la retrogresión de la línea de costa.

El **geosistema marino**, en tanto que ámbito final de la Cuenca, presenta indicios de deterioro ambiental. La ubicación de dos núcleos poblacionales en la costa (Playa Mayabeque y Playa El Rosario), induce la presencia de efluentes contentivos de grasas detergentes y otras sustancias contaminantes, que por la inmediatez llegan totalmente crudos al mar. Aquí es preciso considerar también el peligro que representa la pesca ilícita, que constituye en la actualidad una importante fuente de ingresos para la fuerza de trabajo no organizada.

Con todo ello se vinculan los cambios de estado, uno de los fundamentales es la modificación en la cuantía y composición sedimentológica de la plataforma y con ella la tipología de los nichos ecológicos y la propia diversidad marina.

Al margen de las valoraciones cualitativas sectoriales, otro de recurso empleado para evaluar de forma sinóptica el estado ambiental integral fue la estabilidad (Bucek, et al., 1989), vista como la capacidad del medio de mantener su estructura y funcionamiento. Es una cualidad que depende de la naturaleza y su capacidad de respuesta ante los impactos, lo cual obedece a la modalidad de manejo establecida y la intensidad con que

la misma se ejerza. Reponde a las propiedades intrínsecas del medio, y de la coherencia interna de los componentes.

En el sistema hidrográfico del Mayabeque, se aprecia el predominio de las formas de uso antropizadas (ver Figura 4), incluso con presencia de aquellas asociadas con una mayor complejidad y dependencia de los recursos, de modo que las condiciones de estabilidad según secciones, se pueden reconocer cualitativamente en condiciones **Medias** a **Muy Baja** estabilidad, aunque para algunos puntos se pudiera estimar incluso de **Nulas**. Este es el caso de la zona costera, donde la degradación del manglar y la retención de los sedimentos en los cuerpos de agua del territorio han hecho retroceder de forma peligrosa la línea de costa, afectando incluso la infraestructura local. Ese panorama visto dentro de las anomalías del cambio climático, en el escenario de incremento del nivel del mar, coloca en condiciones de severidad a dicho contexto, pero en términos generales, según las valoraciones realizadas, la situación de la Cuenca ha devenido hacia escasas oportunidades para la regeneración natural, por lo cual, para lograr la mitigación de los impactos ocasionados por las actividades económicas, se requiere de programas y proyectos ambientales que coadyuven a la mejora del estado ambiental y la restauración de su aptitud.

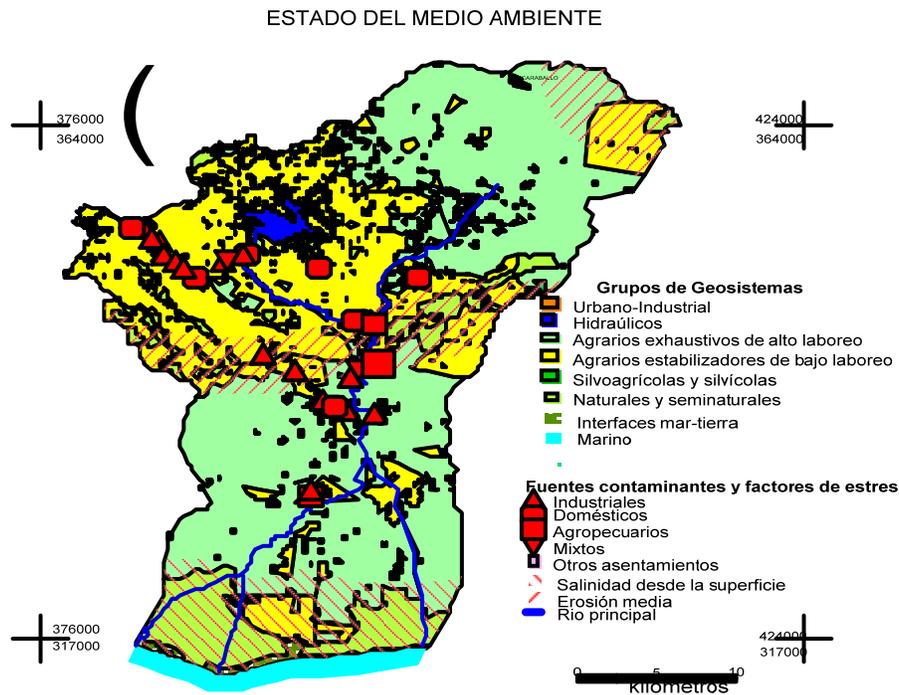


Figura 4. Mapa de estado ambiental de la cuenca.

III. LAS RESPUESTAS A LOS ASPECTOS CUALITATIVOS ESENCIALES

La investigación de la cuenca hidrográfica mayabeque fue ilustrativa de la forma conflictiva en que puede el hombre relacionarse con el medio. Por la misma razón, en virtud de la conciencia adquirida en materia ambiental, sería inconsecuente ceñirse a la simple identificación de los cambios, sin aportar algunas de las posibles vías para acortar las brechas en función de una gestión sostenible.

Al respecto, y aunque no es particular de la Cuenca, un primer término a considerar en tanto que comporta la base sobre la cual se deben sustentar muchas de las enmiendas requeridas, es la fuerza motriz identificada nacionalmente de incremento de la producción alimentaria. Ello en el ámbito del Mayabeque debe colocarse en perspectivas diferenciales según localidades, valorando las correspondencias entre disponibilidad de recursos y problemáticas ambientales confrontadas. De esa forma las producciones irían acopladas a la racionalidad de una gestión para la sostenibilidad, donde la capacidad de carga, el mejoramiento y la rehabilitación acompañen a la producción misma.

El acierto en la gestión local debe apegarse al manejo integral de la cuenca, que tiene en la Figura 5 un marco de actuación ineludible. Las cuatro políticas que refiere poseen un sentido estratégico, dentro del cual resalta la situación financiera, que en atención al escenario nacional y las prioridades que se crean, puede incidir directa o indirectamente, en virtud de la ineludible sinergia con el resto de las políticas, pero además porque signa la capacidad de producir en condiciones de mitigación de la degradación. Al respecto, la voluntad política creada es un importante asidero y de conjunto con la institucionalidad, apunta hacia avances concretos que tienen como centro al capital humano.



Figura 5. Marco general de las políticas de respuesta para las cuencas hidrográficas.

Con las políticas espaciales se establecen las intervenciones de conformidad con la disponibilidad de recursos y su estado cualitativo, determinando además los nexos entre las funciones contextuales. en las condiciones cubanas tiene un referente esencial en el ordenamiento ambiental y el proceso planificador correspondiente.

En las organizacionales se buscan los mecanismos idóneos para la participación y movilización de los actores y beneficiarios.

Las operativas llevan un sentido práctico y educativo, pues están vinculadas con las acciones en fincas, parcelas y microcuencas usadas con fines demostrativos en cuanto a tecnologías y procederes en lo fundamental de base ecológica. atiende a productores líderes y el extensionismo de su experiencia.

En la cuenca del mayabeque se puede reconocer la aplicación de las políticas referidas, pero ciertamente, es posible incrementar la intencionalidad y nivel de articulación entre

las mismas, en tanto que configuran respuestas esenciales, que se transforman en plataforma de otras alternativas a mediano y largo plazo.

Ello se hace más necesario en atención a que las valoraciones realizadas sobre el estado ambiental, apuntan hacia una situación compleja, de modo que las capacidades para la asimilación de nuevos impactos son limitadas, al igual que las de autorregeneración natural. No debe eludirse que en tales circunstancias, las propias actividades económicas pueden ser afectadas.

Es así mismo detectable la necesaria aplicación de medidas dirigidas a la reforestación, indispensable como base de la protección edafológica y de la rehabilitación hídrica entre otras bondades prestadas a modo de servicio ambiental.

Conclusiones

➔ El examen regular de la evolución cualitativa del ambiente, es una necesidad ineludible, que requiere del monitoreo para el seguimiento consecuente. En tal sentido el enfoque GEO ofreció en el caso Mayabeque oportunidades valdeas, como facilitador de la evaluación dirigida a la toma de decisiones y la participación.

➔ Se constató que la Cuenca presta servicios ambientales de importancia cardinal, que se ven amenazados por el estado de degradación cualitativa en los recursos primarios, entre los cuales el agua tiene carácter vital, en tanto que sus funciones rebasan el marco de la propia cuenca y alcanzan significación regional y nacional, además de tributar a producciones esenciales, exclusivas del territorio y la región.

➔ La protección del referido líquido tiene un sentido estratégico en términos económicos y ecológicos y merece una respuesta concreta a fin de mitigar los conflictos detectados. A tales efectos se delineó un conjunto de políticas cuya intencionalidad y articulación debe servir a la conformación de acciones más específicas (reforestación, reducción de cargas contaminantes, medidas anti erosivas, etc.) que es necesario implementar a modo de plataforma al manejo integrado de la Cuenca, meta cimera de una gestión sostenible.

BIBLIOGRAFÍA

- ❖ Barranco, G., 2005. La problemática ambiental y la ordenación en la cuenca hidrográfica Mayabeque, Cuba. Rev. Mapping, Madrid, No. 101, pp. 44-52.
- ❖ Batista, J. L. y M. Sánchez, 2001. Peligro y vulnerabilidad en el Este de la provincia Ciudad de La Habana [Inédito] . Instituto de Geografía Tropical, La Habana, 40 pp.
- ❖ CARRERAS, F., 2000. PROYECTO DE REUBICACIÓN DE LA COMUNIDAD PLAYA ROSARIO [INÉDITO]. DIRECCIÓN PROVINCIAL DE PLANIFICACIÓN FÍSICA, LA HABANA, PP. 7-8.
- ❖ Dourojeanni, A., 1994. La gestión del agua y las cuencas en América Latina. Revista de la CEPAL, No. 53, pp 111-157.
- ❖ FAO, 1996. Planificación y manejo integrado de cuencas hidrográficas en zonas áridas y semiáridas de América Latina. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe, Santiago de Chile, 160 pp.
- ❖ González Otero, L., 1994. Cuestiones teórico- metodológicas de la planificación ecológica del uso del territorio. En: Geografía del medio ambiente. Una alternativa del ordenamiento ecológico. UAEM, México D.F., 234- 239.

- ❖ Hernández Becerra, E., 1993. Monitoreo y evaluación de los logros en proyectos de ordenación de cuencas hidrográficas. FAO, Roma, 160 pp.
- ❖ HERNÁNDEZ, L. O. Y H. GARCÍA, 2001. DIAGNÓSTICO DE LA SITUACIÓN AMBIENTAL DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL MAYABEQUE. COMPLEJO HIDRÁULICO “MAMPOSTÓN-PEDROSO-GÜIRA”. INSTITUTO NACIONAL DE RECURSOS HIDRÁULICOS. CUBA. 66 PP.
- ❖ Herrero Echevarria, J. A., 2005. Criterios e indicadores de manejo forestal sostenible. Una visión de futuro. Agrinfor. Ministerio de la Agricultura. 55pp.
- ❖ PÉREZ, W., 2001. HISTORIA AMBIENTAL DE LA CUENCA DEL RÍO MAYABEQUE, PERÍODOS Y CARACTERÍSTICAS [TESIS DE DIPLOMADO]. INST. GEOGRAFÍA TROPICAL, LA HABANA, 7 PP.

INFLUENCIA DE LA CALIDAD DE AGUA EN LA CONSERVACIÓN DE PECES DE ÁREAS PROTEGIDAS DE LA COSTA DEL RÍO DE LA PLATA.

Water quality influence in the conservation of fishes in protected areas con the Rio de la Plata coast.

Callicó Fortunato, Roberta^{1,2} y Volpedo, Alejandra^{1,2*}.

¹Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua, Instituto de la Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Veterinarias, Av. Chorroarín 280. C1427CWO. Buenos Aires, Argentina.

²Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA) Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

*avolpedo@gmail.com

RESUMEN

La calidad del agua determina la riqueza y diversidad de organismos presentes en un sistema. Las características del agua son dinámicas, dependen de variaciones estacionales, y puede ser alterada por el aporte de contaminantes de origen antrópico (actividades agropecuarias, industriales, minería, emplazamientos urbanos). Las áreas urbanas protegidas presentes en las megaciudades contribuyen a la conservación de la biodiversidad y fortalecen la relación de sus habitantes con la naturaleza. Estas áreas representan entes sustanciales para resguardar las funciones ecológicas y la dinámica de los ecosistemas; además son espacios que concentran una interesante biodiversidad en superficies pequeñas, lo que les confiere un alto potencial educativo, así como para la investigación científica.

El objetivo del siguiente trabajo fue determinar las características fisicoquímicas y las concentraciones de metales traza del agua, de dos zonas elegidas dentro de tres reservas urbanas del Área Metropolitana de Buenos Aires, así como la fauna íctica asociada a estos cuerpos de agua, para evaluar la calidad del agua de éstas áreas y su capacidad para albergar diferente fauna íctica.

Palabras clave: Calidad de agua, Reservas Urbanas, Ictiofauna, Área Metropolitana de Buenos Aires.

ABSTRACT

Water quality determines the richness and diversity of organisms present in a system. Its features are dynamic, depending on seasonal changes, and can be altered due to anthropic impact (agriculture activities, industrialization, mining industry, urbanization). The urban protected areas present in mega-cities contribute to the conservation of biodiversity and strengthen the relation human-nature. This natural areas represent substantial entities that protect ecological functions and the dynamics of the ecosystems; and they are also sites that present an interesting amount of biodiversity in small areas, which gives them a great potential in educational as well as in research aspects. The aim of the present work was to determined physicochemical features and trace elements contents in water of two areas selected in three urban reserves of Buenos Aires Metropolitan area, as well as the ichthyofauna associated to these water bodies, to

assess the water quality of these areas and their capacity to shelter different ichtyc fauna.

Keywords: Water quality, Urban Reserves, Ichtyofauna, Buenos Aires Metropolitan Area.

INTRODUCCIÓN

La calidad del agua determina la riqueza y diversidad de organismos presentes en un sistema. Las características del agua son dinámicas, ya que dependen de variaciones estacionales, y sumado a esto hay que considerar que la calidad del agua puede ser alterada por el aporte de contaminantes de origen antrópico (actividades agropecuarias, industriales, minería, emplazamientos urbanos) (Verhoeven *et al.*, 2006; Vörösmarty *et al.*, 2010).

Las áreas urbanas protegidas insertas en las megaciudades contribuyen a la conservación de la biodiversidad y fortalecen la relación de los habitantes de las ciudades con la naturaleza. Estas áreas representan entes sustanciales para resguardar las funciones ecológicas y la dinámica de los ecosistemas; además son espacios que concentran una interesante biodiversidad en superficies pequeñas, lo que les confiere un alto potencial educativo, así como para la investigación científica (De Francesco, 2001; Krapovickas y De Francesco, 2001; Sundseth y Raeymaekers, 2006).

El Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), una de las 19 megaciudades del mundo, posee una superficie total de 3800 km² representa un sistema urbanizado extremadamente polarizado que contiene al 45 % de la población argentina total (aprox. 40 millones de personas) (INDEC, 2012). Esta concentración de la población es uno de los moderadores más importantes del ambiente natural próximo a la ciudad.

En Argentina muchas de las áreas protegidas incluyen cuerpos de agua, el 87% de las reservas próximas a la Ciudad de Buenos Aires presentan espacios potenciales para la conservación de especies ícticas. De las áreas protegidas metropolitanas, sólo cinco están en contacto directo con el Río de la Plata (Refugio Natural Educativo Ribera Norte, Reserva Natural Vicente López, Reserva Ecológica Costanera Sur, Parque Natural Ciudad Universitaria, Reserva Natural Punta Lara) (Chebez, 2006). Sin embargo no existen estudios que evalúen la calidad del agua en los ambientes acuáticos que albergan estas reservas naturales urbanas, y su importancia en el desarrollo de especies acuáticas que habitan estos ecosistemas.

El objetivo del siguiente trabajo fue determinar las características fisicoquímicas y las concentraciones de metales traza del agua, de dos zonas elegidas dentro de tres reservas urbanas del Área Metropolitana de Buenos Aires, así como la fauna íctica asociada a estos cuerpos de agua, para evaluar la calidad del agua de éstas áreas y su capacidad para albergar diferente fauna íctica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en tres áreas protegidas metropolitanas (Figura 1): Refugio Natural Educativo Ribera Norte (RN), Reserva Ecológica Costanera Norte (RECN) y Reserva Ecológica Costanera Sur (RECS). Estas áreas se seleccionaron por estar

localizadas en la costa del Río de la Plata y por su cercanía a la megaciudad de Buenos Aires y su área de influencia. Presentan diferente categoría de manejo, jurisdicción, ambientes y nivel de conservación. Además, Refugio Natural Educativo Ribera Norte se encuentra en un área costera original, mientras que la Reserva Ecológica Costanera Sur y la Reserva Ecológica Costanera Norte se encuentran emplazadas en terrenos de relleno artificial, ganados al río.

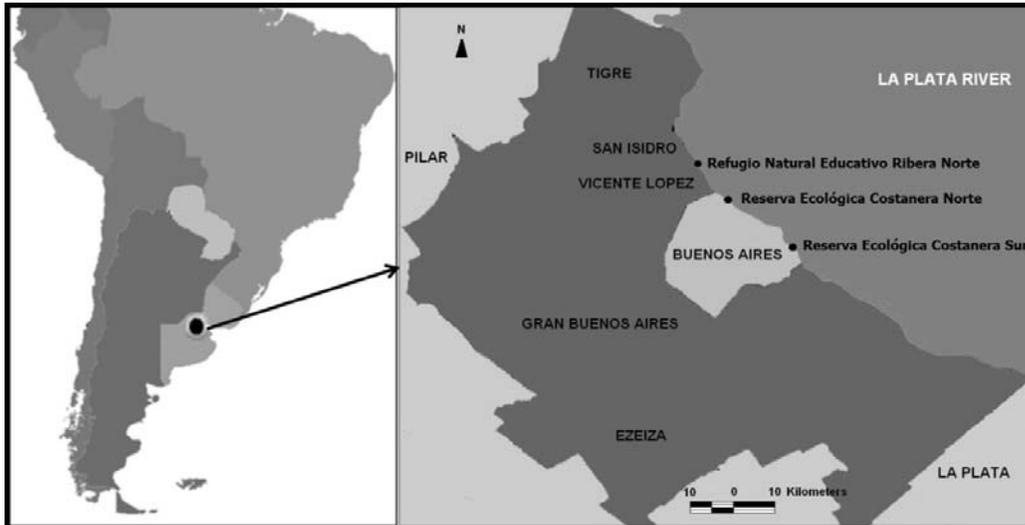


Figura 1. Ubicación de las tres reservas urbanas estudiadas del Área Metropolitana de Buenos Aires.

Refugio Natural Educativo Ribera Norte

Es una reserva natural de 12 ha de superficie, ubicada en el Partido de San Isidro, Provincia de Buenos Aires, en las márgenes de Río de la Plata (34°28' S, 58°29' O). El área en que se emplaza posee la fisonomía de una cuba con un terraplén perimetral (albardón), con zonas bajas inundables y una costa ribereña arenosa (Chebez, 2006). Es un área sometida a fuertes vientos del sudeste (Bertolini, 2001). Posee una laguna que recibe aportes del Río de la Plata cuando sus niveles crecen marcadamente durante las tormentas. (Barros et al., 2006).

Reserva Ecológica Costanera Norte

Es un área de reciente creación, de origen antrópico ya que se formó en terrenos ganados al Río de la Plata por relleno. Abarca una superficie de 35 ha y se encuentra ubicada en el noreste de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (34°32' S, 58°26' O). Esta área natural se compone de una península que corre adyacente al Río de la Plata, de un humedal que presenta niveles variables de agua y de áreas semi-inundadas que proveen características ecológicas particulares. Como se trata de un área que se encuentra a orillas del Río de la Plata, sufre inundaciones extremas debido a la presencia de sudestadas, especialmente durante el verano (Bischoff, 2005).

Reserva Ecológica Costanera Sur

Posee una superficie de 353 ha, está ubicada en el extremo Este de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires a orillas del Río de la Plata (34 °36' S, 58 °20' O) (Figura 7). Sus terrenos fueron ganados al río y rellenados artificialmente (Chebez, 2006). El proceso de relleno con los diferentes materiales acarreados y refulados así como la estructura de

polderización, generó un mosaico topográfico de materiales de suelos, que al cesar el relleno dieron lugar a diferentes condiciones de sustrato y anegamiento, que permiten la actual heterogeneidad ambiental. Debido a esto, la vegetación o sus formas de dispersión (propágulos) transportadas por el río, viento y animales (principalmente aves) encontraron en esta superficie abierta un excelente refugio, desarrollándose así diferentes comunidades bióticas (RECS - PLAN DE MANEJO, 1992). Posee tres lagunas, que son rellenadas mediante el régimen de precipitaciones, y un canal donde el Río de la Plata se conectaba al interior de la reserva.

Metodología de muestreo

Material biológico

Se efectuaron muestreos estacionales de peces mediante el uso de redes manuales en dos sitios seleccionados en cada área protegida (un cuerpo de agua léntico y un cuerpo de agua lótico). Las redes manuales poseían: a) 25cm de diámetro de copo y una malla de 1,8mm de poro y b) 47cm de diámetro de copo y una malla de 2,4mm de poro. La identificación de los peces colectados se realizó en base a la propuesta por Ringuelet *et al.* (1967), Menni (2004), Eschmeyer y Fricke (2012) y Froese y Pauly (Fishbase, 2012). Los individuos que fueron capturados en estadio larvario, fueron identificados utilizando los caracteres propuestos por Nakatani *et al.* (2001).

Muestras de Agua

Se midieron *in situ* la conductividad (mS cm^{-1}), pH y temperatura ($^{\circ}\text{C}$) utilizando equipos de campo Hanna (modelos HI 9033, HI 9025 y HI 9142, respectivamente). Las muestras de agua se colectaron por duplicado para la determinación de metales (Cd, Cr, Cu, Mg, Mn, Pb, Sr and Zn), y concentraciones de cloruros y alcalinidad. Las muestras para la detección de metales fueron condicionadas siguiendo las técnicas APHA (1993) y los mismos se determinaron mediante espectrometría de emisión atómica por acoplamiento de plasma (ICP-OES) utilizando un equipo PERKIN ELMER Optima 2000 DV. Para las concentraciones de metales traza se calcularon medias anuales.

RESULTADOS

Diversidad íctica en las áreas protegidas

Las áreas protegidas estudiadas presentaron rasgos particulares en su diversidad íctica. El Refugio Natural Educativo Ribera Norte y la Reserva Ecológica Costanera Norte registraron la presencia de peces de forma permanente (Tablas 1 y 2), mientras que en los muestreos realizados en la Reserva Ecológica Costanera Sur no se hallaron peces en ninguna de las temporadas estudiadas.

Refugio Natural Educativo Ribera Norte

El Refugio Natural Educativo Ribera Norte es de las tres áreas estudiadas, la que tuvo una mayor riqueza específica, registrándose 11 especies, representantes de 9 familias. De estas especies, el 64% fueron dulceacuícolas y el 36% anfibióticas. En la laguna de esta área protegida, se capturaron dos especies de poecilidos (*Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842) y *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868)), una especie de charácido (*Astyanax eigenmanniorum* (Cope, 1894)) y una especie de lebiasínido (*Pyrrhulina australis* (Eigenmann y Kennedy, 1903)) (Tabla 1).

En la costa del Río de la Plata se capturaron 7 especies: *Oligosarcus* sp., *Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803, *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879), *Odontesthes* sp., *Hypostomus commersoni* Valenciennes, 1836, *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829) y *Jenynsia multidentata* (Jenyns, 1842) (Tabla 1).

Es de destacar que las especies halladas en los dos sitios estudiados fueron exclusivas de los mismos.

Tabla 1. Especies presentes en los diferentes sitios de muestreo elegidos en el Refugio Natural Educativo Ribera Norte (RN).

ESPECIES	Laguna	Costa del río	Temporada
Clupeiformes			
<i>Engraulidae</i>			
<i>Lycengraulis grossidens</i>	-	X	Primavera y verano
Characiformes			
<i>Parodontidae</i>			
<i>Apareiodon affinis</i>	-	X	Primavera y verano
<i>Characidae</i>			
Tetragonopterinae			
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	X	-	Primavera y verano
<i>Oligosarcus</i> sp.	-	X	Primavera y verano
<i>Lebiasinidae</i>			
Pyrrhulininae			
<i>Pyrrhulina australis</i>	X	-	Primavera y verano
Siluriformes			
<i>Loricariidae</i>			
Hypostominae			
<i>Hypostomus commersoni</i>	-	X	Primavera y verano
<i>Pimelodidae</i>			
Pimelodinae			
<i>Pimelodus maculatus</i>	-	X	Primavera y verano
Atheriniformes			
Atherinoidei			
<i>Atherinopsidae</i>			
<i>Odontesthes</i> sp.	-	X	Primavera y verano
Cyprinodontiformes			
<i>Anablepidae</i>			
<i>Jenynsia multidentata</i>	-	X	Primavera y verano
<i>Poeciliidae</i>			
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	X	-	Todas las temporadas
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	X	-	Todas las temporadas

Parque Natural Ciudad Universitaria

En el Parque Natural Ciudad Universitaria la riqueza específica fue de 5 especies dulceacuícolas, representantes de 5 familias. En el cuerpo de agua léntico de la reserva, se encontraron tres especies: *Cnesterodon decemmaculatus*, *Hoplias malabaricus* y *Gymnogeophagus australis*; mientras que en la costa del Río de la Plata estuvieron *Cnesterodon decemmaculatus*, *Jenynsia multidentata* e *Hypostomus commersoni* (Tabla 2). La única especie capturada que se encontró en los dos sitios de muestreo fue *Cnesterodon decemmaculatus*, las restantes especies fueron exclusivas de alguno de los sitios seleccionados (Tabla 2).

Tabla 2. Especies presentes en los diferentes sitios de muestreo elegidos en el Reserva Ecológica Costanera Norte (RECN).

ESPECIES	Laguna	Costa del río	Temporada
Characiformes			
<i>Erythrinidae</i>			
<i>Hoplias malabaricus</i>	X	-	Otoño y Primavera
Siluriformes			
<i>Loricariidae</i>			
Hypostominae			
<i>Hypostomus commersoni</i>	-	X	Verano
Cyprinodontiformes			
<i>Anablepidae</i>			
<i>Jenynsia multidentata</i>	-	X	Invierno
<i>Poeciliidae</i>			
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	X	X	Todas las estaciones
Perciformes			
Labroidei			
<i>Cichlidae</i>			
<i>Gymnogeophagus australis</i>	X	-	Otoño e invierno

Variables fisicoquímicas

En las tres áreas protegidas el pH tuvo rangos similares. En relación a los sitios dentro de cada área, en general, los valores de los sitios de muestreo ubicados en la costa del río fueron ligeramente menores que los de los cuerpos de aguas lénticos interiores de las reservas urbanas estudiadas. (Tabla 3).

Los valores de conductividad en las tres áreas protegidas fueron diferentes (Tabla 3). En RN y en RECN los valores de conductividad del cuerpo de agua fueron menores que los registrados en la costa del río (Tabla 3). En RECN durante primavera y verano, la conductividad en el cuerpo de agua léntico alcanzó valores de 284 y 245 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (respectivamente), mientras que la conductividad en el río fue aproximadamente el doble (461 y 413 $\mu\text{S}/\text{cm}$). En la RECS se obtuvieron los valores de conductividad más altos de las tres áreas protegidas. Su rango varió entre los 425 a 1885 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Los valores de alcalinidad del Refugio Natural Ribera Norte variaron entre 133,45 y 39,45 mg/L (Tabla 3). El rango de variación de la alcalinidad en la costa del río fue mayor en las cuatro temporadas (133,45 - 39,45 mg/L) que en el cuerpo de agua léntico del Refugio Natural (125,86 - 77,56 mg/L) (Tabla 3). En la RECN, se observó la misma tendencia que en RN, obteniéndose valores mayores de alcalinidad en otoño e

invierno para el cuerpo de agua (117,48 y 100,15 mg/L respectivamente) y en primavera y verano para la costa del río de esta reserva (99,27 y 87,78 mg/L, respectivamente). La Reserva Ecológica Costanera Sur difirió notablemente de los valores de alcalinidad en relación a las otras reservas. Dichos valores variaron entre 35,2 a 183 mg/L y, se observó una tendencia creciente de los mismos desde el otoño hacia el verano en los 2 sitios de muestreo elegidos (cuerpo de agua léntico: 35,2 – 112 mg/L; cuerpo de agua lotico: 92,96 – 183 mg/L otoño y verano respectivamente).

La concentración de cloruros en RN y RECN presentó rangos similares de valores, especialmente en los cuerpos de agua lénticos (Tabla 3). Sin embargo las concentraciones de cloruros en el río del RECN duplicó, aproximadamente el rango de valores determinados la costa del Río en RN (Tabla 3). En el área protegida RECS el rango de concentración de cloruros fue el más alto de las tres reservas (Tabla 3).

Tabla 3. Rangos de las variables fisicoquímicas medidas en los dos cuerpos de agua seleccionados en las áreas protegidas estudiadas. Cond: conductividad, T. temperatura,

		T (°C)	pH	Cond (□S/cm)	Alcalinidad (mg/L)	Cloruros (mg/L)
Refugio Natural Educativo Ribera Norte	Cuerpo de agua lótico	18,5-34,4	7,26-7,53	215-372	39,45-133,45	12,23-25,12
	Cuerpo de agua léntico	13,7-21,1	7,19-7,66	280-415	95,2-125,86	15,23-42,50
Reserva Ecológica Costanera Norte	Cuerpo de agua lótico	16,1-29,1	7,21-7,7	413-720	87,78-117,48	38,79-52,16
	Cuerpo de agua léntico	17,5-28,5	7,2-7,81	245-650	45,8-180,11	2,45-46,37
Reserva Ecológica Costanera Sur	Cuerpo de agua lótico	17,1-26,7	7,28-7,87	425-1897	92,96-183	44,63-275,56
	Cuerpo de agua léntico	14,4-25,6	7,42-7,72	402-1379	35,2-112	117,85-205,42

Metales

Algunos elementos traza en las muestras de agua de las áreas protegidas fueron detectados en bajas concentraciones (Pb: <15 µg/L; Cu: <6 µg/L; Mn: <10 µg/L; Cd: <5 µg/L), otros como Mg, Sr y Zn variaron en la áreas y entre los ambientes estudiados dentro de éstas (Tabla 4). Los valores de Cr, aunque bajos en concentración (Cr: <6 µg/L), superaron los niveles guía recomendados por la Secretaria de Recursos Hídricos de la Nación para la protección de la biota acuática (Cr: <2,5 µg/L). Los valores de Mg y Sr en los sistemas lénticos fueron menores en RECN y RECS que los de los sistemas lóticos (Tabla 4). La RN presentó un patrón opuesto (Laguna: Mg: 3850 ± 883 µg/L; Sr: 159 ± 34 µg/L; Río: Mg: 3130 ± 1342 µg/L; Sr: 127 ± 65 µg/L). El valor de Mg en la zona costera en la RECS fue el doble de los obtenidos en dichos sistemas en las otras reservas.

Las concentraciones de los restantes metales fueron similares para los dos sitios seleccionados en cada una de las tres reservas.

Tabla 4. Concentraciones medias anuales de elementos traza de las muestras de agua de los sitios seleccionados en las tres áreas protegidas estudiadas.

		Metales traza (□g/L)		
		Mg	Sr	Zn
Refugio Natural Educativo Ribera Norte	Cuerpo de agua lótico	3130 ± 1342	127 ± 65	11
	Cuerpo de agua lótico	3850 ± 883	159 ± 34	13 ± 1

		léntico		
Reserva Ecológica Costanera Norte	Cuerpo de agua lótico	3535 ± 498	150 ± 19	9
	Cuerpo de agua léntico	3110 ± 680	135 ± 31	9
Reserva Ecológica Costanera Sur	Cuerpo de agua lótico	10112 ± 5834	310 ± 159	15
	Cuerpo de agua léntico	3180 ± 382	116 ± 27	15

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Biodiversidad íctica

La biodiversidad íctica de las dos reservas urbanas en las que se observaron ejemplares, representa un 8% de la biodiversidad total de peces del Río de la Plata, que posee 161 (García et al. *unpublished*). Si bien las reservas urbanas estudiadas están emplazadas en la Ciudad de Buenos Aires y su área metropolitana, están en contacto directo con la zona interna del Río de la Plata donde predominan las especies dulceacuícolas; no obstante en las estas áreas protegidas también se hallaron especies de carácter marino y estuarial.

De las 13 especies capturadas, el 70% fueron dulceacuícolas (*Phalloceros caudimaculatus*, *Cnesterodon decemmaculatus*, *Pyrrhulina australis*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Oligosarcus* sp., *Apareiodon affinis*, *Pimelodus maculatus*, *Hoplias malabaricus* and *Gymnogeophagus australis*) y 30% fueron anfibióticas (*Lycengraulis grossidens*, *Odontesthes* sp., *Hypostomus commersoni* y *Jenynsia multidentata*). Estas últimas realizan ingresos ocasionales desde la zona media, al área externa o estuarial del Río de la Plata (FREPLATA, 2005; 2006). A pesar que el porcentaje de especies totales encontradas es bajo en relación a la riqueza total de especies dulceacuícolas de Argentina (aprox. 450), el mismo es relevante en relación a otras áreas costeras del Río de la Plata. Dado que la mayor parte de la costa de AMBA no se encuentra protegida, para el desarrollo de especies ícticas, tanto de presencia anual como estacional, los ambientes acuáticos preservados en estas reservas urbanas son de especial importancia.

La riqueza específica de RN mostró variaciones estacionales, obteniéndose mayor número de especies en primavera y verano (n=8 y n=6 respectivamente). Muchas de éstas son especies anfibióticas que se acercan a la costa para reproducirse o en búsqueda de alimento y refugio. La presencia de *Phalloceros caudimaculatus* es destacable debido a que hasta la actualidad esta especie no había sido registrada en la zona (Callicó et al., 2010). La riqueza específica de RECN fue relativamente constante en todas las estaciones, sin embargo la especie más abundante, de presencia anual, fue *Cnesterodon decemmaculatus*, que es una especie muy resistente a ambiente degradados (Teixeira de Mello, 2007).

Marcomini y López (2004), indicaron que la acreción antrópica, que tuvo lugar en la costa de la ciudad de Buenos Aires desde 1836 (Holocwan, 1996), fue modificando las características costeras originales, encontrándose completamente alteradas en la actualidad. Debido a esto sería necesario implementar medidas de protección de aquellas áreas cuya degradación aún no es tan severa, de manera de poder conservar los ambientes, y las especies animales y vegetales que en ellas habitan.

Asimismo, es importante para la conservación de especies acuáticas que las áreas protegidas presenten cuerpos de agua con caudales hídricos ecológicamente funcionales y calidad adecuada de sus parámetros fisicoquímicos. Existe una tendencia creciente a conservar ambientes, bajo la figura de reservar urbanas, reservas privadas, entre otras. Sin embargo, son pocas las áreas protegidas existentes que han sido creadas con el propósito particular de proteger hábitats acuáticos, generalmente los mismos son protegidos sólo de forma incidental por estas incluidos en reservas terrestres (Saunders *et al.*, 2002).

La creación de reservas, desafortunadamente no garantiza que dichas áreas protejan correctamente a los cuerpos de agua, ya que muchas reservas son poco eficientes en el manejo de los recursos hídricos y de la biodiversidad acuática, encontrándose estos recursos afectados por diferentes problemáticas como la introducción de especies exóticas, la contaminación, entre otras (Saunders *et al.*, 2002). Por esto, es importante considerar la inclusión de los ambientes acuáticos a la hora de crear áreas protegidas, y garantizar, en la elaboración de sus planes de manejo, medidas destinadas a conservar dichos ambientes de manera de asegurar su integridad ecológica y que sigan siendo áreas de refugio, alimentación y reproducción de muchas especies.

Calidad del agua en las áreas protegidas

Los sitios de muestro del Refugio Natural Educativo Ribera Norte (RN), Reserva Ecológica Costanera Norte (RECN) y Reserva Ecológica Costanera Sur (RECS), presentaron una calidad de agua diferente.

Los parámetros fisicoquímicos determinados en este trabajo coincidieron con los modelados por Menéndez *et al.* (2002) que estimaron que para el 2010 el agua del Río de la Plata tendría valores de conductividad, frente a la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, de 200 a 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ aumentando los mismos de norte a sur.

Los cuerpos de agua lénticos de RN y de RECN mostraron una tendencia similar en las variables analizadas, teniendo una calidad de agua similar a la de las lagunas pampásicas (Grosman, 2008).

La conductividad, cloruros y alcalinidad de la RECS presentaron una tendencia diferente a las otras dos reservas, esto puede deberse a que esta reserva presentó en el 2008 la desecación de sus cuerpos de agua y un deterioro importante a nivel general de todos sus ambientes, producto de la escasez de agua y de falencias en el manejo de este recurso. Es de destacar que los valores hallados en la RECS en el periodo 1998-2004 (RECS, datos no publicados) fueron aproximadamente entre un tercio y la mitad de los hallados en este trabajo. Esto demostraría que la calidad de agua en este ambiente se ha deteriorado en los últimos 10 años, lo que se reflejaría en la escasez de biodiversidad íctica.

Los sitios de muestreo del Refugio Natural Educativo Ribera Norte (RN), Reserva Ecológica Costanera Norte (RECN) y Reserva Ecológica Costanera Sur (RECS), presentaron diferencias en las concentraciones de elementos traza en el agua.

En todos los sitios seleccionados las concentraciones de Cr y Zn fueron mayores a los niveles guía recomendados por la Secretaria de Recursos Hídricos de la Nación para la protección de la biota acuática (<2,5 $\mu\text{g}/\text{L}$ y <8,6 $\mu\text{g}/\text{L}$ respectivamente). Para los metales Pb, Cu y Mn los valores obtenidos fueron menores a los niveles guía recomendados por la Secretaria de Recursos Hídricos de la Nación para la protección de la biota acuática (<19,5 $\mu\text{g}/\text{L}$; <6,6 $\mu\text{g}/\text{L}$; <800 $\mu\text{g}/\text{L}$ respectivamente).

Las diferencias observadas en las concentraciones de Mg y Sr sugieren la contribución de agua estuarina en las reservas y el deterioro de la calidad del agua en las áreas importantes para organismos acuáticos, en especial en zonas costeras. Si bien es necesario evitar la continua degradación de la calidad del agua de las áreas protegidas, muchas de las especies que las habitan poseen rangos de tolerancia amplios (*Cnesterodon decemmaculatus*, *Jenynsia multidentata*, entre otras (Teixeira de Mello, 2007), de modo que pueden resistir variaciones de los parámetros físicoquímicos del agua. Sin embargo, el manejo adecuado de dichos parámetros podría favorecer la biodiversidad de las áreas, ya que propiciaría que las mismas sean utilizadas como hábitat por especies que toleran rangos más acotados.

Los resultados de este trabajo permiten evidenciar la importancia de la realización e implementación de Planes de Manejo que incluyan programas de monitoreo de la calidad de agua y/o restauración de los cuerpos de agua de las reservas a fin de garantizar que los mismos posean una adecuada calidad posibilitando albergar una gran diversidad de especies acuáticas, cumplimentando, así, los objetivos de creación de éstas áreas protegidas.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto ANPCyT (PICT 2010-1372) y UBACYT Interdisciplinarios 20620110100007 por la financiación de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA., 1993. Standard Methods for Water and Wastewater Analysis. APHA-AWWA, Vol. 19., Princetown USA.
- BARROS, V; R CLARKE Y P SILVA DIAS., 2006. El cambio climático en la Cuenca del Plata. Buenos Aires: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - CONICET, Buenos Aires, Argentina. 232pp.
- BERTOLINI MP., 2001. La asociación Ribera Norte y el Refugio Natural Educativo de la Ribera Norte. 46-47. En: Primeras Jornadas Nacionales sobre Reservas Naturales Urbanas: Libro de resúmenes. Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- BISCHOFF S., 2005. SUDESTADAS. EN V BARROS, A MENÉNDEZ Y GJ NAGY (Eds.), El cambio climático en el Río de la Plata. Project assessments of Impacts and Adaptation to Climate Change CIMA-CONICET-UBA, Buenos Aires, 53-67.
- CALLICÓ FORTUNATO, R; A TOMBARI Y A VOLPEDO., 2010. Nuevos datos sobre *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae). Nótulas Faunísticas (2da serie) 57: 1-5.
- CHEBEZ, JC., 2006. Guía de las reservas naturales de la Argentina. 5, Zona Centro. Albatros (ed), Buenos Aires. 288pp.
- DE FRANCESCO MV., 2001. Diagnóstico de las Reservas Naturales Urbanas del área metropolitana de Buenos Aires. 133-147. En: Primeras Jornadas Nacionales sobre Reservas Naturales Urbanas: Libro de resúmenes. Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- ESCHMEYER, WN Y R FRICKE (Editores)., 2012. Catalog of Fishes. URL: <http://research.calacademy.org/research/Ichthyology/catalog/fishcatsearch.html>.
- FREPLATA., 2005. Análisis Diagnóstico Transfronterizo. Documento Técnico FREPLATA: 1-311.
- FREPLATA., 2006. Estrategia Argentina de Biodiversidad para el Río de la Plata y Frente Marítimo. Documento Técnico FREPLATA: 1-94. URL: <http://www.freplata.org>.
- FROESE, R Y D PAULY (Editores)., 2012. FishBase. World Wide Web electronic publication. Electronic Database accessible at www.fishbase.org.

- GROSMAN F., 2008. Espejos de la llanura: nuestras lagunas de la región pampeana. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. 174pp.
- HOLOCWAN PT., 1996. Evolución y acreción antrópica en el sector costanero de la ciudad de Buenos Aires. Actas de la Asociación Argentina de Geología Aplicada a la Ingeniería. X: 144-168.
- INDEC., 2012. Resultados del Censo 2010. <http://www.indec.mecon.ar/>
- KRAPOVICKAS, S Y V DE FRANCESCO., 2001. Espacios naturales remanentes en el área metropolitana de Buenos Aires: oportunidades para el desarrollo urbano sostenible. 36-37. En: Primeras Jornadas Nacionales sobre Reservas Naturales Urbanas: Libro de resúmenes. Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- MARCOMINI, SC Y RA LÓPEZ., 2004. Generación de nuevos ecosistemas litorales por albardones de relleno en la costa de la ciudad de Buenos Aires. Revista de la Asociación Geológica Argentina, 59(2): 261-272.
- MENÉNDEZ, AN; P JAIME Y O NATALE., 2002. Balance de nutrientes en el Río de la Plata usando modelación matemática. Actas del XX Congreso Latinoamericano de Hidráulica – La Habana. 1-10 pp.
- MENNI, RC; A MIQUELARENA Y AV VOLPEDO., 2005. Fishes and environmental in northwestern Argentina (South America): from lowland to Puna. Hydrobiologia, 544(1): 33-49.
- NAKATANI, K; AA AGOSTINHO; G BAUMGARTNER; A BIALETZKI; P VANDERLEI SANCHES; M CAVICCHIOLI MAKRAKIS Y CS PAVANELLI., 2001. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil. 378pp.
- RECS - PLAN DE MANEJO., 1992. Plan de manejo de la Reserva Ecológica Costanera Sur. 21pp.
- RINGUELET, RA; RH ARAMBURU Y AA DE ARAMBURU., 1967. Los peces de agua dulce. Comisión de Investigación Científica, Provincia de Buenos Aires. 602pp.
- SAUNDERS, DL; JJ MEEUWIG Y ACJ VINCENT., 2002. Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. Conservation Biology 16(1): 30-41.
- SUNDSETH, K Y G RAEYMAEKERS., 2006. Biodiversity and Natura 2000 in urban areas – Nature in cities across Europe: a review of key issues and experiences – Report. IBGE/BIM, Brussels. www.fedenatur.org/docs/docs/279.pdf
- TEIXEIRA-DE MELLO, F., 2007. Efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua y las comunidades de peces en sistemas lóticos de la cuenca baja del Río Santa Lucía (URUGUAY). MSc. Thesis. Universidad de la Republica, Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay. 58pp.
- VERHOEVEN, JTA; B ARHEIMER; C YIN Y MM HEFTING., 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. Trends in Ecology & Evolution, 21(2). 96–103.
- VÖRÖSMARTY, CJ; PB MCINTYRE; MO GESSNER; D DUDGEON; A PRUSEVICH; P GREEN; S GLIDDEN; SE BUNN; CA SULLIVAN; C REIDY LIERMANN Y PM DAVIES., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. Nature, 467(7315): 555–61.

AFECTACIONES DE LOS BOSQUES DE MANGLES DE LA BAHÍA DE CÁRDENAS Y CAMBIOS EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.

Forest Mangrove affectation of Cardenas Bay and change in the ecosystem services

Leda Menéndez Carrera¹, José Manuel Guzmán Menéndez¹, Lázaro Rodríguez Farrat¹, Nelvis Gómez², Zehnia Cuervo Reinoso¹, Luis David Almeida Famada¹ y Alberto Álvarez de Zayas¹

¹Centro Nacional de Biodiversidad. Instituto de Ecología y Sistemática. CITMA. Instituto de Ecología y Sistemática, Carretera de Varona km. 31/2, Capdevila, Boyeros, La Habana 19, CP 11900, Cuba.

Correo electrónico: leda@ecologia.cu

²Centro de Estudios ambientales de Matanzas, CITMA.

Resumen

El ecosistema de manglar provee importantes servicios ambientales en función del bienestar humano. En las bahías cubanas han ocurrido importantes reducciones de los bosques de manglares, afectándose la calidad de los servicios ambientales haciendo más vulnerable los asentamientos costeros vinculados a estas zonas. La Bahía de Cárdenas es una de las más vulnerables ante la elevación del nivel del mar. Los autores identificaron los factores que afectan directamente los servicios que este ecosistema brinda a la población, en esta zona costera de importancia estratégica. Se identificaron tres sectores que han sido reducidos significativamente en su extensión y que están muy fragmentados. Entre las tensiones de origen antrópico se identifican la tala furtiva continuada, desbroce, relleno, construcción de viales, alteración de los flujos de aguas así como el avance de la frontera agrícola. Los servicios ecosistémicos se han reducidos notablemente, con disminución de la función protectora de la zona costera y produciendo consecuencias para los seres humanos que habitan en el área. Los manglares de la Bahía de Cárdenas aún soporten funciones ambientales importantes por lo que necesitan de una eficiente gestión para su recuperación y protección y mantenimiento de los servicios ecosistémicos encaminados al bienestar humano.

Palabras claves: bosque de mangle, Bahía de Cárdenas, servicios ecosistémicos, factores.

Abstract

Mangrove ecosystem provides of important environmental services in function of human well-being. In the Cuban Bays they have happened important reductions of the mangrove forests, being affected the quality of the environmental services making more vulnerable the coastal establishments linked to these areas. Cardenas' bay is one of the most vulnerable before the elevation of sea level. The authors identified the stress that affects the services that this ecosystem offers to the population in this strategic coastal zone. Three sectors were identified they have been reduced significantly in their extension, high fragments. Among the anthropic stress they are identified the continuous stealthy pruning, clear, I stuff, roads construction, change of the flows of waters as well as the advance of the agricultural frontier. The ecosystem services have

decreased notably, with decrease of the function protector of the coastal zone and consequences for the human beings that inhabit the area. The mangrove of Cardenas' bay still support important environmental functions for what they need of an efficient administration for recovery, protection and to elevate their ecosystem services guided to the human well-being.

Key words: mangrove forestry, Cardenas Bay, ecosystem service, stress

Introducción

Los bosques de mangles prestan importantes servicios ecosistémicos para el bienestar humano relacionados fundamentalmente con la protección de la zona costera. Para el archipiélago cubano, estos servicios ecosistémicos son más importantes debido a su insularidad. Los manglares mantienen el equilibrio en la zona costera, impidiendo el avance de la intrusión salina, sirviendo como contención ante la erosión costera y propician el mantenimiento de las pesquerías ya que sirven de refugio a especies comerciales durante sus etapas juveniles. Conforman sitios de conservación de biodiversidad y son fuente de recursos como madera, carbón, leña, tanino, mieles y otros productos no maderables. Constituyen sitios de valores escénicos con importancia para el turismo. Además, se debe tener en cuenta su función protectora ante eventos meteorológicos extremos a instalaciones productivas, cultivos y asentamientos humanos.

Los manglares constituyen sitios estratégicos ya que en sus canales se guarecen las embarcaciones en tiempos de huracanes; además, capturan y almacenan carbono atmosférico con efectos globales y pueden servir como atenuantes ante las posibles consecuencias del Cambio Climático como la elevación del nivel medio del mar. Esta función protectora está relacionada directamente con el estado de conservación y desarrollo de la franja de bosque de mangle. El grado de deterioro de la franja de bosque de mangle se corresponde con el grado de disminución de los servicios ecosistémicos. Es objetivo del presente trabajo identificar las tensiones que actúan sobre los manglares de la Bahía de Cárdenas relacionadas con la posible disminución de los servicios que este ecosistema brinda a la población en esta zona costera de importancia estratégica.

Metodología

Para la realización del trabajo se llevó a cabo una revisión bibliocartográfica de la información existente. Se dividió el área en tres sectores: a franja de manglares del sur de la península de Hicacos, el sector de siguapa y los manglares situados al Este y Oeste de la ciudad de Cárdenas (Figura 1) Se realizaron varios recorridos de campo por los tres sectores para evaluar el estado del manglar e identificar los tensores y respuestas del ecosistema manglar en el área de estudio.

El término tensor se define según Seyle (1956) como cualquier factor o situación que obliga a un sistema a movilizar sus recursos y gastar más energía para mantener la homeostasis o equilibrio dinámico; una tensión no es más que la respuesta del sistema al tensor. La recuperación del sistema sometido a tensión será más lento si el tensor interfiere en la fuente primaria de energía. Las tensiones que actúan sobre el manglar en el área de estudio actúan sobre la calidad de los servicios ecosistémicos que recibe la población, sobre todo cuando el nivel de tensión está cerca o sobrepasa el umbral de resiliencia del ecosistema. En este trabajo se consideraron los resultados obtenidos por Guzmán *et al.*, (2011) referidos a la salud de los manglares en el archipiélago cubano.

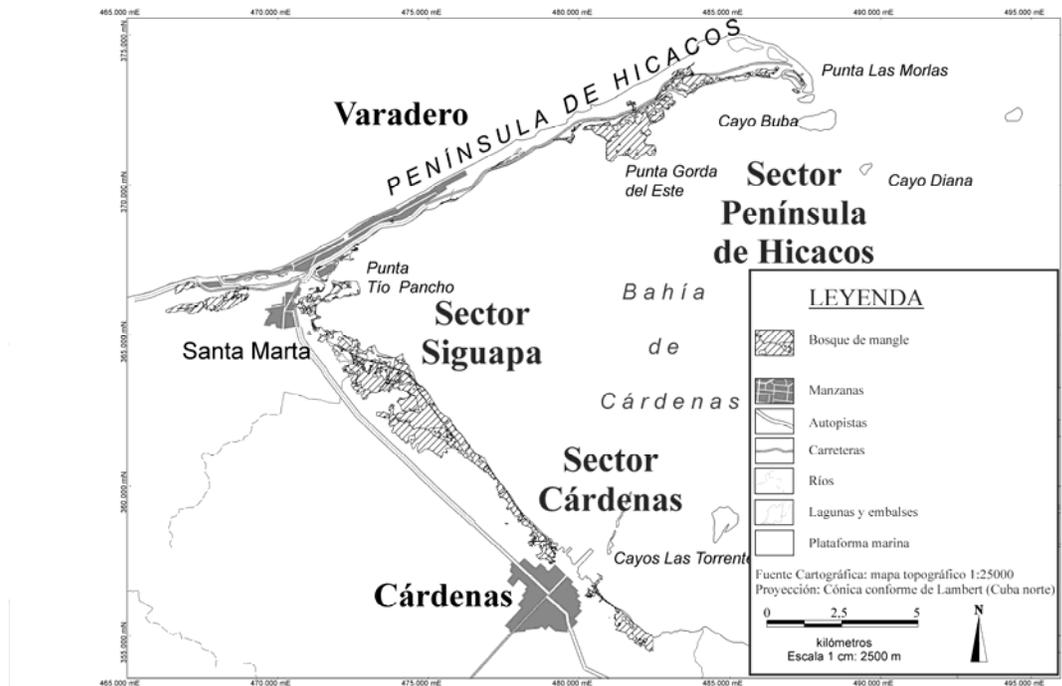


Figura 1. Mapa de ubicación de área de estudio y cobertura de bosque de mangle por sectores

Resultados y discusión

Los bosques de mangles en el sector sur de la península de Hicacos se identificaron las siguientes tensores

- Urbanización que afecta áreas de manglar
- Construcción de plataformas en el manglar para la exploración petrolera
- Contaminación
- Rellenos de áreas con manglar y lagunas costeras
- Construcciones de Infraestructura relacionada con la actividad turística
- Construcción de Marinas
- Construcción de viales en áreas de manglar o con incidencia para el manglar
- Desbroce del bosque por partes
- Tala furtiva
- Efectos de huracanes y tormentas tropicales

Las consecuencias de estas acciones han conllevado a una significativa reducción de los bosques de mangles. En el extremo Este de la península se ha producido la disminución de la cobertura boscosa del mangles, debido a la construcción de una marina, (Figura 2A), y a la construcción de viales e infraestructuras turísticas (Figura 2B)

En general, toda la vegetación de manglar ha sido fuertemente impactada por el desarrollo hotelero del polo turístico de Varadero. Además, en áreas de manglar se han construido plataformas para la explotación petrolera y lagunas de oxidación, y se producen vertimientos de efluentes y desechos sólidos sobre el manglar. El bosque de mangle ha sido desbrozado, rellenado y fragmentado por partes, con la reducción de su función protectora y demás servicios ambientales.



Figura 2. Vista de afectación al bosque e mangle por A: construcción de marina y B: Construcción de viales

En la zona de Santa Marta al Oeste de la Península de Hicaco, los bosques de mangles están fragmentado debido al avance de la frontera agrícola con la conversión de áreas de manglar en cultivos, la urbanización, y también por la exploración petrolera. Esta área fue históricamente asimilada con un desarrollo urbano del pueblo Santa Marta, ente otros, el uso de áreas de manglar y lagunas costeras como vertederos de desechos sólidos. La construcción del Aeropuerto de Varadero “Juan Gualberto Gómez” constituyó un fuerte impacto que fragmentó al bosque de mangle.

En el bosque de mangle se evidencia el efecto del paso de ciclones y huracanes por el área, se observan troncos de los árboles inclinados y/o partidos por el efecto de los vientos; también árboles muertos, algunos en pie, otros caídos. Menéndez y Guzmán (2011), en análisis de los efectos de tormentas tropicales y huracanes en la estructura de los bosques de mangles encontraron patrones semejantes.

En el sector siguapa se identificaron los siguientes factores:

- Urbanización en áreas de manglar
- Construcción de plataformas en el manglar para la exploración petrolera
- Contaminación
- Rellenos de áreas con manglar y lagunas costeras
- Construcción de viales en áreas de manglar o con incidencia para el manglar
- Desbroce del bosque por partes
- Construcción de pedraplenes
- Tala furtiva
- Efectos de huracanes y tormentas tropicales.

En el sector Siguapa los bosques de mangles han sido afectados por la construcción de plataformas para la prospección petrolera y de numerosos viales con serias alteraciones del régimen hidrológico, lo que ha provocado la muerte del manglar por partes y

cambios en la composición de especies y la estructura del bosque debido a las elevadas concentraciones de sales por el cierre de canales naturales por la construcción de plataformas y viales (Figura 3). Patterson Zucca (1978), planteó que la construcción de viales en áreas de manglares fragmentan la vegetación e interrumpen la circulación y el intercambio de las aguas con repercusión en elevación de la salinidad y disminución de los nutrientes y energía. Para Cintrón *et al.*, (1978) identificaron que la elevación de la salinidad es uno de los factores causante de graves afectaciones a los manglares. La actividad de extracción de petróleo es una de las presiones que provoca varios impactos, como el desbroce, contaminación química, viales y oleoducto, derrame de crudo, alteración de régimen hidrológico, entrada de especies exóticas invasoras y la posibilidad de que se utilice el área para depositar desechos sólidos.



Figura 3. Vista de mortalidad del bosque de mangle por aumento de la salinidad

Los viales construidos han provocado los cierres del flujo de las aguas, la salinidad se ha incrementado sensiblemente, y las áreas donde el bosque alto con dominancia de *Rhizophora mangle* L., ha muerto, han sido colonizadas por *Avicennia germinans* (L) Sarn, especie que soporta altos tenores de salinidad, Sin embargo los individuos de *A. germinans*, tienen una apariencia débil, los árboles crecen raquíticos, alcanza poca altura y el diámetros troncos es pequeño, las copas pequeñas y hojas reducidas. Esta situación está muy extendida en el área. Además, la construcción de viales ha posibilitado la entrada de vehículos y la aparición de basureros en varios sitios donde la deposición de desechos sólidos está muy extendida (Figura 4).



Figura 4. Vista de afectación al bosque e mangle por construcción de viales

La afectación más fuerte para el manglar ha sido la construcción de viales, con pasos de agua ausentes o insuficientes, con consecuencias en disminución de los aportes de nutrientes y desbalance del régimen hidrológico, actualmente se pueden contabilizar los grandes saladares que quedan después de la muerte del manglar por asfixia

Para el sector de manglar localizado al Oeste y Este de la ciudad de Cárdenas se identificaron los siguientes tensores:

- Actividades e infraestructura portuaria
- Urbanización en áreas de manglar
- Contaminación
- Rellenos de áreas con manglar y lagunas costeras
- Construcción de Viales
- Avance de Frontera Agrícola
- Construcción de Pedraplenes
- Desbroce del manglar por partes
- Tala furtiva continuada
- Efectos de huracanes y tormentas tropicales

Los manglares de Cárdenas han sido afectados por diversas acciones de carácter antrópico fundamentalmente, entre las que se destacan la construcción de viales y la contaminación de mosto procedente de la fábrica de ron Arrechabala, que aunque ya no funciona, dejó sus secuelas en las áreas de mangles.

La tala furtiva continuada e intensa en el bosque de mangle en la zona más externa de la franja costera al sureste de la ciudad de Cárdenas constituye uno de los tensores más fuertes. La extracción continua de cujes de la especie *Laguncularia racemosa* (L) Gaertn. F., afecta la fuente de energía primaria del sistema, con una remoción de la biomasa y empobrecimiento del manglar (Figura 5). El volumen de cujes extraído está dañando severamente la recuperación del ecosistema en esta área, que con acciones

anteriores tiene afectaciones que se manifiestan en la fragmentación actual de las áreas con mangle. El bosque de mangle al que se le extraen los cujes se encuentra en una etapa de fuerte recuperación, pues ya había sido talado en años anteriores, en la actualidad está conformado por un bosque bajo, con alturas del dosel entre 3 a 4 m, denso con arbolitos de escasos diámetros y poco ramificados.



Figura 5. Vista de bosque de mangle de *L. racemosa* talado.

La franja de bosque de mangle hacia el Este también ha sido afectada por tala, el bosque ha sido fragmentado por la construcción de terraplenes y trillos de pescadores, y el establecimiento de un gran basurero. Se observó retroceso de la línea de costa, con erosión y tocones de los árboles dentro del agua a unos 30 m de la línea actual de costa y elevada turbidez del agua de mar (Figura 6)



Figura 6. Vista de retroceso de la línea de costa en Cárdenas

En el área conocida como Playa Larga, al Norte de Cárdenas, el bosque de mangle ha sido afectado por la construcción de viviendas, quedando en muchos casos el bosque en los patios de las viviendas, además, se observa el efecto del paso de huracanes y tormentas tropicales en la estructura del manglar, con consecuencias en la caída y muerte de los árboles de mayor porte, así erosión en la línea de costa (Figura 7).



Figura 7. Vista del manglar afectado por asentamientos en playa Larga, Cárdenas

Conclusiones

En los tres sectores estudiados, los bosques de mangles han sido reducidos significativamente en su extensión, estando muy fragmentados, con una tala furtiva continuada, desbroce, relleno, construcción de viales y el avance de la frontera agrícola, con alteración de los flujos de aguas y consecuencias en la muerte del manglar.

Se identificaron 12 tensores que tienen consecuencias negativas sobre los bosques de mangles mayormente relacionadas con cambios del régimen hidrológico, fragmentación y reducción del área original, así como alteraciones en el desarrollo estructural del bosque de mangle

Los servicios ecosistémicos se han reducidos notablemente, con disminución de la función protectora de la zona costera y por tanto con consecuencias negativas para los seres humanos que habitan en el área.

A pesar de todas las tensiones que están sometidos estos manglares, aún pueden considerarse de importancia como barrera defensiva para la bahía, su población y sus instalaciones económicas, por lo deben ser gestionados, con la ejecución de un programa que permita la recuperación y protección de los mismos y elevar sus servicios ecosistémicos encaminados al bienestar humano.

Bibliografía

CINTRÓN, G; AE LUGO; DJ POOL y G MORRIS., 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica* 10: 110-121.

GUZMÁN, JM; L MENÉNDEZ y L RODRÍGUEZ., 2011. Metodología para la evaluación de salud del ecosistema de manglar en el Archipiélago cubano. En: *Memorias del III Congreso sobre Manejo de Ecosistemas y Biodiversidad, VIII Convención Internacional sobre Medio Ambiente y Desarrollo*. CR-ROM

MENÉNDEZ, L y JM GUZMÁN., 2011. Huracanes y bosques de mangle en el archipiélago cubano: Caso de estudio en áreas de la región centro occidental. En: *Memorias de la VIII Convención Internacional sobre Medio Ambiente y Desarrollo*. CD-ROM.

PATTERSON ZUCCA, C., 1978. The effect of road construction on a mangrove ecosystem. M.S. thesis, University of Puerto Rico at Río Piedras, 77 pp.

SEYLE, H. 1956. *The stress of life*. McGraw Hill Book Co., Nueva York, 324 pp

CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA Y RESILIENCIA DE LOS BOSQUES DE MANGLES EN EL ÁREA PROTEGIDA GUANAROCA-PUNTA GAVILÁN, CIENFUEGOS, CUBA

Change in the structure, resiliency on mangrove forests of protected area Guanaroca-Gavilán, Cienfuegos, Cuba.

Leda Menéndez Carrera¹, José Manuel Guzmán Menéndez¹, Lázaro Rodríguez Farrat¹, Carlos Lorenzo², Yenizeys Cabrales Caballero³, Rocío Suárez Delgado¹ y Luis David Almeida Famada¹

¹Centro Nacional de Biodiversidad. Instituto de Ecología y Sistemática. CITMA. Instituto de Ecología y Sistemática, Carretera de Varona km. 3 1/2, Capdevila, Boyeros, La Habana 19, CP 11900, Cuba.

Correo electrónico: leda@ecologia.cu

²Centro Nacional de Áreas Protegidas. CITMA

³Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos. CITMA

Resumen

En el área protegida Refugio de Fauna Guanaroca-Punta Gavilán, el ecosistema de manglar tiene un papel protagónico como habita de innumerables especies faunísticas de interés conservacionista. Los bosques de mangles presentes en esta área han tenido cambios en su estructura que han repercutido en el funcionamiento del ecosistema. La respuesta de estos bosques de mangle ha evidenciado una elevada resiliencia y capacidad de adaptación, con estrategias que permiten al ecosistema recuperar sus funciones ecológicas.

Palabras claves: bosque de mangle, Refugio de Fauna Guanaroca Gavilán, estructura del bosque, resiliencia

Summary

In Fauna Refuges Guanaroca-Punta Gavilán, the mangrove ecosystem has a protagonist roll like habits of countless fauna wild life species of conservationist interest. The forests of present mangroves in this area have had changes in their structure that they have rebounded in the operation of the ecosystem. The answer of these mangrove forests has evidenced a high resilience and capacity of adaptation, with strategies that allow to the ecosystem to recover its ecological functions.

Key words: Mangrove forest, Fauna Refuges Guanaroca-Punta Gavilán, forest structure, recilience

Introducción

Los manglares constituyen ecosistemas altamente especializados que mueren bruscamente cuando uno de los parámetros de su entorno se modifica, es por eso que en las costas tropicales, son los primeros en detectar las variaciones del régimen hídrico, por pequeñas que estas sean (Blasco, 1991). Los bosques de manglares constituyen un sistema abierto que importa y exporta materiales, a diferencia de los bosques pluviales tropicales donde existen ciclos de elementos muy cerrados y la pérdida o exportaciones se reducen al mínimo. La elevada productividad y alta tasa de exportación es uno de los

aspectos que le confiere al manglar su gran importancia en la ecología de las zonas costeras. (Cintrón *et al.*, 1980).

A través del proceso de renovación de las aguas se produce el movimiento de las sustancias nutritivas por el manglar, la evacuación de las sustancias tóxicas y la entrada y salida de sustancias hacia o desde el sistema (Lugo *et. al.*, 1980). La alteración de los flujos naturales de nutrientes hacia el manglar trae graves alteraciones en la estructura y productividad de este ecosistema (UNESCO, 1980).

El manglar se enlaza con los sistemas terrestres a través de los ríos. El desarrollo de los bosques de mangles está fuertemente relacionado con las cuencas hidrográficas, a través de las cuales les llegan nutrientes y energía, y con las bahías, que brindan protección y propician el establecimiento de amplias zonas con bosques de mangles, como es el caso de la bahía de Cienfuegos.

Una característica de los bosques de mangles es su alta capacidad de adaptarse a condiciones extremas, siempre que no sobrepase el umbral de resiliencia del ecosistema. En este sentido, conocer esta capacidad de adaptación de los bosques de mangles en sitios sometidos a diferentes tensiones, constituye una importante herramienta para la toma de decisiones encaminadas a la gestión de los mismos. En el área protegida Guanaroca-Gavilán, son los bosques de mangles uno de los principales componentes a proteger y gestionar, sin embargo diversas acciones han tensionado esta área con consecuencias en el manglar. Es objetivo del presente trabajo identificar los cambios provocados por diferentes tensiones en la estructura de los bosques de mangles y su resiliencia en área protegida Guanaroca-Gavilán, Cienfuegos.

Metodología

El área estudiada abarcó los bosques de mangles que bordean la laguna de Guanaroca, hasta los que se encuentran en la bahía de Cienfuegos, conocido en la por los pobladores como los Laberintos por los abundantes canales que posee, y los manglares de la desembocadura del Río Arimao (Figura. 1).

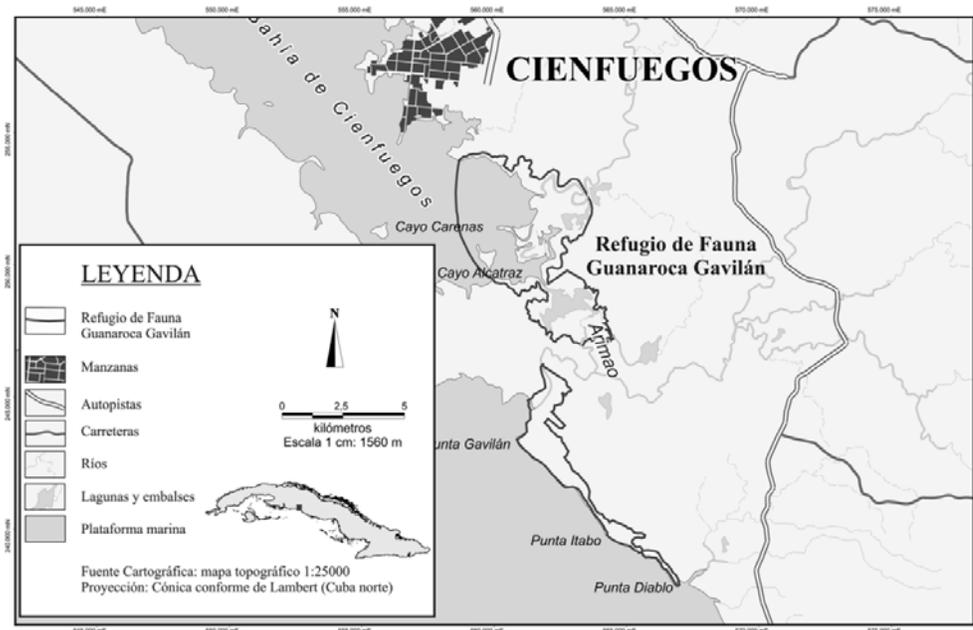


Figura 1. Mapa de ubicación del refugio de Fauna Guanaroca Gavilán, en la provincia de Cienfuegos

Para la evaluación y caracterización de los bosques de mangles se llevó a cabo una revisión bibliocartográfica de la información existente, mapas topográficos escala 1:25 000, Se utilizó imagen de satélite del sensor ASTER, en la composición 3-2-1. Se utilizaron imágenes del Quitbird, publicadas por Google Earth, de libre acceso.

La imagen ASTER y la del Google Earth fueron corregidas geoméricamente utilizando puntos en terreno con coordenadas conocidas y tomadas previamente con GARMIN GPSMAP 62ts, minimizando los desplazamientos por geometría. Todo el tiempo se trabajó con la proyección UTM zona 17 norte, con datum WGS84.

La corrección atmosférica a la imagen de satélite se realizó con el modelo de corrección atmosférico MODTRAN4 implementado en la herramienta Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hyper Cubes (FLAASH) del software ENVI 4.7, el que está basado en una resolución rigurosa de la Ecuación de Transferencia Radiactiva (ETR) que acopla los procesos de dispersión y absorción.

Se llevaron a cabo recorridos y comprobaciones de campo tanto para los resultados de las clasificaciones tanto supervisadas como no supervisadas lo que permitió corregir los errores y ajustar el mapa de cobertura de manglar.

Una vez finalizada la clasificación esta fue transformada a formato vectorial para trabajar con el software ArcGis 10.1 en la cartografía a escala detallada (1: 2000) de las clases mencionadas en el esquema de la figura 1. Valiéndose de: la imagen del QUITBRID, usando la herramienta Stich Map versión 2,6 (Programa de licencia libre de uso) y georectificada anteriormente y del campo realizado, fue posible aumentar la escala de la clasificación final.

Se realizaron comprobaciones de campo mediante recorridos por las áreas ocupadas por manglares, se identificaron las principales acciones que afectan al manglar y sus efectos en cuanto a extensión y estructura del bosque referido a altura del dosel y especies arbóreas que conforman los diferentes bosques de mangles, así como aspectos funcionamiento como respuestas del bosque en cada sitio según su capacidad de resiliencia como la regeneración natural y capacidad de retoñar.

Resultados y discusión

En la figura 2 se presenta el mapa de cobertura de bosques de mangles del área protegida Guanaroca – Punta Gavilán. Los bosques de mangles que bordean la laguna de Guanaroca ocupan 2,03 km², mientras que los situados al oeste bordeando la bahía, ocupan 4,1 km². En la desembocadura del río Arimao al Caribe, se localiza un pequeño parche de bosque de mangle con apenas 0,6 km².

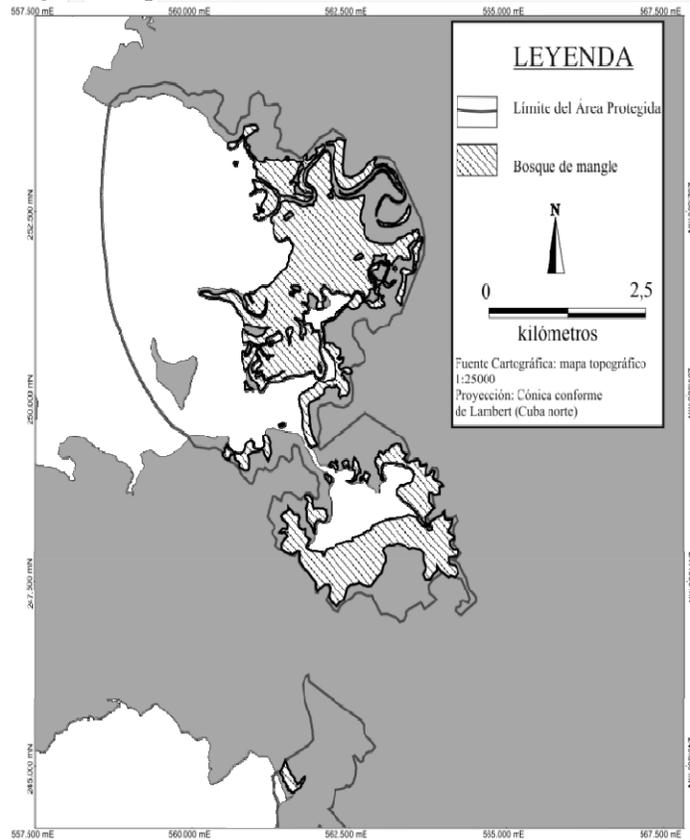


Figura 2. Mapa de Cobertura de bosques de manglar en el Refugio de Fauna Guanaroca Punta Gavilán

La laguna de Guanaroca, alimentada por el río Arimao está situada al noreste de la bahía de Cienfuegos, con la que se comunica por un canal y rodeada por pequeñas colinas. La laguna tiene una superficie aproximada de 1,45 km².

La laguna es poco profunda y está sufriendo un fuerte de sedimentación. Entre las principales causas de afectaciones se identifican el represamiento del río Arimao con consecuencias en la llegada de nutrientes y energía al manglar, además de la extracción y lavado de arena también en el río, lo cual está acelerando el proceso de sedimentación, además, las partículas en suspensión provocan turbidez en el agua. Los tranques en los canales ejecutados por pescadores furtivos hasta la década de los años 90s también han sido acciones causantes de cambios en las condiciones naturales de estos bosques.

Otro tensor lo constituye el paso frecuente de huracanes y tormentas tropicales cuyos fuertes vientos han causado la caída y muerte de los árboles de mangle de mayor porte y altura, provocando cambios en la estructura del bosque, como disminución de la altura

del dosel, eliminación de los árboles de mayor porte, mayormente de *Rhizophora mangle* L., con aumento de especies como *Avicennia germinans* (L) Starn y *Laguncularia racemosa* (L) Gaertn. F., que a diferencia de *R. mangle*, tienen la capacidad de retoñar. Se observó abundante materia orgánica en el suelo de estos bosques, con árboles partidos, derribados e inclinados, y en general se evidencian cambios en la estructura del bosque.

La laguna está prácticamente bordeada por bosque de mangle, a primera vista se observa un franja estrecha de mangle con dominancia de *R. mangle* con árboles alcanzan 4 a 5 metros de alturas, detrás aparecen árboles de mayor altura los que pueden alcanzar de 7 a 9 m, mayormente de *A. germinans*, aunque en dependencia de las condiciones pueden encontrarse bosque de mangle mixtos.

Existen varios canales que se comunican con la parte central de la laguna, todos están bordeados por una franja de *R. mangle*, puede alcanzar hasta 7 m de altura del dosel, sin embargo se observó que mayormente, detrás de esta primera franja se observan claros en el bosque debido a los árboles caídos, partidos o muertos en pié, provocado por los fuertes vientos de huracanes y tormentas tropicales que con frecuencia han pasado por esta zona (Figura. 3). Por esta área pasaron varios huracanes en los últimos años, y en todos los casos se observa la recuperación del bosque, con una abundante regeneración de varias cohortes y rápido crecimiento de los arbolitos, lo que es más notable en algunos sitios (Menéndez *et al*, 2011 y Menéndez y Guzmán, 2011).

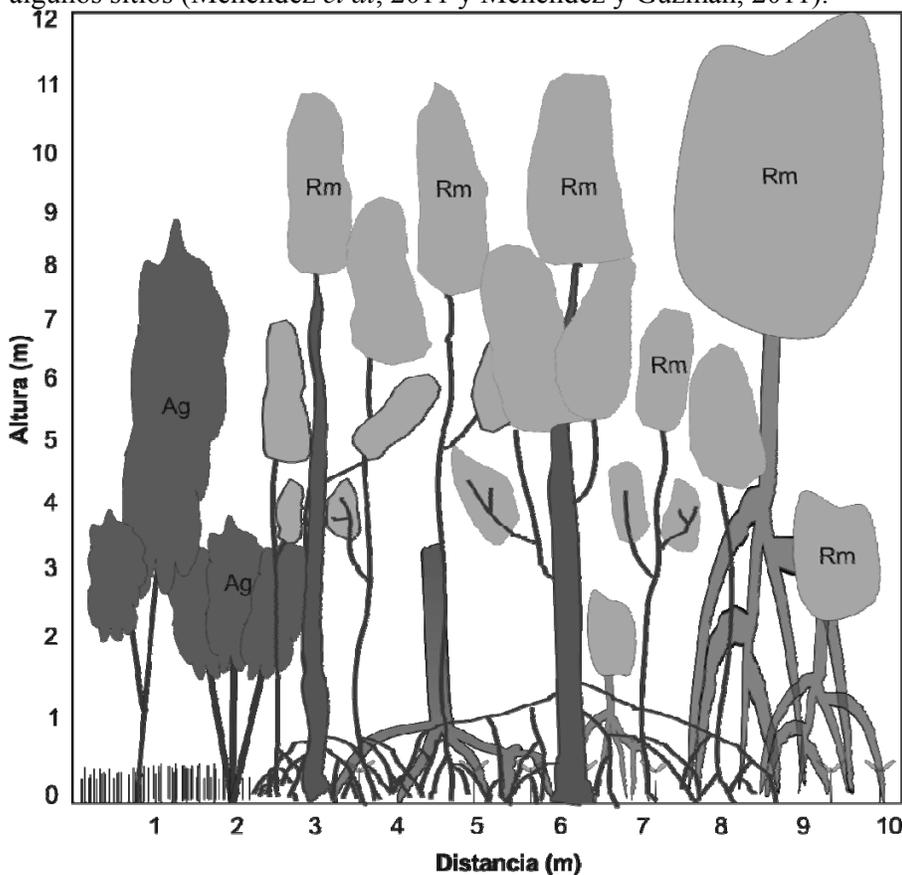


Figura 3. Perfil esquemático del bosque de mangle que bordea la laguna de Guanaroca. (Rm: *R. mangle* y Ag: *A. germinans*)

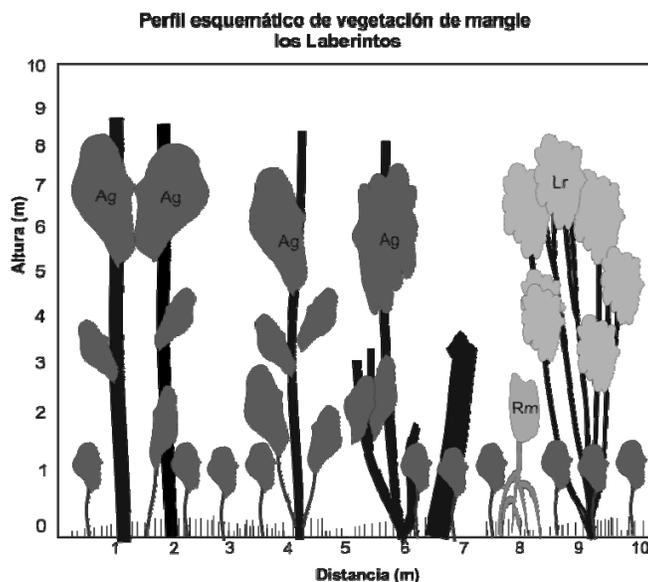
En los claros, entre los troncos de los árboles muertos, derribados o partidos, se observó abundante regeneración con plántulas de *R. mangle* de diferentes cohortes. Algunos árboles de *R. mangle*, de gran porte que aparecen dispersos, detrás de la primera franja de bosque de mangle establecida en la orilla de la laguna o de los canales, en general se mantienen en pie, a diferencia de lo que sucede con los árboles de gran porte de *A. germinans* y *L. racemosa*, los que mayormente están caídos, inclinados, o truncados.

Los árboles de *R. mangle* de gran porte, en comparación con los que conforman el dosel del bosque actual, han podido resistir con mayor éxito el efecto de los vientos debido al gran desarrollo de sus raíces zancudas, las que en ocasiones conforman un diámetro de más de 4 m con gran cantidad de raíces fuertemente ancladas en el sustrato.

En la entrada del río Arimao a la laguna, detrás de la franja de *R. mangle*, se localizan áreas de bosque con dominancia de *L. racemosa*, los árboles de mayor porte están mayormente muertos, caídos, partidos o tumbados sobre otros árboles. La altura actual del dosel es de 7 m, aunque alguno el tronco de los árboles caídos tiene unos 10 m de altura, la cobertura del dosel es de 50%, lo que favorece esta etapa de la regeneración natural.

En la ribera Noroeste, la franja de mangle es muy estrecha, y por parte está conformada de una sola hilera de árboles, en algunos sitios, la pendiente de la colina llega prácticamente al borde de la laguna. Existe una fuerte colonización de individuos jóvenes y plántulas de *R. mangle* avanzando hacia el interior de la laguna. Este avance del manglar muy relacionado al proceso de sedimentación constituye una amenaza al futuro de esta laguna, que tiene importantes funciones ecológicas y es sitio de alimentación de numerosas especies de aves acuáticas, algunas de ellas migratorias.

El área con bosques de mangles situada más al oeste y bordeada por la bahía de Cienfuegos, está caracterizada por la presencia de numerosos canales que le confieren una apariencia de laberintos y condiciones de inundación permanente.



Se observó que bordeando los canales se encuentra una hilera de *R. mangle* de unos 4 m de altura, detrás se extiende el bosque de mangle con dominancia *A. germinans*, y presencia de *L. racemosa*, el cual es el mejor representado en esta área, la altura actual del dosel es de 6 m, con algunos árboles, que aunque tienen la copa truncada pueden alcanzar hasta 8 m de altura (Figura.4). En otros sitios el dosel con árboles afectados de *A. germinans* alcanza apenas 5 m de altura.

Figura 4. Perfil esquemático del bosque de mangle que bordea la bahía de Cienfuegos. (Rm: *R. mangle*, Ag: *A. germinans* y Lr: *L. racemosa*)

Estos bosques por estar bordeando la bahía han recibido con mayor fuerza el impacto de los vientos provocados por huracanes y tormentas tropicales al pasar por la zona. El dosel bosque ha sido muy afectado por la fuerza de los vientos, la cobertura arborea es de 50%, los árboles de *A. germinans* han sido quebrados y muchas ramas han sido truncadas, sin embargo la regeneración natural es muy elevada y las plántulas y arbolitos cubren casi un 80%. Además, los árboles de *A. germinans* y *L. racemosa* han retoñado tanto los troncos derribados como las copas afectadas, con la producción de nuevas ramas aunque con hojas más reducidas en tamaño. La estructura de estos bosques muestra una organización alterada debido al efecto de los vientos, los árboles de mayor altura resultaron los más afectados, los que no se partieron o fueron derribados fueron muy defoliado. Se reconocen como efectos que tormentas tropicales y huracanes causan a los bosques de mangle, la muerte de árboles en pie, sobre todo de *R. mangle*, por carecer de meristemo secundario; otros árboles son partidos o los troncos son inclinados por la fuerza de los vientos, y en general son desfoliados (Guzmán y Menéndez, 2006).

Autores como Lugo (1980), Cintrón et al., (1978) y Lugo y Snedaker (1975), han señalado los efectos provocados por los huracanes y tormentas tropicales a los bosques de mangles, como tensores naturales de estos bosques, identifican consecuencias en la sedimentación, o erosión en exceso y cambios en la sucesión de estos bosques. Para Según Roth (1992), la exposición periódica y frecuente de los bosques de manglares en el Caribe a huracanes y tormentas tropicales ha constituido posiblemente uno de los mecanismos responsables de la baja complejidad estructural que presentan.

En la desembocadura del río Arimao en el Caribe, en la cercanía de Punta Gavilán, los bosques de mangles han sufrido cambios notables, asociados a la deposición de arena en su desembocadura debido al lavado de arena aguas, así como los tranques en los canales, Hasta el año 1996, la desembocadura del río era navegable en la actualidad solo se observa un espejo de agua poco profundo con apariencia de un pequeño delta. Este proceso de sedimentación provocó la muerte de los bosques de mangles mayormente altos y con dominancia de *R. mangle*; actualmente se observa un parche con bosque bajo y mixto, con regeneración natural que indican una recuperación adaptada a las condiciones actuales caracterizada por una menor llegada de agua dulce, nutrientes y energía con una mayor salinidad.

Al Oeste de la desembocadura, y detrás de una duna arenosa, se localiza un área donde la especie *L. racemosa* ha colonizado las partes bajas, con la presencia de un bosque en desarrollo, extremadamente denso, con arbolitos de 5 a 6 m altura y tallos con diámetros entre 4 y 8 cm (Figura. 5), como evidencia de la resiliencia del manglar ocupando espacios que fueron afectados, con la especie arbórea que tenga capacidad de establecerse en estos sitios degradados y recuperar sus servicios ecosistémicos. En la actualidad la superficie ocupada por los bosques de mangles en esta área es de 0,6 km².

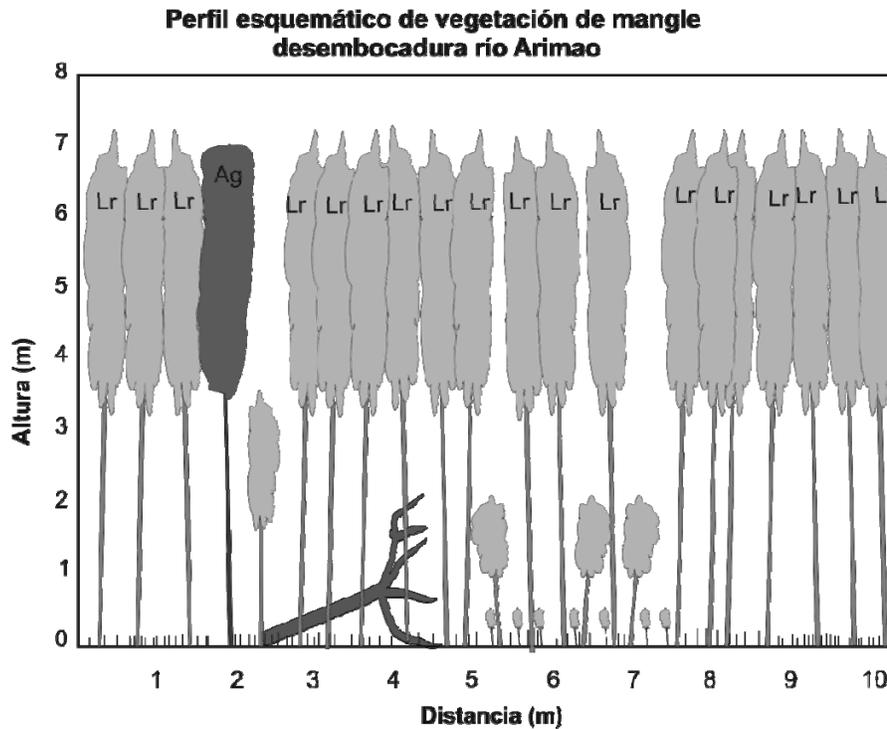


Figura 5. Perfil esquemático del bosque de mangle en la desembocadura del río Arimao. (Ag: *A. germinans* y Lr: *L. racemosa*)

Conclusiones

Principales tensores identificados en los manglares de la laguna de Guanaroca hasta la bahía de Cienfuegos:

- Represamiento del río Arimao
- Lavado de arena, fundamentalmente en río Arimao con deterioro de la laguna y los bosques de mangles
- Tranque de los canales dentro del manglar
- El paso por el área de tormentas tropicales y huracanes en los últimos 10 años con consecuencias en la caída y muerte de los árboles de mayor porte. Entre los huracanes y tormentas tropicales se encuentran:
 - Huracán Fabián en octubre de 1991
 - Huracán Lily en octubre de 1996
 - Huracán Michelle en octubre de 2001
 - Huracán Isidore en septiembre de 2002
 - Huracán Lili en septiembre de 2002
 - Huracán Dennis en julio 2005
 - Huracán Ike en septiembre de 2008
 - Tormenta tropical Nicole en septiembre de 2010
 - Huracán Paula en octubre de 2010

Principales consecuencias

- Colmatación de la laguna
- Turbidez del agua
- Aumento de la salinidad

- Árboles partidos, derribados o muertos en pié, con caída de ramas y defoliación
- Gran acumulación de materia orgánica en el suelo de los bosques

- Principales tensores identificados en los manglares de la desembocadura del río Arimao
- Represamiento del río Arimao
- Lavado de arena
- Tranque de los canales dentro del manglar
- Principales consecuencias
- Elevada sedimentación en la desembocadura del río
- Muerte del bosque de mangle alto situado al Oeste de la desembocadura
- Cambios en la estructura del bosque de mangle con disminución en altura del dosel y diámetros de los troncos.
- Cambios en la composición de especies de los bosques de mangles
- En el área protegida Guanaroca – Punta Gavilán los bosques de mangles muestran señales evidentes de recuperación y las estrategias identificadas .son:
- Fuerte regeneración con plántulas de diferentes cohortes
- Rápido crecimiento de arbolitos con tallos finos y alargados
- Retoño de árboles caídos o partidos de las especies *A. germinans* y *L. racemosa*
- Desarrollo de nuevas hojas en las copas truncadas

Referencias

- Blasco, F. (1991): Los Manglares, *Mundo Científico*, 144 (11): 616-625
- Cintron, G, A.E. Lugo, D.J. Pool y G. Morris (1978): Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 10: 110-121.
- Cintron, G.; Goenaga, C. y Lugo, A. E. (1980): Observaciones sobre el desarrollo del manglar en costas áridas. 18-32pp. En: *Memorias del Seminario sobre Estudio Científico e Impacto Humano en Ecosistemas de Manglar*, UNESCO. 405 p.
- Lugo, A. E. y S. C. Snedaker (1975): The ecology of mangroves. *Annual Review Ecology Systematics*, 5: 39-64.
- Lugo, A. E. (1980): Mangroves ecosystems: Sucesional or steady state? *Biotropica* (Suplemento), 12: 65-72
- Guzmán, J. M. y L. Menéndez; 2006. Huracanes y bosques de manglar. 302-305. En (L. Menéndez y J. M. Guzmán, eds.). *El ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano: estudios y experiencias enfocados a su gestión*. Editorial Academia 331 p.
- Menéndez, L., J. M. Guzmán, L. Rodríguez, A. Sotillo, Z. Cuervo, E. Roig y Y. Cabrales (2011). Los bosques de mangles de la bahía de Cienfuegos: Estado actual. 227-236 pp. En (A. Vanina, L. Fernández y J. Buitrago eds.) *Experiencias en la aplicación de enfoque GEO en la evaluación de ecosistemas degradados de Iberoamérica*. RED CYTED 411RT0430. 321 p
- Menéndez L. y Guzmán J. M. (2011): Huracanes y bosques de mangle en el archipiélago cubano: Caso de estudio en áreas de la región centro occidental. En: *Memorias de la VIII CONVENCION INTERNACIONAL SOBRE MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO*. CD-ROM. ISBN: 978-959-300-018-5
- Roth, L. C. (1992): Hurricanes and mangrove regeeratio: Effects of hurricane Joan, October 1988, on the vegetation of Isla del Venado, Bluefields, Nicaragua. *Biotropica*, 24: 373-384.

UNESCO (1980). Memorias del Seminario sobre el estudio científico e impacto humano sobre el ecosistema de manglares. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe. 405 p

EL IMPACTO DE LAS PRECIPITACIONES EN LOS RECURSOS HÍDRICOS DEL PIEDEMONTES AMAZÓNICO COLOMBIANO. ESTUDIO DE CASO QUEBRADA LA PERDIZ (FLORENCIA-CAQUETÁ)

The impact of precipitation in the hydric resources in the amazonia piedmont: a case study of La Perdiz stream (Florescia-Caquetá)

José Antonio Marín-Peña¹, Marlon Peláez-Rodríguez^{2*}, Gustavo Adolfo Ruiz Chala³

¹Facultad de Educación-Universidad de la Amazonia – Avenida Circunvalación - Barrio el Porvenir Florencia (Caquetá) Colombia

²Facultad de Ciencias Básicas-Universidad de la Amazonia – Avenida Circunvalación- Barrio el Porvenir Florencia (Caquetá) Colombia

*e-mail para correspondencia: mapelaez1@uniamazonia.edu.co

³Programa de Biología-Universidad de la Amazonia – Avenida Circunvalación - Barrio el Porvenir Florencia (Caquetá) Colombia

RESUMEN

La temporada de fuertes lluvias en la Región Amazónica Colombiana genera deslizamientos e inundaciones en los centros urbanos ubicados en la base de la Cordillera Oriental. Este es el caso de la ciudad de Florencia, la cual es muy vulnerable al aumento del caudal de las diferentes corrientes hídricas que se encuentran dentro de su perímetro urbano como son el Río Hacha y sus quebradas afluentes (El Dedo, La Yuca, La Sardina y La Perdiz). En varias oportunidades estas corrientes hídricas, en especial la quebrada La Perdiz, han generado emergencias por inundaciones, las cuales han ocasionado pérdidas humanas y materiales.

En la Universidad de la Amazonia se adelanta el proyecto de investigación “Modelación matemática piloto a partir de lluvia y caudal para predicción de inundación en la Cuenca de la Quebrada La Perdiz, del Municipio de Florencia”. Uno de los objetivos es conocer la morfometría de la cuenca y el volumen precipitado en la misma, lo cual permitirá prever el riesgo de inundación en su parte baja. En el presente trabajo se presenta un avance de los resultados relacionados con la precipitación y análisis de parámetros morfométricos de la cuenca. Los resultados obtenidos permiten evidenciar que la cuenca hidrográfica de la Quebrada La Perdiz se puede considerar como zona de alta pluviosidad con promedio anual de 3.619 mm, lo cual sumado a que su morfometría es de tipo rectangular oblonga, con una longitud máxima del cauce principal de 20 Km y diferencia de altura de 750 m entre sus cotas máxima (1 000 msnm) y mínima (250 msnm), da un tiempo de retención de dos horas quince minutos. Este tiempo facilitaría la toma de decisiones frente a un evento de riesgo de inundación, siempre y cuando se tenga la información en tiempo real.

Palabras clave: Recursos Hídricos, Precipitación, Piedemonte Amazónico

ABSTRACT

The high rainy season in the Colombian Amazonia generates earth slides and flooding in the urban centers located at the foot hills of the eastern cordillera (*Cordillera de los Andes*). This is the case of Florencia city, which is vulnerable to the increase of water volume of the different hydric currents that circulate within the urban area, such as the Hacha River and its affluent (El Dedo, La Yuca, La Sardina and La Perdíz). In several opportunities these currents had generated emergencies due to flooding, which had caused both lost of human lives and materials.

At the Universidad de la Amazonia, a research project entitled “Pilot mathematical modeling for predicting flooding in La Perdiz stream basin from its volume and precipitation in Florencia municipality” has been undertaken. One of the aims is to determine the morphometry of the basin and the water volume precipitated in it, which will allow predicting the flooding risk in the lower part of the basin. In this paper, a present of results related with the precipitation and analysis of the morphometric parameters of the basin. As a preliminary conclusion it has been established that La Perdiz basin can be considered as a high precipitation zone, with an annual mean of 3619 mm, which added to its oblong rectangular morphometry, with a maximum length of 20 km for its channel and a difference in height of 750 m between its maximum level (1000 m a.s.l.) and its minimum (250 m a.s.l.) gives 2 h and 15 minutes of retention time. This time will facilitate the decision making in a case of an event with flooding risk, whenever the information is available in real time.

Key words: Hydric Resources, Precipitation, Amazonia Piedmont

INTRODUCCIÓN

La temporada de lluvias en el territorio colombiano genera grandes inundaciones, debido al desbordamiento de los ríos Cauca, Sinú y Magdalena (Región Andina y Costa Atlántica); Meta, Guaviare y Vaupés (Llanos Orientales) y San Juan y Atrato (Costa Pacífica). Estas inundaciones perjudican la producción agrícola en grandes extensiones de tierra, así como también afecta la producción ganadera y, con ello, la producción de leche. Igualmente los deslizamientos, causados por las fuertes precipitaciones, de terrenos tanto en zonas rurales como urbanas, principalmente en la Zona Andina, causan pérdidas incalculables tanto en infraestructura como en vidas humanas.

La Región Amazónica Colombiana no es la excepción a este tipo de acontecimientos, ya que la mayoría de los centros urbanos de esta región se encuentran ubicados en la base de la Cordillera Oriental, sufriendo de esta forma deslizamientos e inundaciones causadas por las fuertes precipitaciones; este es el caso de la ciudad de Florencia, la cual es muy vulnerable al aumento del caudal de las diferentes corrientes hídricas que se encuentran dentro de su perímetro urbano como son el Río Hacha y las quebradas la Perdiz, La Sardina, El Dedo y La Yuca. En varias oportunidades estas corrientes hídricas han generado emergencias por inundaciones, las cuales han ocasionado pérdidas humanas y materiales, además de miles de personas damnificadas por dichos eventos.

De acuerdo con el archivo de la Secretaria de Gobierno del Municipio de Florencia (Diario El Espectador, 1962; Diario del Caquetá, (1991), (1993), (1994), (1995) y Periódico Caquetá Histórico, (1996), (1997), (1998)), desde 1962 se han venido presentando inundaciones importantes, con pérdidas materiales y de vidas humanas. Entre los registros más recientes, se tiene que el 4 de octubre de 1999 se presentó una inundación debido a una precipitación de 110,4 mm, sobre las cuencas de las quebradas

La Yuca y El Dedo, en un lapso de tiempo de dos horas, que ocasionó la muerte a 5 personas y un saldo de más de 2000 damnificados. Igualmente, el 28 de abril y el 24 de mayo del año 2000 se presentaron dos crecientes en la Quebrada la Perdiz, ocasionadas por precipitaciones de 95 mm y 56 mm en lapsos de tiempo de cuatro y tres horas respectivamente; estos eventos dejaron más de 1000 personas damnificadas, con pérdida total de bienes y enseres. El registro de inundación más reciente que se tiene para este último cuerpo hídrico, es del 10 de junio de 2005, cuando se presentó una precipitación de 97 mm en dos horas (Figura 1).



Figura 1. Imagen de lo ocurrido el 10 de junio de 2005 en la parte baja de la cuenca de la Quebrada la Perdiz.

A pesar que en las áreas aledañas a Florencia existen dos estaciones meteorológicas (Aeropuerto Gustavo Artunduaga Paredes y Centro de Investigaciones Macagual), su localización se encuentran en la parte baja de las cuencas hidrográficas, no permitiendo recopilar información pertinente para conocer el grado de riesgo por inundación. Teniendo en cuenta lo anterior, es necesario instalar estaciones que permitan conocer el volumen de agua precipitada en la parte alta y media de las cuencas, para así conocer el grado de incidencia de estas precipitaciones en las inundaciones generadas en el casco urbano.

En la Universidad de la Amazonia se adelanta el proyecto de investigación *“Modelación matemática piloto a partir de lluvia y caudal para predicción de inundación en la Cuenca de la Quebrada La Perdiz, del Municipio de Florencia”*. Uno de los objetivos es conocer la morfometría de la cuenca y el volumen precipitado en la misma, lo cual permitirá prever el riesgo de inundación en su parte baja. En el presente trabajo se presenta los resultados obtenidos hasta la fecha en este proyecto.

METODOLOGÍA

Área de estudio

Florencia, capital del Departamento de Caquetá con una población de 138.500 habitantes, está ubicada en el piedemonte de la Cordillera Oriental, tiene una extensión de 231.100 hectáreas y una altura promedio de 242 m sobre el nivel del mar. El perímetro urbano ocupa actualmente un área de 1 456 hectáreas. La conformación del casco urbano está enmarcada principalmente por los cursos del Río Hacha y la Quebrada La Perdiz (Figura 2).

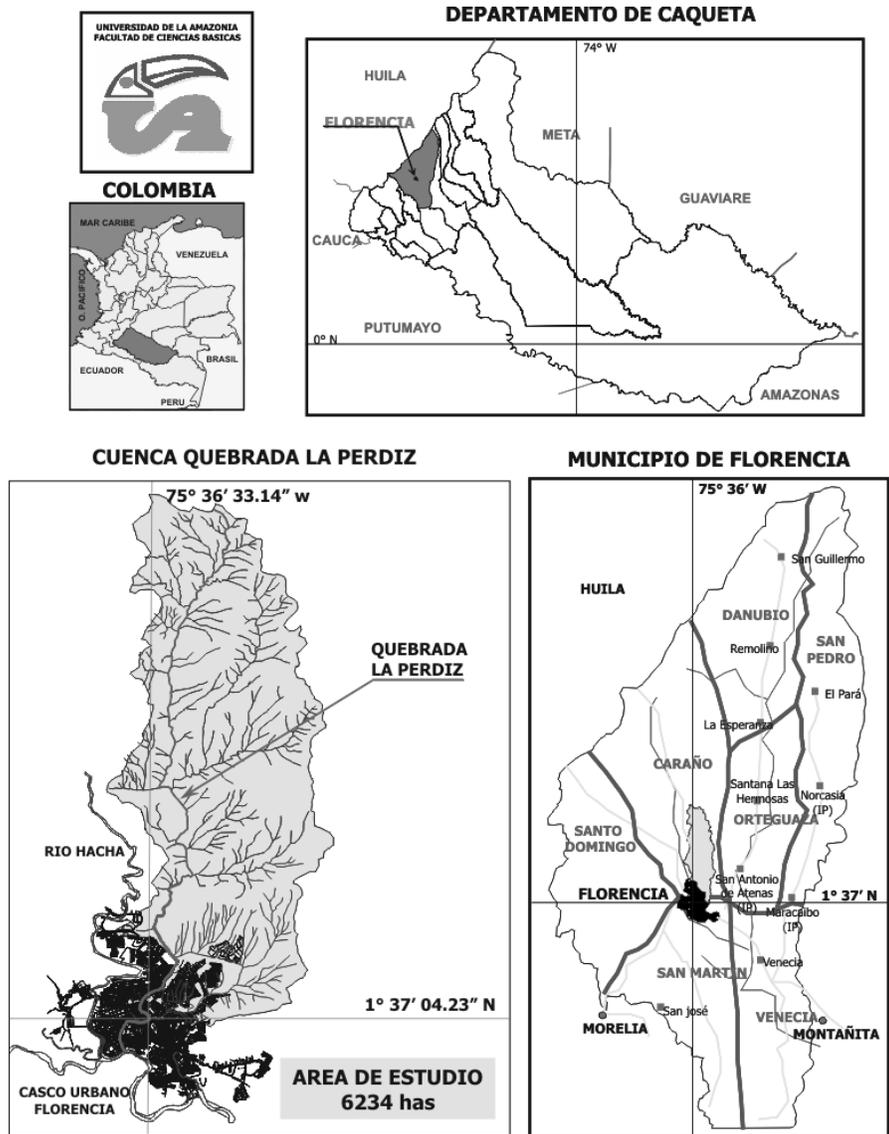


Figura 2. Localización Geográfica de la Cuenca de la Quebrada la Perdiz.

La Quebrada la Perdiz, desde la fundación de la ciudad de Florencia, a principios del siglo XX, ha jugado un papel muy importante en la economía y movilización de la ciudad, como centro de acopio de la producción de quina y caucho de las selvas de la Amazonia Colombiana, generando de esta manera, asentamientos a lado y lado de la ribera de la quebrada y por consiguiente un alto riesgo de inundación para estos sectores (Artunduaga, 1999).

Morfometría de la Cuenca de la Quebrada la Perdiz

La morfometría de la cuenca se generó tomando como base planchas a escalas 1:25.000, producidas por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 1990), fotografías aéreas a escala 1:48.000 realizadas en 1985 e imágenes satelitales de la zona de los años 2000 y 2002 (Figura 3).

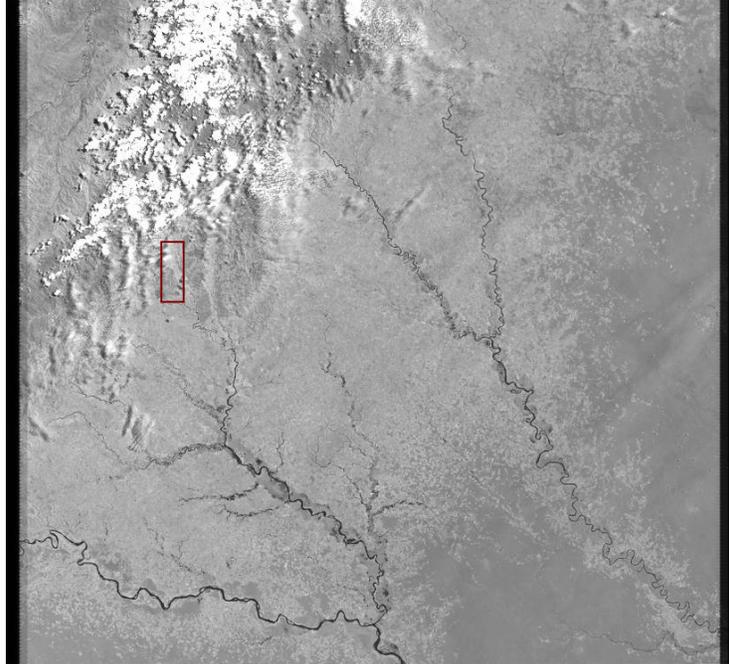


Figura 3. Vista Satelital de la zona de estudio. Fotografía L5859 del 30 de Agosto de 2000.

Datos de Pluviometría

Para conocer la cantidad de agua que se precipita en la cuenca, se instalaron en los centros escolares de las veredas de El Convenio (punto de nacimiento de la quebrada) y Nueva Jerusalén (punto medio de la Cuenca), recipientes de 245 mm de diámetro y una capacidad de almacenamiento de 5.0 L, las mediciones se realizaron a las 7:00, 13:00 y 18:00 horas, por medio de una probeta graduada. Estas mediciones fueron realizadas con la colaboración de docentes y estudiantes de estos centros escolares. Los datos obtenidos en las estaciones El Convenio y Nueva Jerusalén fueron confrontados con los datos de la estación de Macagual (estación tipo agroclimática) distante 21 Km del casco urbano de la ciudad de Florencia y la estación del aeropuerto Gustavo Artunduaga Paredes de Florencia (estación sinóptica secundaria), la cual se localiza en el margen izquierdo del Río Hacha, aproximadamente a 3 km del casco urbano. La información analizada corresponde al periodo 1.977 – 2004 (Macagual) y 1.998 – 2.004 Aeropuerto (www.ideam.gov.co).

RESULTADOS

Parámetros Morfométricos de la Cuenca de la Quebrada la Perdiz

La Quebrada la Perdiz nace en la Vereda El Convenio, Corregimiento del Caraño, Municipio de Florencia, Departamento de Caquetá. La cuenca está delimitada por un perímetro aproximado de 49.9 Km, el cual encierra un área de 62.34 Km². Presenta una longitud axial de 16.13 km, con un ancho promedio de 3.87 Km. Posee una longitud de cauce de 19.98 Km. Esta información permite determinar que el coeficiente de

compacidad de la cuenca es de 5.6 con un tiempo aproximado de concentración de 2 horas 15 minutos.

La cuenca hidrográfica de la Quebrada la Perdiz está compuesta por las microcuencas de las quebradas Esperanza, Yumal, Agua Negra, Morrocuya, Fuente, Sardina y Sardinita. Posee una variación altimétrica que va desde los 1 000 msnm hasta los 250 msnm, con un 65.84% del área entre las cotas 250 y 650 msnm, un 24.42% entre 650 y 900 msnm y un 2.51% del área de la cuenca se encuentra por encima de los 900 msnm. (Tabla 1).

Tabla 1. Información altimétrica de la Cuenca hidrográfica de la Quebrada la Perdiz

Altitud (msnm)	Área entre cotas (km ²)	Porcentaje	Área Acumulada	Porcentaje
250-300	4.00	6.42	4.00	6.42
300-350	3.59	5.76	7.60	12.18
350-400	5.08	8.15	12.68	20.34
400-450	4.90	7.85	17.57	28.19
450-500	4.96	7.95	22.53	36.14
500-550	5.43	8.70	27.96	44.85
550-600	6.57	10.53	34.53	55.38
600-650	6.52	10.46	41.05	65.84
650-700	4.98	7.98	46.02	73.82
700-750	3.72	5.97	49.74	79.79
750-800	3.05	4.89	52.79	84.68
800-850	1.83	2.94	54.62	87.62
850-900	1.65	2.64	56.27	90.26
900-950	1.04	1.67	57.31	91.93
950-1000	0.52	0.84	57.84	92.77
Sin información	4.51	7.23	62.34	100.00
Total			62.34	100.00

Datos de Pluviometría

Según los datos reportados por la estación de Macagual (Figura 4) que representa los valores de pluviosidad para el periodo comprendido entre los años 1977 y 2004. Los registros con el menor volumen están dados para los años de 1981 (3.162 mm). 1995 (3.383 mm) y año 2002 (3.294 mm). Ya los años con mayor volumen de pluviosidad son los de 1977 (4.007 mm). 1987 (4.249 mm) y 1999 (4.076 mm).

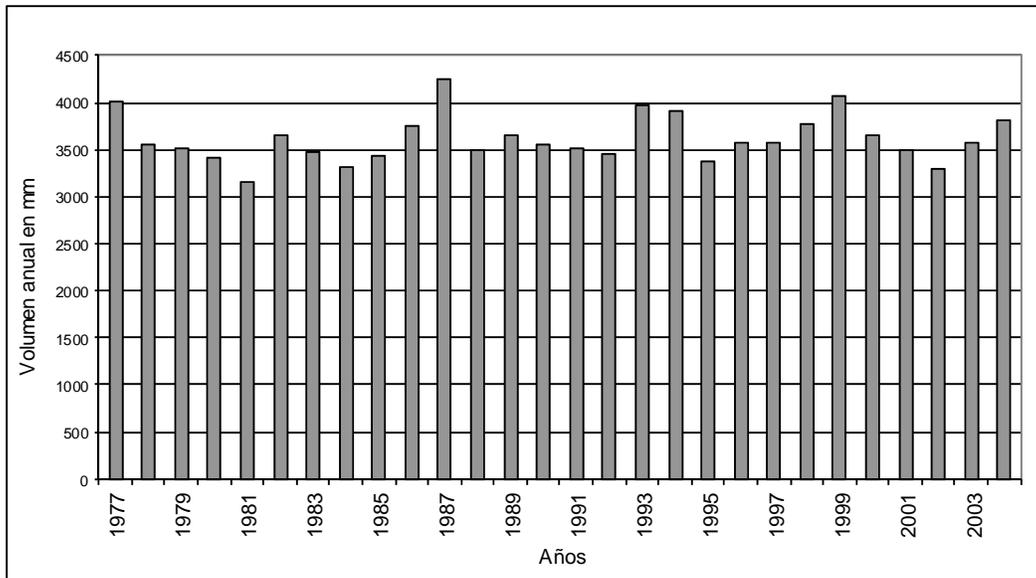


Figura 4. Acumulado Anual Pluviométrico entre 1977 y 2004. Estación Macagual.

El comportamiento de volumen promedio mensual medido en las estaciones del Aeropuerto y de Macagual, muestra tendencia a que los meses de abril (441 mm), mayo (469 mm), junio (449 mm) y julio (425 mm), son los meses que registran los promedios más altos de agua precipitada. Los meses donde se tiene menor cantidad de agua precipitada son los de diciembre (136 mm) y enero (99 mm) de volumen promedio (Figura 5).

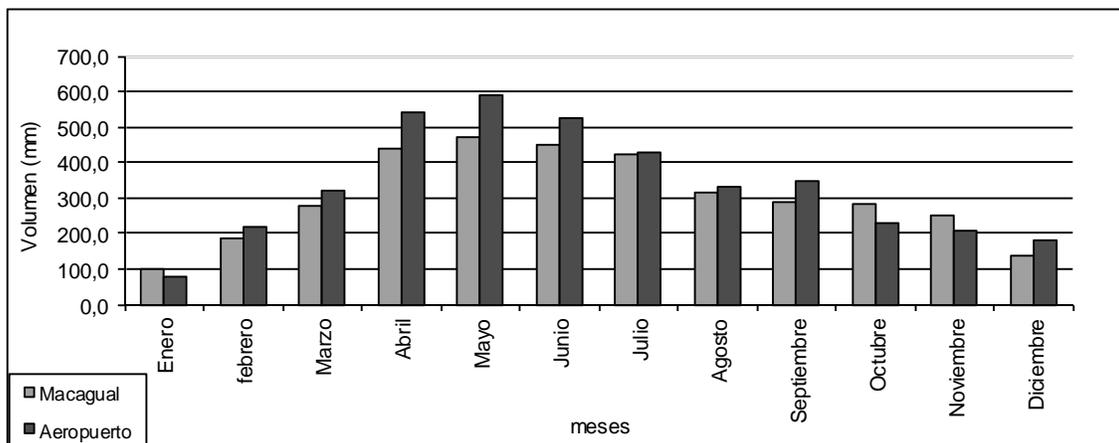


Figura 5. Comparativo del Promedio Mensual de llluvias (Macagual 1977– 2004; Aeropuerto 1998– 2005).

El promedio anual de lluvia que se registra a partir de información obtenida por las estaciones meteorológicas de Macagual y el Aeropuerto, es de un volumen promedio de 3 619 mm por año con un valor medio por mes de 302 mm. La estación El Convenio, parte alta de la cuenca de la Quebrada La Perdiz, reporto un volumen promedio mensual de lluvia de 310 mm, valor similar al encontrado en las estaciones del Aeropuerto 338 y Macagual 301; así mismo se observa que el comportamiento del régimen de lluvia en la parte alta de la cuenca, estación El Convenio, tiende a ser menor que en la estación del Aeropuerto hasta el mes de agosto, época de altas precipitaciones en la región ya a partir de septiembre y hasta finales de año, el volumen medido en la estación el Convenio es mayor que en las otras dos estaciones. Aeropuerto y Macagual (Figura 6).

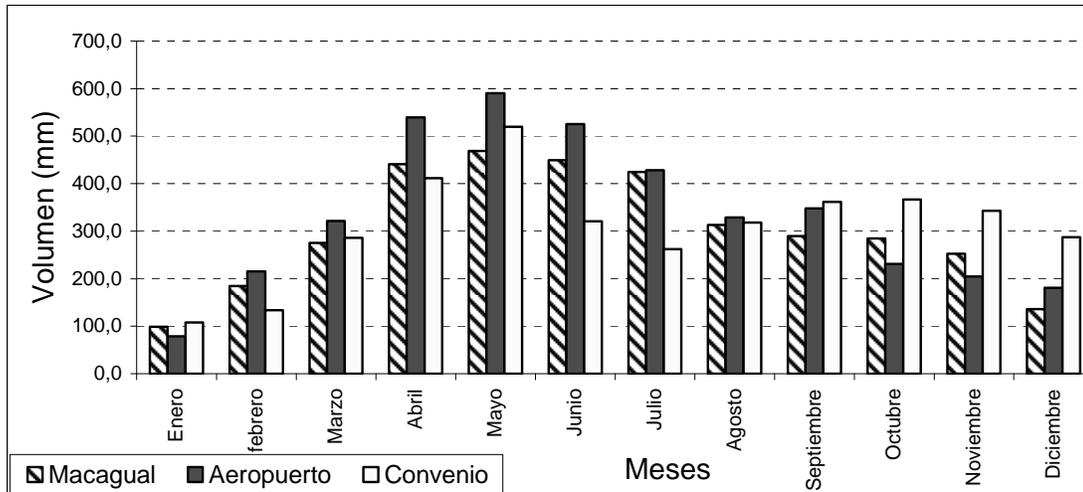


Figura 6. Comportamiento promedio mensual de lluvias en las Estaciones de Macagual, Aeropuerto y el Convenio.

Confrontando estos datos de precipitación con las inundaciones presentadas en la ciudad de Florencia, se observa que las mismas se han presentado en dos periodos (meses de abril a junio) momento donde se presenta el mayor volumen de agua precipitado en la ciudad de Florencia y en el mes de octubre, el cual coincide con un volumen mayor en la estación El Convenio con respecto a las estaciones Aeropuerto y Macagual. Este tipo de situación lleva a continuar generando información pluviométrica sobre la cuenca para poder coleccionar información de la zona y poder construir un modelo que permita predecir posibles inundaciones en el casco urbano de Florencia.

CONCLUSIONES

La cuenca hidrográfica de la Quebrada la Perdiz se puede considerar como zona de alta pluviosidad debido a los volúmenes de agua que se precipitan durante cada año (3 619 mm promedio). Se encuentra un porcentaje alto de coincidencia entre las inundaciones de la ciudad de Florencia y el nivel de pluviosidad que se genera en la parte alta de la Cuenca hidrográfica de la Quebrada la Perdiz evento que alerta sobre la necesidad de estaciones de medición pluviométrica en tiempo real sobre esta parte de la cuenca.

Siendo la cuenca hidrográfica de tipo rectangular oblonga, su longitud máxima del cauce principal (20 Km) y la diferencia de altura entre las cotas máxima (1 000 msnm) y mínima (250 msnm), se tiene un tiempo de concentración de dos horas quince minutos,

tiempo que puede facilitar la toma de decisiones frente a un evento de riesgo de inundación siempre y cuando se tenga la información en tiempo real.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad de la Amazonia por la financiación de la presente investigación.

BIBLIOGRAFÍA

ARTUNDUAGA BF., 1999. *Historia General del Caquetá*. Cuarta Edición. Florencia: 184-185.

DIARIO EL ESPECTADOR. 1962. *Inundación en Florencia*. 19 de Agosto de 1962.

DIARIO DEL CAQUETÁ. 1991. Año 10. No.187. Agosto de 1991. p 15. Florencia (Caquetá) Colombia.

DIARIO DEL CAQUETÁ. 1993. Año 12. No.212. Mayo de 1993. pp 7 / 14 / 21; Florencia (Caquetá) Colombia.

DIARIO DEL CAQUETÁ. (1994). Año 13. No.223. Abril de 1994. pp 14-15; Florencia (Caquetá) Colombia.

DIARIO DEL CAQUETÁ. (1995). Año 14. No.243. Segunda Quincena. Octubre de 1995. pp 10-11. Florencia (Caquetá) Colombia.

DIARIO EL ESPECTADOR. (1962). *Inundación en Florencia*. 19 de Agosto de 1962.

INSTITUTO DE ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM). www.ideam.gov.co

INSTITUTO GEOGRÁFICO AGUSTÍN CODAZZI (IGAC). 1990. Planchas a escalas 1:25.000. Florencia (Caquetá) Colombia.

PERIÓDICO. CAQUETÁ HISTÓRICO. (1996). Año 1. No.2. p15.

PERIÓDICO. CAQUETÁ HISTÓRICO. (1997). Año 2. No.5. p 23.

PERIÓDICO. CAQUETÁ HISTÓRICO (1998). Año 3. No.8. pp.16-20/22-23.

INDICADORES PARA EL MONITOREO DE AMBIENTES DEGRADADOS POR LA PRESENCIA DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Indicators for monitoring degraded environments by the presence of invasive alien species

Lázaro F. Rodríguez Farrat, Leda Menéndez Carrera y José Manuel Guzmán Menéndez

lrodriguezfarrat@gmail.com

Centro Nacional de Biodiversidad. Instituto de Ecología y Sistemática. CITMA

RESUMEN

Las especies exóticas invasoras se han convertido en un problema global, generando problemas de carácter regional y local. Estas especies son la segunda amenaza a la diversidad biológica a nivel mundial. En este trabajo se propone un sistema de indicadores para el monitoreo de especies exóticas invasoras en ambientes degradados, brindando información acerca del estado de las especies, su impacto sobre los ecosistemas, la vulnerabilidad de los mismos y la eficacia con que son manejados.

Palabras clave: Indicadores, Monitoreo, Especies Exóticas Invasoras

SUMMARY

Invasive alien species have become a global problem, generating regional and local problems. These species are the second threat to biodiversity around the world. This paper proposes a system of indicators for the monitoring of invasive alien species in degraded environments, providing information on the status of species, their impact on ecosystems, the same vulnerability and the effectiveness with its management.

Keywords: Indicators, Monitoring, Invasive Alien Species

INTRODUCCIÓN.

Las Especies Exóticas e Invasoras (EEI) son plantas, animales o micro-organismos fuera de su área natural de distribución geográfica y constituyen una amenaza sin precedentes a la diversidad biológica, tanto a nivel genético como a nivel de especies, poblaciones, comunidades y ecosistemas, a la seguridad alimentaria del planeta, la salud humana y el desarrollo socioeconómico de la humanidad.

Se conoce que las EEI han llegado a casi todos los rincones del planeta y que constituyen la segunda amenaza a nivel global a la biodiversidad y que en casos como Cuba, el carácter insular las convierte en la primera amenaza. El estimado de los daños causados por las EEI está por el orden de los 1.4 trillones de dólares americanos al año, cerca del 5 % del Producto Interno Bruto Global (Mc Neely *et al.*, 1 2001).

A nivel internacional se maneja el tema de las EEI hace aproximadamente 50 años, y en la actualidad se han venido desarrollando un grupo de acciones con vistas a la creación y establecimiento de indicadores para el Monitoreo de EEI (CBD, 1992), siempre con el común denominador de que los indicadores o índices generados no satisfacen el nivel de

detalle necesario para estudios a mayor escala que la regional, o sea a niveles de país, provincias, distritos físico-geográficos, entre otros.

Es lógico pensar que la mejor forma de erradicar una EEI es la prevención de su aparición. En ese marco, UICN propone la creación y desarrollo de sistemas de alerta temprana para su eficaz tratamiento, bases de datos con información acerca de características biológicas de especies invasoras y métodos para su erradicación según su ecología y hábitos, así como la creación de mecanismos para informar que elementos de la diversidad biológica pueden ser afectados a la hora de hacer cualquier introducción o manejo de alguna especie exótica ya establecida (Pyšek y Richardson, 2010).

Otro elemento importante en que se ha venido trabajando internacionalmente es la identificación de un grupo de indicadores tanto a nivel global como nacional que permitan la comparación de los datos entre diferentes regiones del planeta. En la mayoría de los casos estos datos pueden ser compilados a escalas de país y global, lo que trae como resultado que puedan ser desagregados para examinar el estado y la tendencia a escala regional y nacional. El objetivo del presente trabajo es proponer un sistema de indicadores que parta de consideraciones conceptuales compatibles con el Sistema Nacional de Monitoreo Ambiental y con el IV Informe Nacional al Convenio sobre la Diversidad Biológica, lo que implica que sea indispensable como primer paso la identificación del problema, como segundo la selección de los indicadores y por último las variables a considerar. Todo esto a partir de la revisión de un grupo de resultados obtenidos en otros proyectos sobre diversidad biológica, así como informes del país a la Convención Sobre Biodiversidad

METODOLOGÍA

Para realizar el presente trabajo se llevó a cabo una amplia revisión bibliográfica de la información existente con un alto nivel de actualización sobre el tema, además de someter las opiniones de los autores a criterios de expertos en el campo de la biología, geografía y otras ciencias afines en un conjunto de talleres realizados en Cuba, convocados y organizados por el proyecto con financiamiento GEF “Mejorando la prevención, control y manejo de especies exóticas invasoras en ecosistemas vulnerables en Cuba”.

Se parte de conceptos básicos como *monitoreo*, que se define como el proceso que implica la evaluación o mediciones periódicas, almacenamiento de resultados y comparación, con vistas a determinar la efectividad de acciones o el avance de proyectos. La frecuencia y la forma del monitoreo varía en dependencia de lo que se monitorea y del objetivo para el que se realiza el mismo. Este término designa las mediciones repetidas destinadas a seguir la evolución de un parámetro en un intervalo de tiempo y del término indicadores, que se asume como estadísticas, series estadísticas o cualquier forma de indicación que nos facilita estudiar donde estamos, y hacia donde nos dirigimos con respecto a determinados objetivos y metas, así como evaluar programas específicos para la prevención, manejo y control de estas especies (Evaluación de ecosistemas del milenio).

El otro concepto fundamental en el desarrollo del trabajo lo constituye el de *indicador*, definido como estadísticas, serie estadística o cualquier forma de indicación que nos facilita estudiar dónde estamos y hacia dónde nos dirigimos con respecto a

determinados objetivos y metas, así como evaluar programas específicos y determinar su impacto (Gutiérrez, 2006). Se utiliza, con vistas a estandarizar la información y facilitar su utilización, la ficha técnica para los indicadores (Pérez y Hansen, 2005).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la actualidad los indicadores que se incluyen son:

- **Estado de la Invasión de Especies Exóticas:** expresada como el número de especies exóticas invasoras documentadas en el país.
- **Lista Roja Índice (RLI) para los Impactos de Especies Exóticas Invasoras:** muestra la visión del impacto de las EEI sobre el riesgo de extinción de especies globalmente. Esta es una medida de cuán rápido las EEI están conduciendo la biodiversidad mundial a la extinción (y cuan efectivamente se está mitigando esto).
- **Tendencia en la política nacional sobre especies exóticas invasoras:** muestra que el número de las políticas nacionales relativas al tema de las especies exóticas invasoras se ha incrementado a través del tiempo como un reconocimiento de los países al problema de las EEI y su compromiso a responder a esta amenaza.
- **Tendencias en la política internacional sobre especies exóticas invasoras:** muestra que el número de acuerdos internacionales relativos al control de las EEI se ha incrementado a través del tiempo, así como el número de países partes a estos acuerdos.
- **Indicador Global de Invasión Biológica:** es un indicador compuesto que incorpora el estado de la invasión, indicadores de las políticas nacional e internacional. Provee simultáneamente información sobre el tamaño del problema de las EEI y la política para responder a ello.

En este trabajo se proponen tres grupos de indicadores, el primero va a apuntar a la identificación del estado de la especie o especies a monitorear. El segundo grupo que apunta a la identificación de la vulnerabilidad de los territorios en los que pueden aparecer las EEI y el tercer grupo, que identifica la eficacia de las medidas tomadas para el control de las especies exóticas invasoras a partir de la detección de la existencia de planes o programas de manejo, su nivel de ejecución y la tendencia en el comportamiento de las especies (Tabla 1).

Tabla 1. Grupo de indicadores propuestos.

INDICADOR	TIPO	Nivel Biológico
Presencia de especies invasoras	Estado	Especie
Porcentaje de infestación	Estado	Ecosistema
Magnitud de la infestación	Estado	Ecosistema
Impacto ecológico	Estado	Ecosistema
Impacto socioeconómico	Estado	Ecosistema
Presión poblacional	Vulnerabilidad	Ecosistema
Actividad productiva	Vulnerabilidad	Ecosistema
Uso de componentes de la diversidad biológica por la comunidad	Vulnerabilidad	Ecosistema
Fragmentación	Vulnerabilidad	Ecosistema
Ocurrencia de eventos extremos	Vulnerabilidad	Ecosistema
Existencia e implementación de programas de EEI	Eficacia	Ecosistema

Ejecución del programa	Eficacia	Ecosistema
Reducción o no de la infestación	Eficacia	Ecosistema
Reducción del impacto ecológico	Eficacia	Ecosistema
Reducción del impacto socioeconómico	Eficacia	Ecosistema

Aspectos fundamentales a considerar en el monitoreo de las EEI con vistas a establecer los indicadores para detectar y evaluar cambios:

Ocurrencia: Determinación de la presencia o ausencia de todas las especies exóticas en una región, parcela o área natural y registrar la llegada de nuevas en el tiempo.

Abundancia: Registro de los cambios de número o de área cubierta dentro de áreas o parcelas específicas.

Expansión: Medición de la velocidad de expansión de un grupo o población.

Biología: Registro de los procesos biológicos básicos para las especies vegetales y animales objeto de estudio.

Impacto: Reemplazo de especies nativas en las parcelas; cambio en el uso de la parcela por los animales a medida que la exótica se hace dominante. (Oviedo *et al* 2012)

Comportamiento de EEI a partir de impactos naturales (huracanes, prolongadas sequías, grandes inundaciones, aumento de la salinidad etc.) y/o antrópicos (incendio, construcción de trochas, construcciones civiles etc.) severos en alguna de las regiones seleccionadas.

Presiones poblacionales: usos que hacen de la diversidad biológica la comunidad.

Respuesta de la EEI a cada tipo de método de control o manejo empleado (se erradica, disminuye, se mantiene o aumenta el nivel de invasión), en el hábitat en evaluación.

Respuesta del comportamiento de elementos de la diversidad biológica ante cada tipo de método empleado en la erradicación o manejo EEI en el hábitat o ecosistema en monitoreo (se mantiene, disminuye o aumenta la riqueza específica, la presencia de endémicos, de especies raras y/o amenazadas, especies primitivas entre otras de interés).

Aparición de otras especies nativas (expansivas o no), o exóticas (invasoras o no), hasta entonces no registrados para esa área.

La propuesta de acciones de monitoreo en los diferentes sitios debe estar encaminada a determinar la presencia de EEI en las áreas a muestrear al inicio y final de cada monitoreo, su distribución geográfica, frecuencia, densidad y cobertura, desarrollo y ciclo biológico, así como el comportamiento de su estructura en cuanto a plántulas, juveniles, adultos e individuos muertos, ecosistemas que están invadiendo y especies acompañantes.

Además de los objetivos trazados en cuanto a las EEI, también es importante la detección de cambios en cuanto a composición y estructura de especies a nivel de complejos territoriales naturales, detectar cambios a nivel de componentes naturales como son calidad de aguas, condiciones del suelo, perturbaciones, fragmentación, alteración de especies y/o procesos en el ecosistema a partir de la presencia de estas EEI en los mismos.

Un aspecto importante lo constituye la determinación de la vulnerabilidad y respuesta de las EEI ante eventos naturales como huracanes, incendios forestales, inundaciones y periodos de larga sequía y la eficacia de las acciones de manejo que puede ser

comprobada a partir de la respuesta de las EEI a cada método de manejo empleado, respuesta de la diversidad biológica ante cada método de control y erradicación y la aparición de otras especies nativas o exóticas, no registradas anteriormente en el área.

Como elemento distintivo de estos indicadores esta la flexibilidad con que se permite la toma de datos para su elaboración y la posibilidad de obtener algunos a partir de la combinación de varios datos o derivación a partir de mapas, esto hace posible que inconvenientes tales como cobertura, disponibilidad y periodicidad, sean apoyados a la hora de su captura, por el uso de los Sistemas de Información Geográficos (SIG) garantizando también en gran medida la sostenibilidad en el monitoreo especies y ecosistemas.

CONSIDERACIONES GENERALES

Los indicadores constituyen una herramienta que facilita la evaluación de la tendencia en la evolución de ecosistemas degradados por la presencia de EEI, permitiendo de manera sintética brindar esta información y hacer su gestión más viable.

En la preparación de los indicadores se hace necesario un enfoque ecosistémico que permita evaluar no solo el comportamiento de las EEI de manera aislada, sino también detectar los principales cambios que van teniendo lugar en las especies y ecosistemas asociados a estas EEI.

A la hora de elaborar un sistema de indicadores se impone que sus resultados permitan evaluar el comportamiento de las principales tendencias de las especies y ecosistemas a escalas tanto regionales, nacionales como locales para lograr la comparabilidad espacial de los mismos, elemento este en el que se trabaja actualmente al desarrollar los indicadores globales para la evaluación de especies y ecosistemas.

BIBLIOGRAFIA

CBD 1992. Convention on Biological Diversity. The Secretariat of the Convention on Biological Diversity. *Evaluación de Ecosistemas del Milenio* <http://www.greenfacts.org/es/glosario/def/em.htm>

GUTIÉRREZ, F., 2006. *Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos*. Instituto de Investigaciones Alexander von Humboldt, Bogotá D. C.

MCNEELY, JA; HA MOONEY; LE NEVILLE; P SCHEI y JK WAAGE., 2001. *Estrategia mundial sobre especies exóticas invasoras*, UICN Gland (Suiza) y Cambridge (Reino Unido), 50 pp.

OVIEDO PRIETO, R; P HERRERA OLIVER; MG CALUFF; L REGALADO; I VENTOSA RODRÍGUEZ; JM. PLASENCIA FRAGA; I BARÓ OVIEDO; PA GONZÁLEZ GUTIÉRREZ; J PÉREZ CAMACHO, L HECHAVARRÍA SCHWESINGER; L GONZÁLEZ-OLIVA; L CATASÚS GUERRA; J PADRÓN SOROA; SI SUÁREZ TERÁN; R ECHEVARRÍA CRUZ; IM FUENTES MARRERO; RR ANGULO; P ORIOL RODRÍGUEZ; W BONET MAYEDO; M VILLATE GÓMEZ; N. SÁNCHEZ ABAD; G BEGUÉ QUIALA; R VILLAVERDE LÓPEZ; T CHATELOIN TORRES; J MATOS MEDEROS; R GÓMEZ FERNÁNDEZ; C ACEVEDO; J LÓRIGA PIÑEIRO; M ROMERO

JIMÉNEZ; I MESA MUÑOZ; A VALE GONZÁLEZ; AT LEIVA; JA HERNÁNDEZ VALDÉS; NE GÓMEZ CAMPO; BL TOSCANO SILVA; MT GONZÁLEZ ECHEVARRÍA; A MENÉNDEZ GARCÍA; MI CHÁVEZ ZORRILLA y M TORRES CRUZ. 2012. Lista Nacional de especies de plantas invasoras y potencialmente invasoras en la República de Cuba. 2012. Bissea, 6: 22-96.

PÉREZ, AM Y HANSEN PP., 2005. Propuesta de indicadores regionales de biodiversidad para la Región de Centroamérica. PROMOBIO. <http://www.promebio.irbioccad.org/>

PYŠEK, P y RICHARDSON, DM., 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35: 25-55.

ANEXO

Ficha técnica de los indicadores tomado de Pérez y Hansen (2005).

1. Nivel biológico:
 2. Nombre del indicador:
 3. Definición del indicador:
 4. Justificación e importancia del indicador:
 5. Unidad de medida del indicador:
 6. Fórmula del indicador:
 7. Descripción metodológica:
 - 7.1. Proceso de cálculo general del indicador:
 - 7.2. Definición de cada variable de la fórmula:
 8. Limitaciones del indicador:
 9. Cobertura:
 10. Fuente de datos:
 11. Disponibilidad de los datos:
 12. Forma de presentación de los datos:
 13. Periodicidad del indicador:
 14. Entidades responsables del indicador:
 15. Documentación relacionada con el indicador:
 16. Bases de datos simplificadas y salida del indicador:
 17. Observaciones:
 18. Tipo de información:
 19. Elaborado por:
-

EFFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN EN LOS BOSQUES EN LA RESERVA DE LA BIÓSFERA SIERRA DEL ROSARIO (CUBA).

Effect of fragmentation in the forest at the reserva de la biósfera sierra del rosario, (cuba).

José Manuel Guzmán Menéndez

Instituto de Ecología y Sistemática, Carretera de Varona km. 3¹/₂, Capdevila, Boyeros, La Habana 19, CP 11900, Cuba. pepe@ecologia.cu

RESUMEN

Este trabajo evalúa el grado de fragmentación de la cobertura boscosa en la Reserva de la Biosfera "Sierra del Rosario" y sus implicancias sobre la diversidad biológica. Además se presenta un análisis de la conexión de esta reserva con otras áreas boscosas de la región y el redimensionamiento de la gestión y conservación de la diversidad biológica dentro y fuera de estas áreas. El problema de la fragmentación de la cobertura boscosa es una de las temáticas presentes en trabajos de biología de la conservación para áreas protegidas en las que se utilizan nuevas herramientas y tecnología SIG para su estudio. En este trabajo se presentan las estrategias de las plantas para el establecimiento y mantenimiento de la biodiversidad en espacios agropecuarios, en los que se desconocía la importancia de los fragmentos de vegetación en el manejo silvicultural. Estos resultados abren una nueva línea de trabajo en áreas donde el uso de los fragmentos, los corredores de cercas vivas, y los árboles aislados en los porteros han demostrado su importancia en la regeneración de bosques, y el mantenimiento de la diversidad vegetal.

Palabras Claves: Fragmentación, bosques tropicales, biodiversidad, pérdida de hábitat, Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario

SUMMARY

This paper evaluates the degree of fragmentation of the forest cover in the Reservation of the Biosphere "Sierra del Rosario" and its implications on biodiversity. An analysis of the connection of this reserve with other forested areas in the region and the downsizing of the management and conservation of biological diversity is also presented within and outside of these areas. The fragmentation of the forest cover is one of the themes present in studies of conservation biology for protected areas which used new tools and GIS technology for study. This paper is presents the strategies of plants for the establishment and maintenance of biodiversity in agricultural areas, where the importance of the fragments of vegetation in the silvicultural management was unknown. These results open a new line of work in areas where the use of fragments, corridors of hedgerows and trees isolated in goalkeepers have demonstrated its importance in forest regeneration and maintenance of the vegetable diversity.

Key Word: Fragmentation, tropical forest, biodiversity, lost habitat. Sierra del Rosario Biosphere Reservation

INTRODUCCIÓN

La vegetación como parte importante del paisaje refleja la historia ambiental y los cambios experimentados en un territorio. La cobertura vegetal de un territorio, región o país constituye un indicador importante de las condiciones ambientales, y a la vez un parámetro de referencia y comparación en el tiempo y entre territorios.

La Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario (RBSR), ha funcionado durante 25 años como el polígono de estudios de la región occidental de Cuba, de ahí que cuente con numerosas investigaciones. Con este trabajo se estará evaluando el grado de asimilación de la cobertura vegetal de la RBSR, y las implicaciones que traería sus efectos sobre la diversidad biológica. Además de hacer un análisis en el diseño de su conexión con otras áreas boscosas de la región y el redimensionamiento de la gestión y conservación de la diversidad biológica dentro y fuera de espacios protegidos.

Actualmente el problema de la fragmentación es una de las temáticas recurrentes en trabajos de biología de la conservación para áreas protegidas, utilizando nuevas herramientas y tecnología SIG para su desarrollo. Para nuestro país es de vital importancia en el manejo de los fragmentos de vegetación del bosque, dentro y fuera de estas áreas, así como proponer una mejor gestión de las mismas para el mantenimiento de la biodiversidad y poder cumplir con las Metas del Milenio.

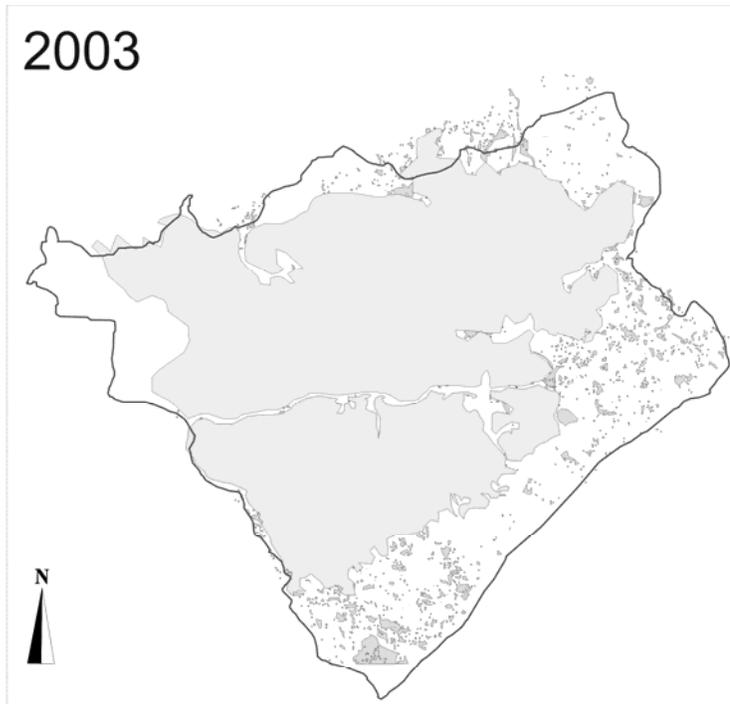
MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron materiales aeroespaciales provenientes de diferentes plataformas y sensores, como imágenes satelitales de LANDSAT y QUICKBIRD, de los años 1999, 2001 y 2002. A la imagen de Landsat TM se le realizó un procesamiento con ENVI 3.5 para mejorarla visual y radiométricamente, y se realizó una clasificación supervisada obteniendo los mejores resultados con la combinación de bandas 4-5-2. Como material de apoyo fueron utilizadas fotos del vuelo K10 e imágenes de Quickbird que permitieron por su mayor resolución espacial poder cartografiar el ecosistema de manglar a un mayor nivel de detalle. También fueron consultadas las cartas topográficas 1: 50000 del ICGC soportadas digitalmente en formato JPG y georeferenciadas. Como parte del proceso de comprobación se realizaron recorridos de campo que permitieron verificar la veracidad de los resultados obtenidos gracias a la información obtenida de manera remota.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

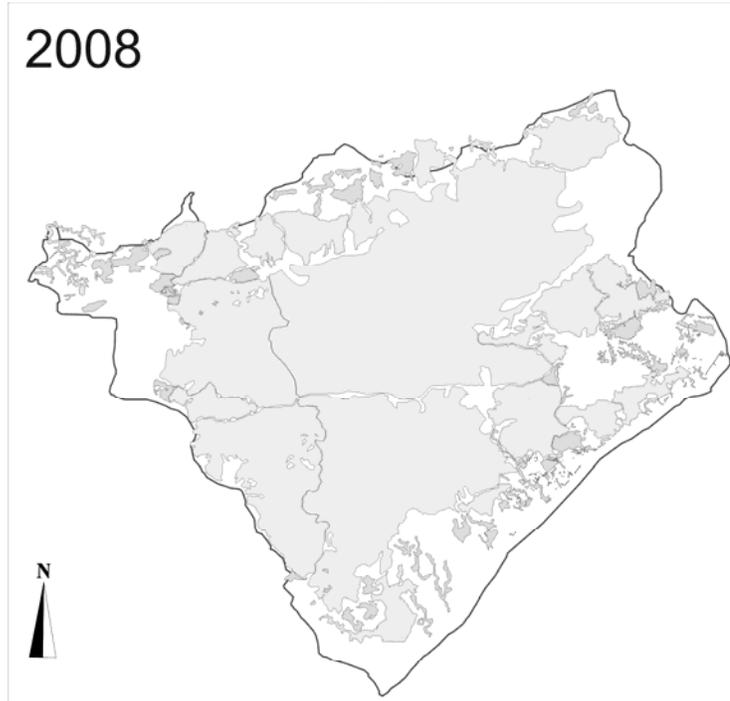
La Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario ha sufrido reducción de su cobertura boscosa original, que data de dos siglos atrás lo que está documentado en el mapa de evolución del paisaje de este territorio (Herrera *et al.*, 1988), las principales causas de pérdida de cobertura boscosa están dadas por el desarrollo de la caña de azúcar, el cultivo de café y la actividad pecuaria, que provocaron una reducción por etapas; enmarcada la primera hasta 1800 con una reducción de un 34.5 %, entre los años 1800 y 1900 se redujo un 30.8 % más de la cobertura boscosa y el transcurso del siglo pasado la reducción fue más drástica, a tal punto que solo quedó el 17.3 % de la cobertura original. Esta transformación ha conllevado a la fragmentación de los hábitats y la

aparición en algunos sitios de un paisaje caracterizado por la presencia de un mosaico de vegetación, con parches de bosques con diferentes grados de afectación, y árboles remanente en una matriz de pastizales, vegetación secundaria y algunos cultivos (Figura 1).



0 5 10
kilómetros

recientes se ha detectado, después de 10 años de monitoreo de los fragmentos de



0 5 10
kilómetros

Uno de los elementos que componen estos fragmentos de vegetación son los árboles aislados. Guzmán (1997 y 2004) reportó que los árboles aislados tiene una gran importancia para el mantenimiento de la diversidad vegetal, en potreros y pastizales en un sector sur de la RBSR. Donde encontró que bajo la copa de los árboles aislados del género *Ficus* logran implantarse y mantenerse plántulas y arbolitos de especies típicas del bosque.

En investigaciones más recientes se ha detectado, después de 10 años de monitoreo de los fragmentos de vegetación en los pastizales del sur de la RBSR, diferentes respuestas de recuperación de la vegetación, con un aumento de cobertura boscosa, fundamentalmente parches regenerados a partir de árboles nucleadores, donde las especies arbóreas que se establecen, forman parte de estrato arbóreo de estos parches. Otro caso ha sido la introducción de especies invasoras con una pérdida casi total de la diversidad de

estas áreas, al establecerse solo una o dos especies dominantes.

Figura 1. Evolución de paisaje fragmentado en la Reserva de la Biosfera “Sierra de la Rosario”, 2003 y 2008.

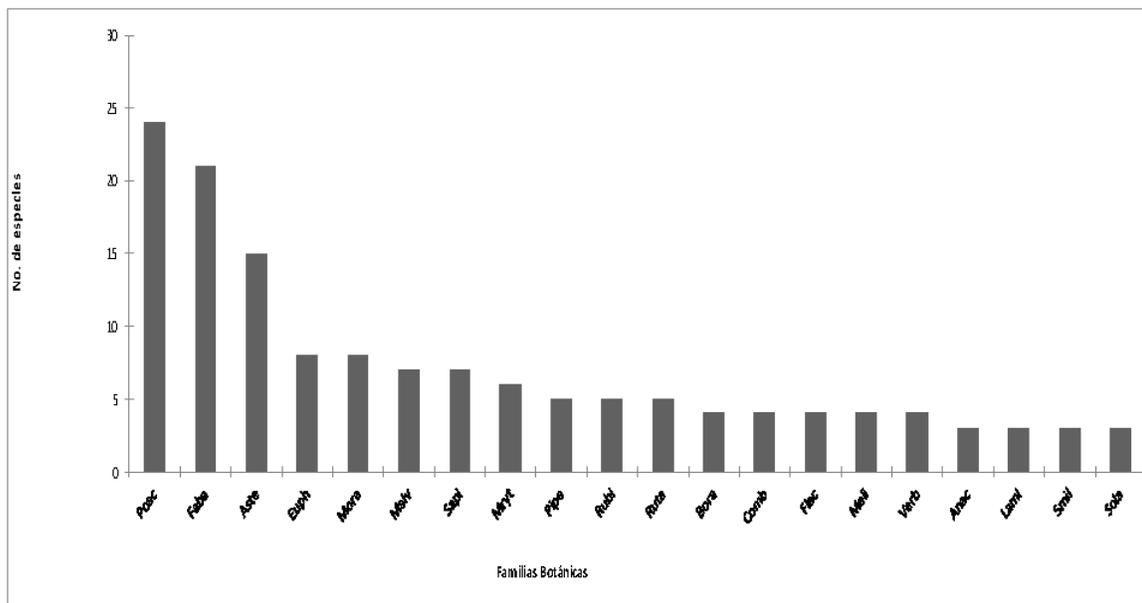
En este sentido existe una auto-organización de la recuperación de la capa boscosa, con diferentes tipos de sucesión, en algunos casos acercándose a un bosque original, o al menos funcionalmente muy parecido al que estaba anteriormente establecido. En otros casos a formaciones vegetales secundarias.

Es importante destacar el papel que asumen estos fragmentos de vegetación en el mantenimiento y regeneración de biodiversidad vegetal en ecosistemas agropecuarios, como una alternativa de desarrollo económico sostenible. Esta temática está actualmente muy seguida por su importancia, la desaparición de bosques tropicales, pérdida de biodiversidad, afectaciones debido al cambio climático son tópicos que requieren ser abordados y pensados desde la complejidad, por las herramientas que esta aporta en su comprensión.

El polígono de estudio ha sufrido diferentes transformaciones en la asimilación socioeconómica histórica del territorio, fundamentalmente el desarrollo ganadero, y en la actualidad constituye un mosaico de vegetación en el cual se pudieron reconocer fragmentos o parches de bosque, pequeños campos de cultivo, matorrales secundarios, vegetación riparia, cercas vivas y árboles aislados en un área más extensa correspondiente a pastizales, paisajes semejantes fueron descritos en Los Tuxtlas, Veracruz, México por Guevara *et al.* (1995), donde la selva tropical fue por parte talada o quemada para ser convertida en áreas de pastos para la actividad ganadera.

El listado florístico presenta un total de 181 especies pertenecientes a 127 géneros y 51 familias.

Como se observa en la Figura 2, las familias botánicas mejor representadas en el inventario florístico, por su abundancia de especie, son 20, entre ellas se destacan por su mayor abundancia de especies: Poaceae (24 especies), Fabaceae (21), Asteraceae (15); estas tres familias representan el 33 % de todas las especies colectadas y que caracterizan las comunidades presentes en el pastizal. Otra familias bien representadas aunque con número de especies más bajo son: Euphorbiaceae y Moraceae (8), Malvaceae y Sapindaceae (7), Myrtaceae (6), Piperaceae, Rubiaceae y Rutaceae (5), y Boraginaceae, Convolvulaceae, Flacourtiaceae, Meliaceae y Verbenaceae (4); entre éstas se encuentran las especies que



caracterizan las comunidades vegetales de bosque.

Figura 2. Familias botánicas mejor representadas en el área de estudio.

Se observó que el 60.7 % familias (31) están representadas solamente por 1 o 2 especies lo que constituye el 20 % del total de especies colectadas. El endemismo vegetal que se encontró en el área de estudio es sólo de un 3.52 %, lo que es lógico teniendo en cuenta el estado de transformación del polígono estudiado y el alto porcentaje de especies secundarias, ruderales, de amplia distribución y en algunos casos introducidas. Este trabajo tuvo también como aporte el reconocer 49 nuevos registros de especies vegetales para la lista florística de la Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario.

Los pastizales ocupan la mayor parte del polígono de estudio, la vegetación es baja y predomina el estrato herbáceo con una altura promedio de 1 metro, y hay abundancia de las especies: *Axonopus compressus*, *Cynodon dactylon*, *Panicum maximum*, *Sporobolus indicus*, *Paspalum notatum*, *Paspalum conjugatum*, *Paspalum virgatum* especies del género *Desmodium* como: *Desmodium canum* y *Desmodium triflorum*, entre otros, que sirven de alimento al ganado vacuno establecido en esta área. Por parte es posible encontrar individuos de especies arbustivas que pueden alcanzar hasta 2 m de altura, destacándose como más abundantes: *Leucaena leucocephala*, *Samanea saman* y *Chrysophyllum oliviforme* a veces en pequeños grupos o en gran cantidad dentro de potreros en descanso donde casi no crece otro tipo de planta, lo que llamamos matorrales secundarios. Hacia las cercas de los cuarterones son especialmente numerosas *Solanum torvum*, *Commelina elegans*, *Hyptis verticillata*, *Digitaria adscendens*, *Setaria geniculata*, *Mimosa pudica*, *Sida* sp; lianas como *Momordica charantia* y *Tournefortia hirsutissima*.

Entre los cuarterones del pastizal se encuentran insertados pequeños campos de cultivos, los que se utilizan fundamentalmente para enriquecer la alimentación del ganado vacuno, las especies cultivadas son: *Pennisetum purpureum* (hierba elefante), cultivada como forrajera y *Saccharum officinarum* (caña de azúcar).

En los cuarterones en barbecho, se desarrollan rápidamente matorrales secundarios que no sobrepasan los 2 m dominados por *Leucaena leucocephala* y *Acacia farnesiana* y la presencia y/o abundancia de *Chrysophyllum oliviforme*, *Trichilia hirta*, *Cupania americana*, *Hyptis verticillata*, *Sida rhombifolia*, *Sida acuta*, *Urena lobata*, *Pisonia aculeata*, *Myrica cerifera*, *Solanum torvum*, *Hyperbaena columbica*, entre otras, y algunas lianas como *Tournefortia hirsutissima*, *Cassia insularis*, *Ipomea triloba* y *Turbina corymbosa*. Muchas de estas especies son descritas por Capote *et al.*, (1988) en la sucesión del bosque siempreverde, cuando existe algún tipo de afectación y desaparece la vegetación original.

Se encontró un fragmento de bosque secundario semideciduo, en una colina, donde domina *Bursera simaruba* con una altura de 15 m o más; asociado con emergentes de *Roystonea regia*. Se observaron muchas de las especies arbóreas antes mencionadas pero de menor altura que las dominantes. En la ladera Oeste bordeando un pequeño arroyo se localizaron algunos elementos de bosque siempreverde: *Piper hispidum*, *Zanthoxylum elephantiasis*, *Pothomorphe ubelata* y *Trophis racemosa*, y abundancia de lianas como *Pisonia aculeata* y *Smilax mollis*. Al comparar con Capote *et al.*, (1988) encontramos que este fragmento de bosque, con exposición S, se clasifica como un fragmento de bosque siempreverde bajo, aunque es importante señalar que hay presencia de elementos deciduos.

Las especies características del estrato arbóreo de este bosque son: *B. simaruba*, *Zanthoxylum martinicense*, *Ficus aurea*, *Ficus crassinervia* y *Eugenia maleolens*. En el estrato herbáceo las más abundantes son: *Olyra latifolia* y *Lasiacis divaricata*.

En las orillas de las corrientes de aguas presentes en el polígono, se establece una vegetación riparia, por parte bosque de galería secundario, con árboles que alcanzan hasta 5 m de altura como promedio, entre estos se destacan las siguientes especies: *Mangifera indica* (que presenta gran abundancia), *Guazuma ulmifolia*, *Muntingia calabura*, *Trichilia hirta*, *Trichilia havanensis* y *Cupania americana*, *Calophyllum antillanum* (los que sobrepasan los 7 m de altura). Se observó gran cantidad de *R. regia* sobresaliendo entre todas las demás con más de 15 m de altura. Debajo del dosel de estos árboles se encontraron plántulas de las especies arbóreas anteriormente mencionadas y otras pertenecientes a las siguientes especies: *Allophylus cominia*, *Erythroxylum havanense*, *Psychotria horizontalis* y *Piper aduncum*; lianas como *Ipomoea carolina*, *Ipomoea triloba*, *Platygyne hexandra*, *Tournefortia bicolor* y *Tournefortia hirsutissima*. También se identificaron helechos de los géneros *Anemia* y *Adiantum*. Los cuartones donde se rota el ganado está delimitados con cercas vivas con árboles que alcanzan de 3 a 5 m de altura pertenecientes a las siguientes especies: *Bursera simaruba*, *Gliricidia sepium*, *Jatropha curcas* y *Trichilia hirta*, aunque las dos primeras son las más abundantes.

Los árboles aislados, remanentes del bosque original, transformados por efecto de la ganadería, alcanzan alturas hasta 12 m como promedio, entre los más abundantes se destacan los representantes de las siguientes especies: *Ficus membranacea*, *F. subcabrida*, *F. combsii*, *F. havanensis*, *F. aurea*, *Samanea saman*, *Ceiba pentandra* y *Calophyllum antillanum*, y se encontraron árboles aislados de otras especies pero en menor abundancia como *Muntingia calabura*, *Guazuma ulmifolia*, *Bursera simaruba*, *Cecropia peltata* y *Allophylus cominia*. Bajo estos árboles aislados crecen arbolitos de menor tamaño y algunas plántulas de *Trichilia hirta*, *Trichilia havanensis*, *Cupania americana*, *Citrus sinensis*, *Citrus lemonum*, *Annona reticulata*, *Muntingia calabura*, *Chrisophyllum oliviforme* y *Spondia mombin* fundamentalmente; así como algunas especies de herbáceas secundarias y lianas como *Tournefortia hirsutissima*, *Tournefortia bicolor* y *Gouania lupuloides*. Este pastizal, con árboles remanentes aislados de tramo en tramo recuerda la fisionomía de las sabanas naturales con árboles de leguminosas dispersos, y posiblemente desde el punto de vista funcional, en cuanto a la conectividad a través de la avifauna, también guarden semejanza.

Actualmente en algunos sitios del área de pastizal correspondiente al polígono de estudio se encuentra invadida por la especie exótica introducida *Dichrostachys cinerea* (Marabú), asociada al ganado y dispersada por el mismo, en sus deyecciones ya que los frutos son ingeridos, esta especie de crecimiento rápido y muy agresiva colonizando espacios abiertos tiene la característica de inhibir la entrada de otras especies y ya que tiene una fuerte competitividad. Este es un fenómeno extendido en todo el país y en algunos grupos insulares, donde se realiza o ha realizado actividad ganadera.

Se realizó un análisis de la evolución del uso del suelo en el polígono de estudio, y se constató un cambio de uso agrícola, fundamentalmente caña de azúcar a uno paisaje ganadero, en la década del 70 se llevó cabo un proceso de extensión de la ganadería, contrayéndose en el polígono 3 vaquerías. Para la década de los 80 la reducción del bosque provocó un aumento de la fragmentación y disminución de la conectividad del paisaje. En los años 90 y con la disminución de la presión ganadera, y la presencia de

árboles aislados se constató un aumento de los fragmentos, el tamaño y la conectividad (Figura 3).

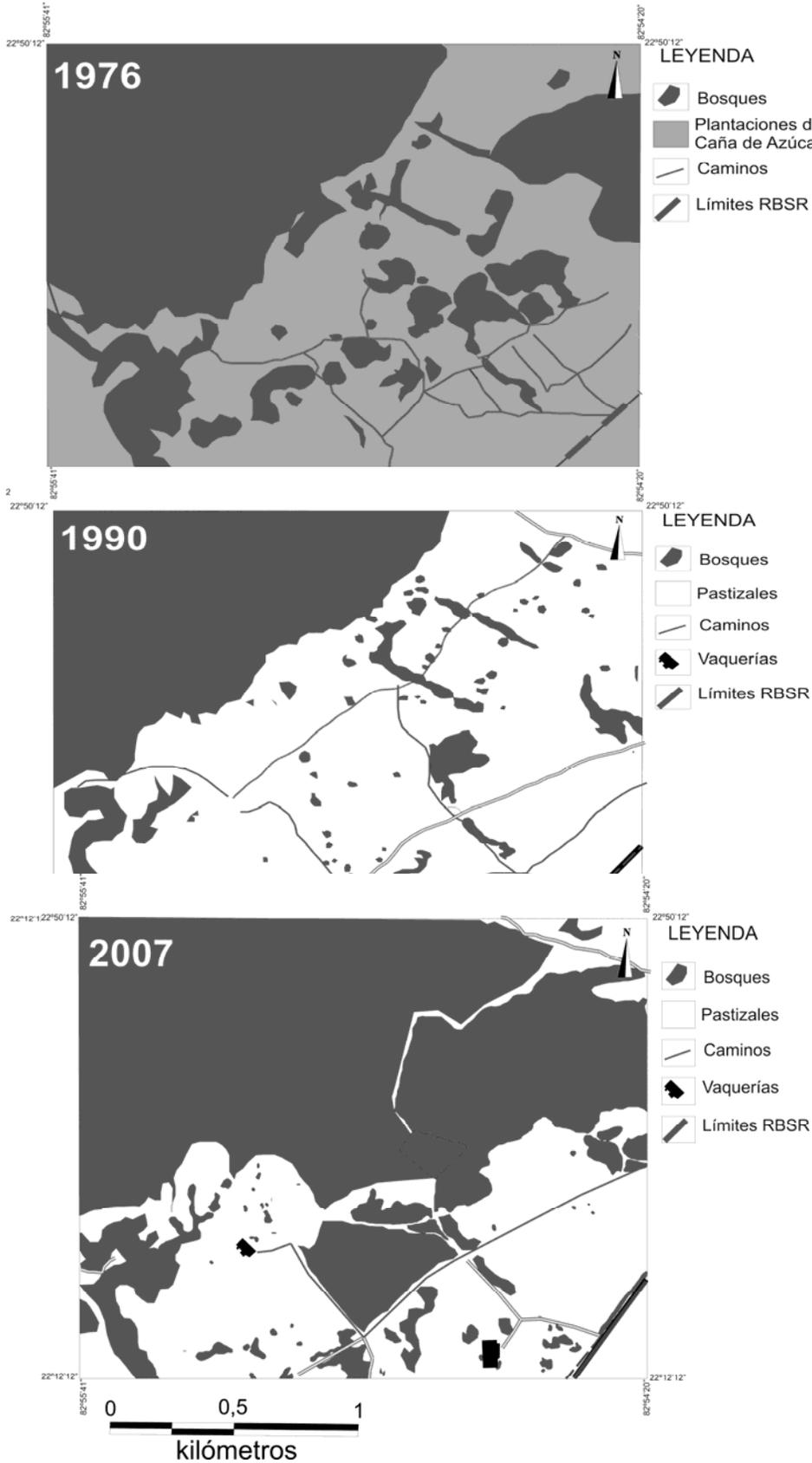




Figura 3. Evolución de paisaje fragmentado en el polígono de estudio al sur de la Reserva de la Biosfera “Sierra de la Rosario” 1976-1990-2007.

En la implementación del plan de manejo para la gestión y uso sostenible de la diversidad biológica en la Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario RBSR, los criterios de mantenimiento y recuperación de la diversidad vegetal a partir de árboles aislados debe constituir un importante elemento a tener en consideración, a partir del severo proceso de fragmentación de las áreas limítrofes, tanto al norte como al sur de la misma.

De manera general, los lineamientos establecidos en relación a las medidas de protección han estado encaminados a la atención de las áreas correspondientes a las zonas núcleos de la Reserva, donde los paisajes mantienen mayor naturalidad y conservación. Los criterios para el mantenimiento y recuperación de la diversidad vegetal a partir de árboles aislados y fragmentos de vegetación en la RBSR, deben constituir adicionalmente un importante elemento a tener en consideración, a partir del severo proceso de fragmentación de esta importante área de conservación, principalmente en las áreas limítrofes o Zona de amortiguamiento y Asimilación Socioeconómica.

Los fragmentos de vegetación representados por parches de bosques remanentes, cercas vivas y árboles aislados, representan elementos fundamentales para la conectividad del paisaje y el mantenimiento de la biota.

En particular, el comportamiento de árboles aislados de *Ficus* spp. permiten la conservación de 90 especies propias de bosques naturales de la RBSR. Sin embargo, los fragmentos de vegetación representados por parches de bosques remanentes, cercas vivas y árboles aislados, representan elementos fundamentales para la conectividad del paisaje, el mantenimiento de la biota y el movimiento de germoplasma en condiciones extremas.

Está claro que esta conectividad se refiere no solamente a los componentes vegetales del paisaje, sino muy especialmente a los elementos faunísticos que requieren de espacios

tanto en la búsqueda de alimento como para la protección y refugio en las etapas de reproducción; la pérdida de la vegetación significa la desaparición de hábitats y conlleva el peligro de extinción de especies o poblaciones de especies susceptibles a condiciones críticas o extremas por efecto de borde que se localizan en ambientes fronterizos.

La fuerte asimilación socioeconómica de las áreas periféricas de la Reserva son representativas del grado de transformación del Archipiélago Cubano. La Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario puede ser considerada como un gran parche de vegetación, o una isla rodeada de una gran matriz que está representada por campos de cultivos y pastizales; por lo que la importancia o valor de esta área se dimensiona como elemento conectivo de la diversidad biológica para el Occidente del territorio nacional (Guzmán, 2004).

La problemática de la fragmentación de la selva en el Trópico Húmedo Americano, ha reconocido los diferentes tipos de fragmentos y su papel en la recuperación, así como su importancia para el mantenimiento de la diversidad y la conectividad del paisaje, aunque éstos no se han encaminado a resolver los problemas prácticos relacionados con la gestión de estas áreas.

La literatura plantea que las propuestas para la conservación de la diversidad biológica dentro de paisajes fragmentados, deberá promover sistemas silvopastoriles, establecimiento de áreas protegidas, conservación de fragmentos de bosques y otros remanentes de vegetación con la integración de árboles aislados dentro de campos de cultivos y pastizales y la regeneración natural de las tierras degradadas (Guzmán, 2004).

Cuba cuenta con herramientas rectoras a nivel nacional como lo es la “Estrategia Nacional y Plan de Acción para el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica” (Vilamajó *et al.*, 2002) lo que posibilita la utilización o incorporación de los resultados emanados en este trabajo en la implementación del plan de acción de la ENPADB, como una herramienta de gestión para las áreas con categorías de Reservas de Biosferas y otras con alguna categoría de conservación.

Una manera de que los árboles aislados pueden ayudar a conservar la diversidad de biológica es ayudar a conservar la conectividad de los paisajes y facilitar el movimiento de propágulos y especímenes a través de áreas abiertas. Aún existe una información muy limitada de cómo los sistemas silvopastoriles influyen en la conservación de la biodiversidad, estos sistemas parecen ofrecer una promisoriosa opción para la conservación de paisajes fragmentados, productos de la acción humana, y al menos ofrecer una alternativa a los monocultivos de pastura que ellos usualmente reemplazan.

Una propuesta para la conservación de la diversidad biológica dentro de paisajes con dominancia de pastos, es una estrategia de conservación al nivel de paisaje. Esta estrategia, además de promover los sistemas silvopastoriles, deberá incluir también el establecimiento de áreas protegidas, la conservación de fragmentos de bosques y otra vegetación remanente, la integración de los árboles dentro de los campos de cultivo, y la regeneración natural de las tierras degradadas.

CONSIDERACIONES GENERALES

El área de estudio está caracterizada por un paisaje transformado, representado por zonas ganaderas con parches de vegetación en una matriz de pastizal; esta fragmentación de la vegetación identificada en la Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario es un fenómeno que se repite en áreas de manejo equivalente en el trópico húmedo de Veracruz, México.

La lista florística del polígono de estudio en la Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario posee: 181 especies vegetales, pertenecientes a 127 géneros y 51 familias, también se reportaron 45 nuevos registros para la RBSR y 3.52 % de endemismo. Las principales estrategias de regeneración o sucesión de las especies vegetales arbóreas bajo la copa de los árboles aislados estudiados fueron: pioneras tardías, invasoras, oportunistas, exuberantes y pioneras tempranas.

En la Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario se identificaron y mapearon fragmentos de vegetación de diferentes tamaños, localizándose y manteniéndose los de mayor extensión en las áreas correspondientes a las zonas núcleos de la Reserva

Las áreas más fragmentadas fueron las limítrofes o zonas de Amortiguamiento y de Asimilación Socioeconómica en especial en el Sector Sur de la reserva, donde se identificaron 960 fragmentos en 2003 y 809 fragmentos en el 2008, que incluyen árboles aislados, cercas vivas, vegetación riparia, matorrales secundarios, campos cultivados y remanentes de bosques con diferentes grados de afectación.

En la RBSR la vegetación se reconocen procesos de fragmentación y desfragmentación, fenómenos importantes para la gestión de la Diversidad Biológica, el manejo de los árboles aislados y los fragmentos de vegetación constituyen un elemento fundamental, en especial en las zonas limítrofes de la Reserva, porque ayudan a elevar y mantener la diversidad vegetal en áreas de asimilación socioeconómica

BIBLIOGRAFÍA

CAPOTE, RP., 1998. *Recuperación y Manejo de Biodiversidad en Ecosistemas Terrestres*. Informe Final de Proyecto. PNCT Cambios Globales y de Medio Ambiente. ACYT-CITMA.

GUEVARA, S; J LABORDE; D LEISENFELD y O BARRERA., 1995. Historia Natural de Los Potreros de Los Tuxtles. En: Dirzo, R., E. Gonzalez-Soriano y R. Vogt (Eds) *Historia Natural de Los Tuxtles*. Instituto de Biología, Centro de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

GUZMÁN, JM., 2004. *La Fragmentación en la Reserva de Biosfera Sierra del Rosario (RBSR)*. En: R.P. Capote. Informe Final de Proyecto. Agencia de Medio Ambiente. CITMA.

GUZMÁN, JM., 1997. *Papel de los árboles aislados en la recuperación de la vegetación boscosa en un pastizal en la Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario*. Trabajo de Diplomatura. Facultad de Biología, Universidad de La Habana. 43 pp.

HERRERA, RA, MENÉNDEZ, L.; ME RODRIGUEZ y EE GARCIA, 1988. Historia del uso de las tierras en Sierra del Rosario. En: R.A. Herrera, L. Menéndez, M.E. Rodríguez y E. E. García, eds. *Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario*. Proyecto MAB No. 1, 1974-1987., pp. 1-32.

VILAMAJÓ, D; M VALES; RP CAPOTE y D SALABARRIA, 2002. *Estrategia Nacional y Plan de Acción para el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica*. CITMA/PNUMA/IES.

ESTADO ACTUAL DE LAS POBLACIONES DE *Tournefortia gnaphalodes* (L.) R.Br. ex Roem. & Schul. (BORAGINACEAE) y *Suriana maritima* (L.) Bisse (SIMAROUBACEAE) EN PLAYAS DEL PARQUE NACIONAL GUANAHACABIBES, CUBA, COMO EVIDENCIA DE PERTURBACIONES POST HURACANES; SU RELACIÓN CON LA ANIDACIÓN DE TORTUGAS MARINAS.

*Actual state of *Tournefortia gnaphalodes* (L.) R.Br. ex Roem. & Schul. (BORAGINACEAE) and *Suriana maritima* (L.) Bisse (SIMAROUBACEAE) populations on beaches of Guanahacabibes National Park, Cuba, as evidence of post hurricane disturbances; its relation with the sea turtles nesting.*

Jorge Ferro Díaz¹, Dorka Cobián Rojas², José Alberto Camejo Lamas², Lázaro Márquez Llauger², Ernesto Mujica Benítez¹, Freddy Delgado Fernández¹ y María Antonia Castañeira Colomé³.

- ¹Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales, ECOVIDA. Km 2.5 carretera Luis Lazo, Pinar del Río, Cuba. jferro@ecovida.vega.inf.cu
²Parque Nacional Guanahacabibes, ECOVIDA. La Bajada, Sandino, Pinar del Río, ³Centro Nacional de Áreas Protegidas, CITMA. Calle 18A, entre 41 y 47 # 4114, Playa, La Habana, Cuba.

RESUMEN

Se evalúa la cobertura y abundancia de las poblaciones de *Tournefortia gnaphalodes* (L.) R.Br. ex Roem. & Schul. (BORAGINACEAE) y *Suriana maritima* (L.) Bisse (SIMAROUBACEAE) en ocho playas del Parque Nacional Guanahacabibes (Cuba). Se analiza la posible relación entre tales variables por especies, y su comportamiento por playas, a la vez que se emiten consideraciones acerca de su manifestación como evidencia de estado perturbado posterior a los impactos de huracanes en la península. Se discuten los posibles efectos de esas variables sobre la anidación de tortugas marinas, considerando los datos de emergencias y nidos de seis años anteriores a 2012. Para el desarrollo del estudio se realizaron dos parcelas de 100 m² por playas (N=16) que cubren 1600 m² de superficie. Se pudo constatar que *T. gnaphalodes* incrementa considerablemente su abundancia y cobertura respecto a *S. maritima*; también se encontró que donde una se hace dominante, la otra disminuye su presencia, confirmándose una relación inversamente proporcional de la cobertura de una respecto a la otra ($r = -0.522$; $P < 0.05$); se detecta además un incremento de oriente a occidente en la península, siguiendo la misma gradación del impacto del Huracán Iván (septiembre de 2004) en el territorio. Se prueba un efecto de la abundancia y cobertura sobre la cantidad de emergencias y nidos de tortugas en el período evaluado.

Palabras claves: *Tournefortia gnaphalodes*, *Suriana maritima*, anidación de tortugas marinas, Parque Nacional Guanahacabibes, perturbación post huracán.

SUMMARY

The evaluation results of population cover and abundance of *Tournefortia gnaphalodes* (L.) R.Br. ex Roem. & Schul. (BORAGINACEAE) and *Suriana maritima* (L.) Bisse (SIMAROUBACEAE) in eight beaches of Guanahacabibes National Park are presented by analyzing the possible relation between such variables by species and its manifestation by beach, while considerations are emitted about its statement as disturbance state evidence subsequent to hurricane impacts in the peninsula. We analyze the possible effects of those variables in evaluated beaches on the sea turtles nesting by considering the data of emergencies and nests of six years before 2012. Two plots by beach of 100 m² each one (N=16) were established, covering all plots 1600 m² of surface; it allowed verify that *T. gnaphalodes* increase considerably its abundance and cover respect to *S. maritima*; also we could find that where one specie is dominant, the other decrease its presence, it result confirms an inversely proportional relation of it cover of one specie respect to other ($r = -0.522$; $P < 0.05$); moreover an increment from east to west in the peninsula is detected, following the same gradation of Hurricane Ivan (September 2004) impacts in the territory. In the analysis of its effects on the sea turtles nesting we can confirm an effect on the emergencies and nests quantity.

Key words: *Tournefortia gnaphalodes*, *Suriana maritima*, sea turtles nesting, Guanahacabibes National Park, post hurricane disturbances

INTRODUCCIÓN

El Parque Nacional Guanahacabibes ocupa la zona núcleo de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes, una porción del área marina al sur del referido territorio (Figura 1). Se localiza en el extremo occidental de la isla grande del archipiélago cubano y en su conjunto integra el grupo de paisajes de la Llanura Cársica y Pantanosa de Guanahacabibes (Ferro *et al.*, 1995).

En el litoral sur y oeste de la península es donde se encuentran los depósitos arenosos que conforman las playas del territorio, mayormente en caletas entre acantilados, generalmente pequeñas, con pendientes y acumulaciones arenosas variadas. Debido a su morfología, composición, origen y evolución, las playas del ecosistema litoral de Guanahacabibes son consideradas playas de tormenta (Nuñez, 1968). Delgado *et al.* (2000) categorizaron a este grupo de paisaje como muy joven, de modificación antrópica media, inestable y ecológicamente sensible. La dinámica de este ecosistema está marcada por la influencia de frecuentes fenómenos atmosféricos severos que incentivan la actividad destructiva del oleaje, siendo los ciclones tropicales, con énfasis en los huracanes, causantes de las mayores perturbaciones. Conocido es que la evolución en los ecosistemas litorales tropicales se asocia con eventos naturales de magnitud variada y son los ciclones tropicales, particularmente los huracanes los de mayor impacto, pudiendo generar patrones de distribución y abundancia de los organismos muy distintos a los que antes existían (Woodley *et al.*, 1981).

La formación vegetal que ocupa las playas del ecosistema litoral de Guanahacabibes es el Complejo de Vegetación de Costa Arenosa (Ferro *et al.*, 1995); en su composición florística se encuentran, principalmente, especies rastreras y herbáceas (Capote y Berazaín, 1984), sin embargo son notables por su abundancia y cobertura *Tournefortia gnaphalodes* (L.) R. Br. ex Roem. & Schul. y *Suriana marítima* (L.) Bisse.

En septiembre 2004 y octubre 2005, los Huracanes Iván y Wilma, respectivamente; son los ciclones que mayor impacto han causado en Guanahacabibes en los últimos 50 años.

En el Parque Nacional Guanahacabibes, mediante la implementación desde 1998 del monitoreo de la anidación de tortugas marinas (Ferrer *et al.*, 2007) y con el propio seguimiento que hace el programa del Plan de Manejo del Parque, se ha detectado un incremento de la cobertura superficial de las especies *Tournefortia gnaphalodes* y *Suriana marítima*; Ferro *et al* (inédito) han observado una tendencia al incremento de la abundancia de individuos de dichas especies de una medición a otra durante los años 2011 y 2012, refiriendo la necesidad de enfatizar el seguimiento de la dinámica de las poblaciones y su posible influencia en la anidación de tortugas marinas.

Tanto *Tournefortia gnaphalodes* como *Suriana marítima*, que forman parte de la flora nativa de las playas del archipiélago cubano, debido a su porte y características de dominancia del sitio donde se establecen, pueden constituir barrera para los eventos de anidación de tortugas marinas, aunque ello aún no está sustentado ni documentado suficientemente, lo cual, unido a la tendencia advertida del incremento de su población en los últimos años, ha sido razón por la que nos propusimos evaluar las poblaciones de estas dos especies en las principales playas de anidación del Parque Nacional Guanahacabibes, analizando posibles evidencias de su estado perturbado por huracanes y relacionar tal estado con la anidación de tortugas marinas en la citada área protegida.

ÁREA DE ESTUDIO

Se estudiaron ocho playas del litoral Sur de la península de Guanahacabibes, las que se indican en el mapa de la Figura 1. Fueron consideradas las tres incluidas en el Programa de Monitoreo de Vegetación de Costa Arenosa del Proyecto GEF-PNUD: Aplicación de un enfoque regional al manejo de las áreas marino-costeras protegidas en la Región Archipiélagos del Sur de Cuba (Antonio, La Barca y Caleta Larga); además, otras cinco: Las Papayas, El Perjuicio, El Holandés, Caleta de los Piojos y Los Cayuelos.

Las playas mencionadas constituyen depósitos holocénicos con acumulaciones arenosas de diversa génesis, en las cuales se ha desarrollado el Complejo de Vegetación Costa Arenosa descrito por Capote y Berzaín (1984).

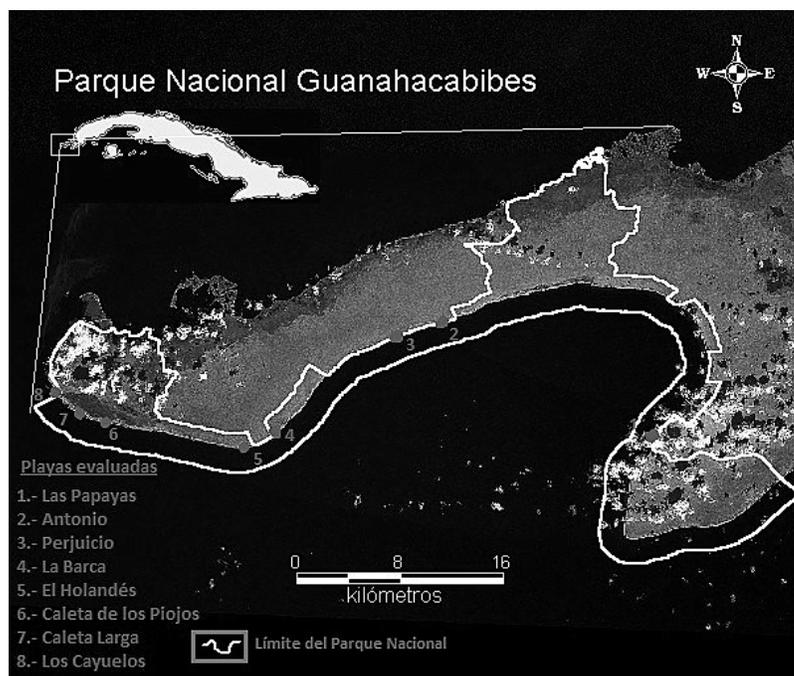


Figura 1.
Representación esquemática de la distribución de las ocho playas evaluadas en el Parque Nacional Guanahacabibes.

MÉTODOS

Se muestrearon ocho playas cuya distribución de Este a Oeste en la península es Las Papayas, Antonio, El Perjuicio, La Barca, El Holandés, Caleta de los Piojos, Caleta Larga y Los Cayuelos.

Unidad de muestreo: Parcela de 100 m² (10 m X 10 m)

Total de muestras: 16 parcelas (1600 m²).

Distribución espacial del muestreo: Dos parcelas distribuidas en cada playa donde más anidación se reporta (Figura 1); la distancia entre cada réplica no siguió un patrón espacial predeterminado, se consideró únicamente las dimensiones de la playa, la mayor anidación de tortugas y cobertura de la vegetación.

Diseño: Análisis comparativo de la abundancia y cobertura de las poblaciones de las dos especies (*T. gnaphalodes* y *S. maritima*), entre ellas y por playa; también la confirmación de relaciones entre los valores de esas variables, así mismo la comparación y posible relación entre esas variables ambientales y los datos de anidación (emergencias y número de nidos) por playa correspondientes a seis años (2004, 2005, 2006, 2008, 2010 y 2011) que reporta el programa de monitoreo en el Parque Nacional.

Distribución temporal del muestreo: Se asumieron los datos de las mediciones correspondientes al año 2011 y 2012 en las playas Antonio, La Barca y Caleta Larga para relacionarlas con los de la anidación obtenidos durante el 2011 y la referencia de cinco años anteriores a éste (2004, 2005, 2006, 2008, 2010); los datos de las mediciones realizadas en el mes de mayo de 2012 en esas playas fueron incorporados a los de las otras cinco (Las Papayas, Perjuicio, Holandés, Caleta de los Piojos y Los Cayuelos) tomados en la primera quincena del mes de agosto del presente 2012.

Se procedió al emplazamiento de cada parcela en todas las playas; en cada una se identificó y contó cada individuo/manchón de las especies *T. gnaphalodes* y *S. maritima*; se estimó de cada uno el porcentaje de cobertura sobre el área de la parcela y se midió su altura. Se anotaron las especies acompañantes dentro de las parcelas.

Variables Independientes: Cobertura (en %) de las especies sobre la superficie de la playa (por parcelas), Abundancia de las poblaciones censadas y la distribución de las playas (considerando la distribución Este-Oeste de las mismas en el Parque).

Variables dependientes: Emergencias de tortugas (salidas o intentos) y cantidad de nidos por playas.

Análisis de los datos: Los datos fueron procesados con el software SPSS vers. 15.0. Se determinaron los estadísticos descriptivos de las variables asumidas para su caracterización global y específica. Se hicieron análisis de la tendencia observada mediante gráficos comparativos de diversos tipos y variables. Para confirmar una relación significativa o no entre los porcentajes de cobertura y abundancias observadas de las dos especies de plantas se hicieron análisis de Correlación paramétrica (Pearson). Se determinó en una matriz de correlaciones utilizando el coeficiente de Pearson, la relación entre las abundancias observadas durante el 2011 de las especies de plantas y la anidación reportada para ese año para comprobar el peso de tal relación.

También nos auxiliamos de una entrevista en profundidad realizada al trabajador del Parque Nacional José Manuel Azqueris Llanes, quien lleva más de 30 años viviendo en la península y que trabajó hace unos 15 años como obrero de la Empresa Forestal Integral Guanahacabibes, vinculado a la conservación de tortugas y el cuidado y manejo

de playas donde tenía lugar la anidación, particularmente en playa Caleta de los Piojos donde tenía su vivienda. El tema sugerido al entrevistado fue la labor que desarrollaba para mantener y conservar la anidación de tortugas y si ha visto cambios en las playas desde entonces a la fecha.

RESULTADOS

Los taxones estudiados constituyen especies de la flora nativa costera de la Región Caribe en el Reino florístico Neotropical, presentes en las playas y otras acumulaciones arenosas litorales, incluso sobre acantilados, del Parque Nacional Guanahacabibes. Las poblaciones de *Tournefortia gnaphalodes* y *Suriana marítima*, según las mediciones realizadas en el primer año (2011) en las playas Antonio, La Barca y Caleta Larga, así como de las efectuadas en agosto de 2012 en las playas Las Papayas, Perjuicio, El Holandés, Caleta de los Piojos y Los Cayuelos muestran los siguientes resultados.

Cobertura:

Del total de especies identificadas por Ferro *et al* (inédito) durante el año 2011 resalta la cobertura de las dos especies en el total de parcelas y mediciones (Figura 2). Los valores encontrados expresan una considerable desproporción de dos especies (*T. gnaphalodes* y *S.maritima*) respecto al resto de las encontradas.

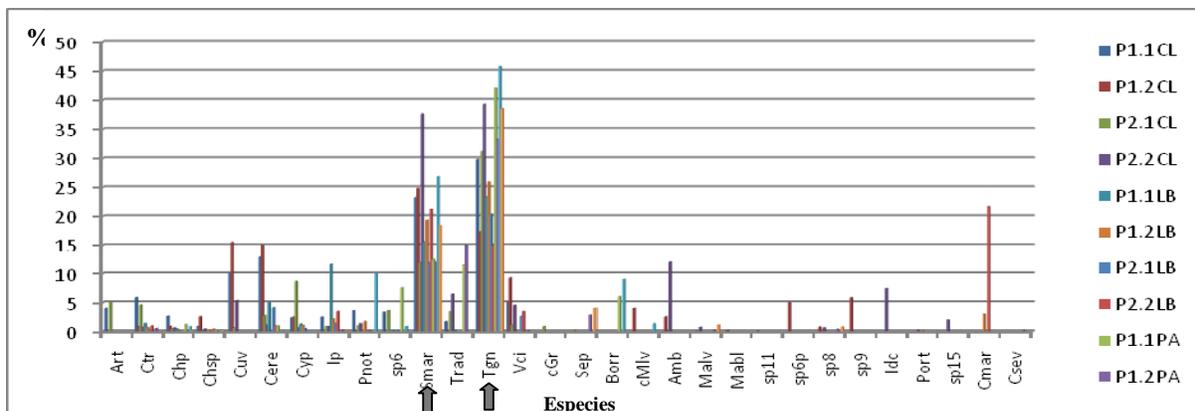


Figura 2. Distribución del porcentaje de cobertura de *Suriana marítima* (Smar) y *Tournefortia gnaphalodes* (Tgn) respecto al total de especies censadas por Ferro *et al* (inédito) en las parcelas de las tres playas estudiadas durante las dos épocas de mediciones del año 2011, donde CL es Caleta Larga, LB es La Barca y PA es Playa Antonio. P significa parcela; el 1 ó 2 que le sigue inmediatamente es el número de la parcela y el otro que le sigue separado por punto (1 ó 2) es la época de medición dentro del año (mayo y octubre).

Tournefortia gnaphalodes muestra los mayores valores de cobertura en todas las playas; la variabilidad observada en La Barca, Antonio y Caleta Larga durante las mediciones de 2011 y 2012 expresan un incremento de la dispersión de los registros en la medición última (mayo 2012), sin embargo la población de *Suriana marítima* expresa un incremento continuo de una a otra medición (Figura 3).

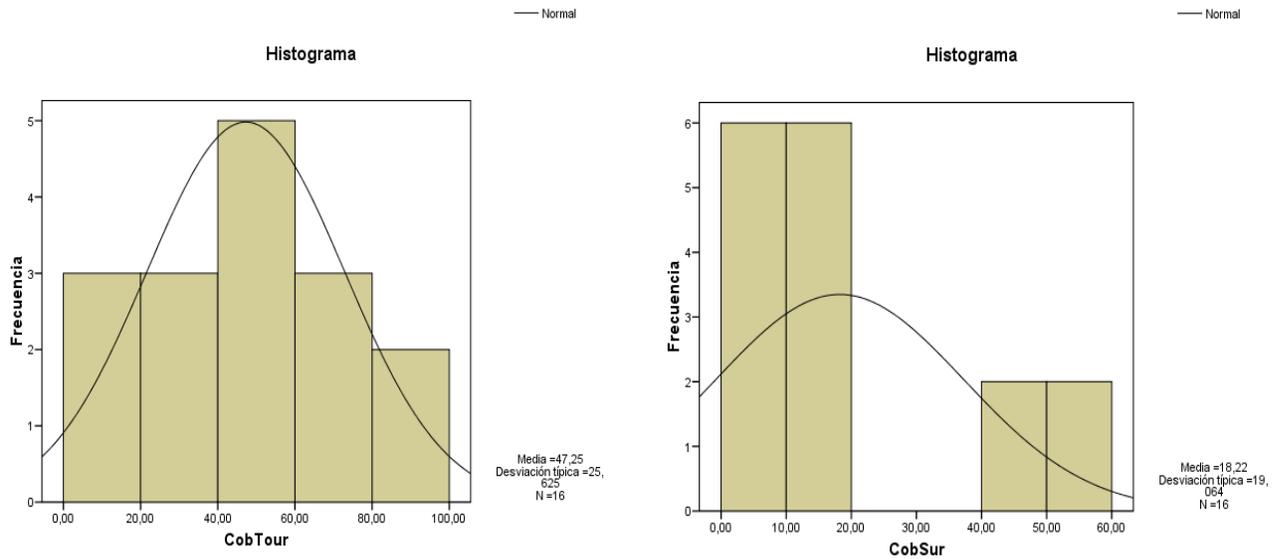


Figura 3. Distribución de la variabilidad observada en la serie de registros de cobertura de *Tournefortia gnaphalodes* (Tgna) y *Suriana maritima* (Smar) en las tres mediciones correspondientes al monitoreo en tres playas del Parque Nacional Guanahacabibes (Antonio, La Barca y Caleta Larga).

Al considerar las ocho playas, se observa que en general la cobertura de *T. gnaphalodes* posee un mayor número de registros de cobertura que la otra especie (*S. marítima*) (Figura 4).

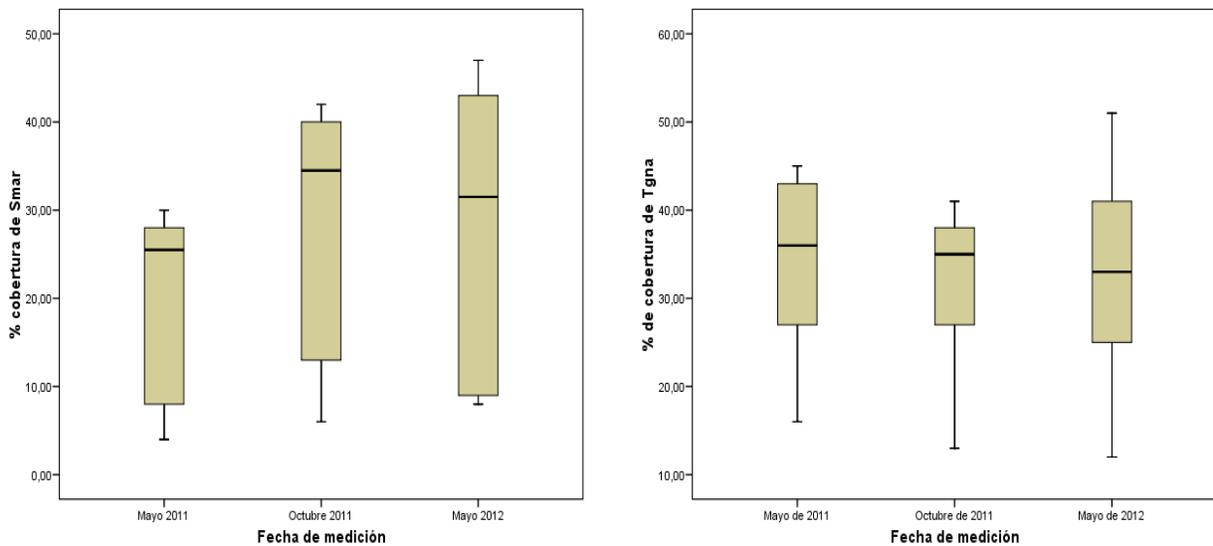


Figura 4. Distribución de las frecuencias observadas de la cobertura (%) de *Tournefortia gnaphalodes* (CobTour) y *Suriana maritima* (CobSur) en el total de las ocho playas evaluadas en Guanahacabibes (N=16).

Se encontró una fuerte relación negativa del incremento de la cobertura sobre la superficie de la playa entre las dos especies, confirmado por la correlación que muestra un $r = -0.522$, siendo $P < 0.05$ (N=16).

Abundancia:

Se aprecia que en las playas Caleta Larga, La Barca y Antonio es donde se encuentran no solo los mayores valores de abundancia de ambas especies (Figura 5 A), sino los mayores contrastes de una respecto a la otra. No obstante ser significativa la relación que hay entre ambas abundancias ($r=-0.735$; $P<0.01$), los valores no se agrupan alrededor de la de la tendencia lineal (Figura 5 I

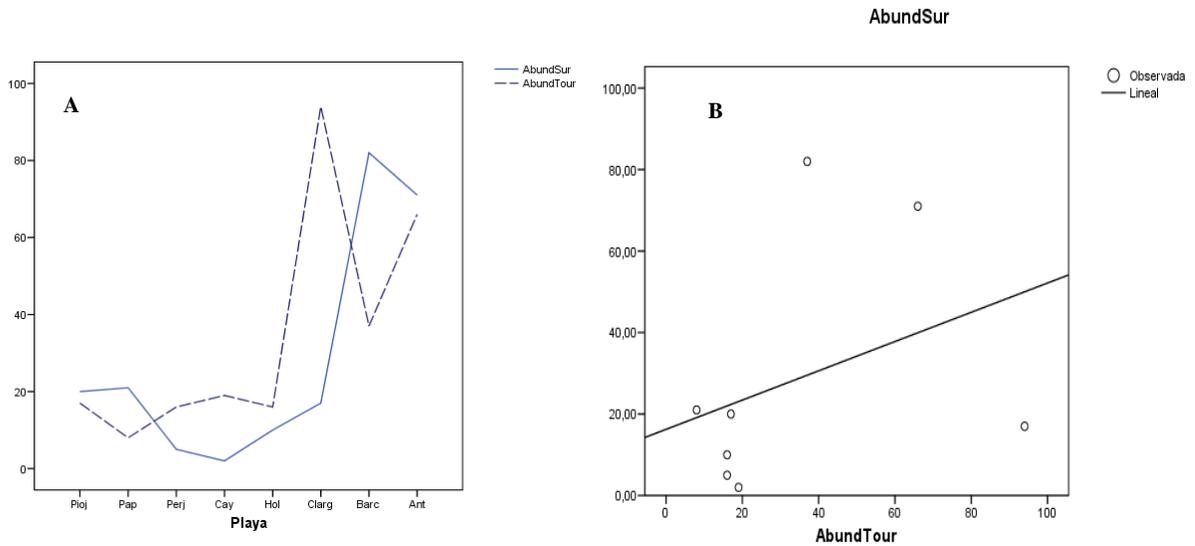


Figura 5. Distribución de la abundancia de las especies *T. gnaphalodes* (AbundTour) y *S. maritima* (AbundSur) en las ocho playas estudiadas (A), donde Ploj es Caleta de los Piojos, Pap es Las Papayas, Perj es El Perjuicio, Cay es Los Cayuelos, Hol es El Holandés, Clarg es Caleta Larga, Barc es La Barca y Ant es Antonio, y de ambas abundancias respecto a la A y B.

En la Figura 6 se observa esa tendencia al comparar la distribución de la media de la abundancia de *Suriana maritima* con la del total de individuos de *Tournefortia gnaphalodes* en todas las playas evaluadas.

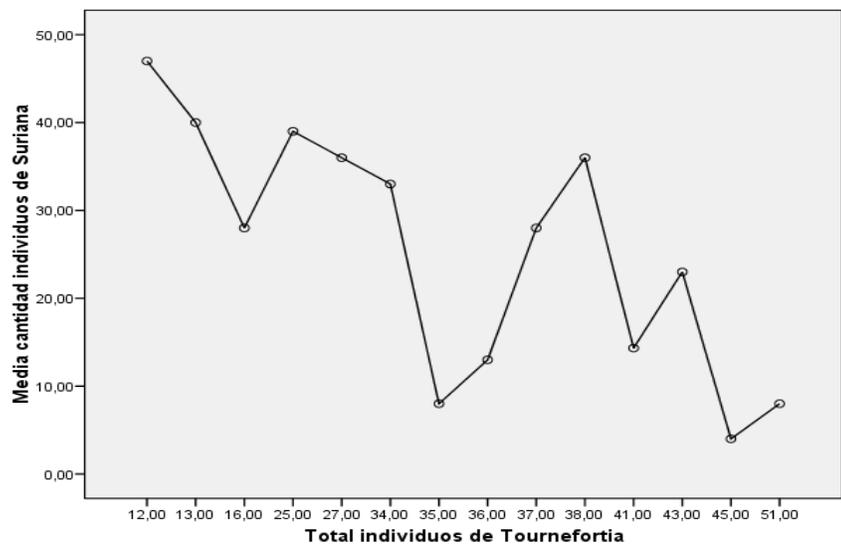


Figura 6. Distribución de la media de la abundancia de *Suriana maritima* respecto al total de individuos encontrados de *Tournefortia gnaphalodes*.

Anidación de tortugas marinas:

El comportamiento de los registros de la anidación en seis años de los últimos 10 se presenta en la Figura 7; tanto en la eclosión de los huevos como en las emergencias (salidas) de las crías como de nidos observándose una disminución en 2010 y 2011, principalmente el último de los dos años.

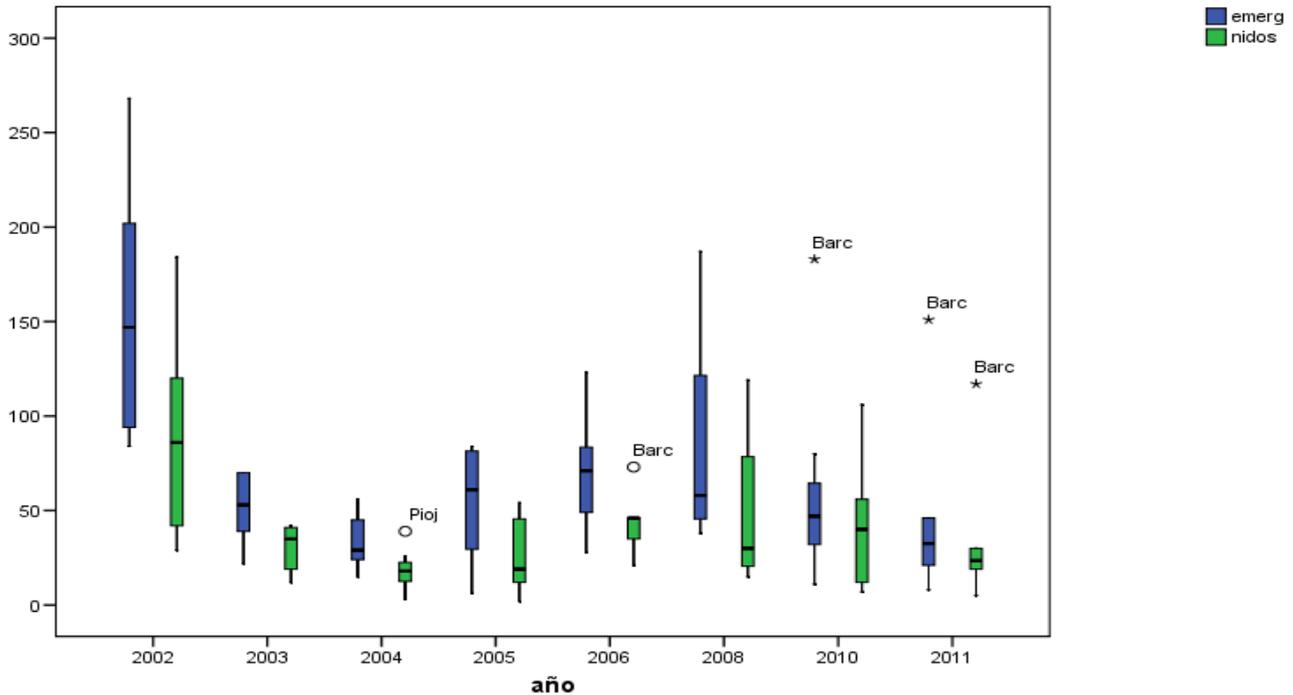


Figura 7. Distribución de los registros de anidación (cantidad de emergencias y nidos) en seis años de los últimos 10 en que se ha aplicado el monitoreo en Guanahacabibes (Fuente: Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana).

Aproximación a la relación entre registros de anidación y abundancia y cobertura de *Tournefortia gnaphalodes* y *Suriana marítima*.

La matriz de correlaciones entre las variables mencionadas (Tabla 1) no muestra una evidencia contundente acerca de una significativa relación de los datos de cobertura y abundancia con los de anidación, sin embargo es de resaltar, que las relaciones bilaterales de la abundancia de *Tournefortia gnaphalodes* con las emergencias de tortugas se aproxima a ser significativa y con signo negativo ($r=-0.990$; $P=0.089$). La cobertura de la misma especie de planta le sigue en importancia respecto a este análisis.

Tabla 1. Matriz de Correlaciones (Pearson) entre las variables de la anidación de tortugas marinas, emergencias (emerg) y nidos, con las abundancias y coberturas observadas de *Tournefortia gnaphalodes* (abTour y cobTour) y *Suriana maritima* (abSur y cobSur) en las playas Antonio, La Barca y Caleta Larga, Parque Nacional Guanahacabibes (año 2011).

		emerg	nidos	abTour	abSur	cobTour	cobSur
emerg	Correlación de Pearson	1	,999(*)	-,990	,695	-,739	-,657
	Sig. (bilateral)		,029	,089	,510	,471	,544
	N	3	3	3	3	3	3
nidos	Correlación de Pearson	,999(*)	1	-,983	,662	-,707	-,690
	Sig. (bilateral)	,029		,118	,539	,500	,515
	N	3	3	3	3	3	3
abTour	Correlación de Pearson	-,990	-,983	1	-,789	,825	,546
	Sig. (bilateral)	,089	,118		,422	,382	,633
	N	3	3	3	3	3	3
abSur	Correlación de Pearson	,695	,662	-,789	1	-,998(*)	,085
	Sig. (bilateral)	,510	,539	,422		,040	,946
	N	3	3	3	3	3	3
cobTour	Correlación de Pearson	-,739	-,707	,825	-,998(*)	1	-,023
	Sig. (bilateral)	,471	,500	,382	,040		,985
	N	3	3	3	3	3	3
cobSur	Correlación de Pearson	-,657	-,690	,546	,085	-,023	1
	Sig. (bilateral)	,544	,515	,633	,946	,985	
	N	3	3	3	3	3	3

* La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

A su vez estos resultados se sustentan en las entrevistas realizadas donde un trabajador del Parque Nacional José Manuel Azqueris Llanes, al ser entrevistado, expresó que en las playas de esa parte de la península (Caleta Larga, Caleta de los Piojos y Los Cayuelos, la cantidad de incienso de playa (*Tournefortia gnaphalodes*) y de yanilla

(*Suriana maritima*) se han incrementado significativamente en estos dos últimos años.

DISCUSIÓN

Abundancia y cobertura de *Tournefortia gnaphalodes* y *Suriana maritima*.

La cobertura observada de *Tournefortia gnaphalodes* y *Suriana maritima* evidencia una elevada dominancia de estas especies (Figura 2) no descrita antes para la región de su distribución geográfica, que incluye las áreas del Caribe, Islas Vírgenes de Estados Unidos y La Florida (CICY, 2010). Conrad *et al.* (2011) encontraron una situación semejante, pero con la especie *Ipomoea pes caprae*, colonizando playas del Refugio Nacional de Vida Silvestre Sandy Point en Saint Croix, Islas Vírgenes de Estados Unidos; en el análisis y experimento de remoción enfatizan que tal expansión de la vegetación puede degradar la calidad de la playa y afectar la anidación de tortugas marinas y que el manejo controlado de las mismas la puede beneficiar.

En las playas Antonio, La Barca y Caleta Larga, el incremento documentado de la cobertura y abundancia de las especies *Tournefortia gnaphalodes* y *Suriana maritima* en 2012 respecto a 2011 expresa una relación desproporcionada de esas variables como evidencia de disturbio, siendo una posible causa, y la predominante, los impactos de fenómenos meteorológicos severos, mayormente los huracanes, los que han movido y acumulado considerables cantidades de arenas; éstas son removidas o desplazadas consecutivamente por otros factores de disturbio como la actividad del oleaje.

Teniendo en cuenta que en las playas se experimenta un ciclo anual de erosión-acumulación de arena (Eckert, 1987, citado por Conrad *et al.*, 2011), esto puede favorecer, en el caso de *T. gnaphalodes*, su rápida colonización, ya que se ha observado que una característica que potencia su expansión es que, además de la alta cantidad de semillas que produce, las ramas son flexibles, se expanden alrededor del manchón en diferentes direcciones y genera renuevos en cada rama que se pone en contacto con la arena, por lo cual la dinámica cíclica de las dunas favorece tal proceso. La dinámica de *S. maritima* es más variable que la propia de *T. gnaphalodes* (Figura 3), sin embargo la primera se muestra casi siempre como individuos aislados y aunque algunas de gran talla, en general no genera barreras de contención natural en la playa.

Análisis de la anidación y su relación con la abundancia de las dos especies de plantas evaluadas.

Teniendo en cuenta que los análisis se hacen sobre la base de asumir playas donde se ha mantenido el rigor del monitoreo por campaña, es posible ratificar la disminución de la anidación (emergencias y nidos) en los últimos dos años (Figura 7). No obstante se ha tenido en cuenta la disminución del esfuerzo de muestreo en algunas playas de Guanahacabibes, y en algunas otras se ha dejado de realizar el monitoreo.

La playa Las Papayas ha resultado en una alternativa para las tortugas, al parecer por encontrarse en menor estado perturbado por la presencia de *T. gnaphalodes* y *S. marítima* (Figura 5 A). La relación encontrada entre la abundancia de la primera de estas dos especies de plantas y la eclosión de los huevos y salida de las tortugas marinas en las playas estudiadas (Tabla 1), que aunque no significativa al nivel bilateral ($r=-0,999$; $P=0,08$), apunta al papel que está jugando la abundancia de *T. gnaphalodes* en la disminución de salidas de las tortugas, viendo que cuando la primera incrementa, disminuyen la eclosión de huevos y salida de las crías.

Sumado a esto, los pobladores locales, basados en sus conocimientos tradicionales y empíricos, indican la existencia de cambios.

Precisamente las mayores modificaciones a estas playas las produjo los huracanes Iván (2004) y Wilma (2005), con cambios sustanciales en las acumulaciones de arenas y facilitación de la colonización al dejarlas despobladas tras sus impactos directos, lo que hace pensar que las dinámicas observadas en las poblaciones de ambas plantas y en la anidación están influenciadas por tales impactos y los posteriores cambios generados en el ecosistema.

CONCLUSIONES

Las especies *Tournefortia gnaphalodes* y *Suriana marítima* han potenciado su dominio expansivo en las playas del Parque Nacional Guanahacabibes con una abundancia y

cobertura superficial que se incrementa de un año a otro lo que provoca efectos negativos en la dinámica y estabilidad de estos ecosistemas litorales; tal situación puede entenderse como un estado perturbado de sus poblaciones en lo que ha incidido las continuas remociones de arena que provocan los eventos meteorológicos, principalmente los huracanes.

Tournefortia gnaphalodes es la especie que rige la respuesta de dinámicas perturbadas de la vegetación de las playas de Guanahacabibes, a la que le sigue *Suriana marítima* con una manifestación de su abundancia y cobertura relacionada con los incrementos o disminuciones de la primera especie citada.

La abundancia de *Tournefortia gnaphalodes* es la variable que más relación muestra con la anidación de las tortugas marinas en las playas del Parque Nacional Guanahacabibes con un efecto negativo sobre la cantidad de emergencias y nidos registrados, entendiéndose necesario un control de esa abundancia para mejorar la efectividad de esa fase del ciclo reproductivo de las tortugas marinas que anidan en la península.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la coordinación del proyecto GEF-PNUD “Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba” y al Centro Nacional de Áreas Protegidas del CITMA por habernos posibilitado el uso de parte de la información del año 2011 obtenida en el Programa de Monitoreo de Vegetación de Costa Arenosa así como al Centro de Investigaciones Marinas de la Universidad de la Habana por habernos facilitado datos de la anidación de tortugas marinas de la península de Guanahacabibes.

BIBLIOGRAFÍA

BATISTA MATOS, R. 2006. Vulnerabilidad ante las amenazas naturales. *Cub@:Medio Ambiente y Desarrollo*. Año 6, No. 10. Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente. (http://www.ama.cu/revista_Cub@:Medio_Ambiente_y_Development.htm) consultada el 29 de octubre de 2008

CAPOTE, R. y R. BERAZAÍN. 1984. Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional*. Vol. 5. No. 2: 27-75 pp.

CICY. 2010. Flora de la península de Yucatán. Flora Digital: Península de Yucatán. (http://www.cicy.mx/sitios/Flora%20Digital/ficha_virtual.php?especie=1089) consultada el 28 de agosto de 2012.

CONRAD, J.R., J. WYNEKEN, J.A. GARNER & S. GARNER. 2011. Experimental study of dune vegetation impact and control on leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* nests. *Endang Species Res*. Vol. 15:13-27

DELGADO FERNÁNDEZ, F., A. PÉREZ HERNÁNDEZ, J. FERRO DÍAZ, J. ALFONSO MARTÍNEZ, N. REYES ÁLVARES, A. TAMARIT LINARES, O. BORREGO FERNÁNDEZ. (2000): Funcionamiento de bosques semidecíduos y caracterización de otros ecosistemas terrestres en la Reserva de Biosfera Península de Guanahacabibes, Cuba.

Informe Final Proyecto 01307029 PNCT "Los Cambios Globales y la Evolución del Medio Ambiente en Cuba". Agencia de Ciencia y Tecnología, CITMA, La Habana. 237 pp.

FERRER SÁNCHEZ, Y., DÍAZ-FERNÁNDEZ, R. & DÍAZ FERNÁNDEZ, R. 2007. Características de la anidación de la tortuga verde *Chelonia mydas* (Testudinata, Cheloniidae) en la playa Caleta de los Piojos, Cuba, a partir de marcaciones externas. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30.2: 211–218.

FERRO DÍAZ, J.; F. DELGADO; A.B. MARTÍNEZ; A. URQUIOLA CRUZ; R. NOVO CARBÓ (1995). Mapa de vegetación actual de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes, Pinar del Río. Cuba. 1:100 000. Memorias del II Simposio Internacional HUMEDALES'94. Ciénaga de Zapata, Septiembre de 1994. Editorial Academia. 130-132 pp.

FERRO DÍAZ, J., M.A. CASTAÑEIRA COLOMÉ, E. MUJICA BENÍTEZ, F. DELGADO FERNÁNDEZ. (inédito). Resultados de las mediciones del primer año (2011) del programa de monitoreo del complejo de vegetación de costa arenosa. Informe técnico del programa de monitoreo del complejo de vegetación de costa arenosa. Proyecto GEF-PNUD "Aplicación de un enfoque regional al manejo de áreas costeras y marinas protegidas en los archipiélagos del sur de Cuba". Centro Nacional de Áreas Protegidas, CITMA. La Habana. 22 pp.

NÚÑEZ JIMÉNEZ, A. 1968. Geografía y Climatología de la Península de Guanahacabibes. Serie Pinar del Río No 13. Academia de Ciencias de Cuba. La Habana. 44 pp.

SALAZAR-VALLEJO, S. 2002. Huracanes y biodiversidad costera tropical. Rev. Biol. Trop. Vol.50 n 2 (http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=http) consultada el 28 de octubre de 2008.

WOODLEY, J.D., E.A. CHORNESKY, P.A. CLIFFORD, J.B.C. JACKSON, L.S. KAUFMAN, N. KNOWLTON, J.C. LANG, M.P. PEARSON, J.W. PORTER, M.C. ROONEY, K.W. RYLAARSDAM, V.J. TUNNICLIFFE, C.M. WAHLE, J.L. WULFF, A.S.G. CURTIS, M.D. DULLMEYER, B.P. JUPP, M.A.R. KOEHL, J. NEIGEL Y E.M. SIDES. 1981. Hurricane Allen's impact on Jamaican coral reefs. *Science* 214: 749-755.

DINÁMICA POST DISTURBIO DE CLAROS DEL DOSEL EN EL BOSQUE TROPICAL SECO SEMIDECIDUO DE LA PENÍNSULA DE GUANAHACABIBES, CUBA; SU RELACIÓN CON LA ABUNDANCIA DE EPÍFITAS VASCULARES.

Post disturbance dynamic of canopy gaps in semideciduous tropical dry forest from Guanahacabibes peninsula, Cuba; its relation with the abundance of vascular epiphytes.

Jorge Ferro Díaz¹ y Freddy Delegado Fernández¹

¹Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales, ECOVIDA. Km. 2½ carretera Luis Lazo, Pinar del Río, Cuba. jferro@ecovida.vega.inf.cu;

RESUMEN

Se presentan los resultados de la evaluación realizada en 45 parcelas establecidas en el bosque tropical seco semideciduo de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes, para lo cual se planteó un diseño experimental que estratificó al territorio en tres sectores (occidente, centro y oriente) y consideró una dinámica de más de 40 años posteriores a disturbios del manejo forestal practicado, quedando definidas tres etapas post impactos (2 a 5 años, 12 a 15 años y más de 40 años). Con el propósito declarado de determinar durante esas etapas cómo cambia la dinámica de los claros del dosel del bosque y sus efectos en la abundancia de epífitas vasculares, se analizaron los porcentajes de esas aperturas, identificando la diversidad arbórea y de la comunidad epifítica, así como relacionando los valores de abundancia observados con las principales manifestaciones estructurales del bosque. Se pudo constatar que los claros del dosel reflejan adecuadamente los cambios de la comunidad y fue confirmado que al avanzar el tiempo éstos tienden a aumentar en proporción debido a los impactos de la exclusión competitiva de árboles que se secan como efecto de borde alrededor del claro, pero a partir de los 15 años se van restableciendo para favorecer una mejor estructuración de la comunidad de estas plantas dependientes del bosque. Esa estructura se ajusta cuando las diferencias entre los requerimientos ecológicos (luz y sombra) de las especies se corresponden con las ofertas que le hace el sistema forestal en la dinámica sucesional.

Palabras claves: Dinámica de claros del dosel, bosque tropical seco semideciduo, epífitas vasculares, península de Guanahacabibes, disturbios del manejo forestal.

SUMMARY

Results of the evaluation carried out in 45th plots established in semideciduous tropical dry forest from the Biosphere Reserve Peninsula de Guanahacabibes are presented; by the experimental design the peninsula was stratified in three sectors (west, center and east) and considering a subsequent dynamics after disturbances of the forest management practices in approximately 40th years after, for this we define three post disturbances stages (2 to 5 years, 12 to 15 years and more than 40 years). With the

declared purpose to decide during those stages how changes the canopy gaps dynamics of the forest and its effects on the vascular epiphytes abundance, we analyzed the percentages of those openings, by identifying the arboreal and epiphytic diversity, as well as relate the values of observed epiphytes abundance with the main structural manifestations of the forest. It could verify that the canopy gaps and its dynamic reflects correctly the changes of the epiphyte community and could confirm that when the time has advanced the canopy gaps tends to increase in its proportion due to the impacts of the competitive exclusion of trees around the gaps, but after 15 years are reestablished successively to permit a better structure of the vascular epiphyte community as a dependent community of the forest. That structure will better conform when the differences between the ecological requests (light and shade) of the species are corresponded to the offers of the forest system in its successional dynamic.

Key words: Dynamics of canopy gaps, semideciduous tropical dry forest, vascular epiphytes, Guanahacabibes peninsula, forest management disturbances.

INTRODUCCIÓN

La información relativa a la estructura del dosel vegetal es de gran importancia si se quiere profundizar tanto en el estudio de la distribución y dinámica de las masas forestales como en el desarrollo de nuevos métodos de inventario y mapeo (Merino de Miguel *et al.*, 2005).

En un estudio sobre la sucesión de grupos ecológicos de árboles en una selva mediana subperennifolia secundaria de México, Collantes *et al.* (2000) expusieron que los primeros estudios realizados en la selva bajo el enfoque de la teoría de claros fueron realizados por Hartshorn (1978), Oldeman (1978) y Whitmore (1978). La formación de claros en los bosques tropicales, sin importar el origen de estos, promueve la disponibilidad de recursos (Whitmore, 1990); ello estimula la repoblación y fomenta el establecimiento de una gran diversidad de especies. Oldeman (1983) reconoció en los bosques subsistemas delimitados temporal y espacialmente por los claros.

Un claro es una discontinuidad en el dosel del bosque que expone la superficie del suelo a condiciones ambientales de luz y temperatura diferentes a aquellas que se encuentran bajo los árboles (Bazzaz y Pickett, 1980). Los claros del dosel pueden producirse por muerte natural, por eventos de la naturaleza y antrópicos, que en condiciones naturales son de rápida recuperación, pero en zonas sometidas a una alta presión sobre los recursos naturales la recuperación puede ser muy lenta o en todo caso irreversible.

Las condiciones físicas de los claros permiten que ciertas especies de plantas con capacidad de responder favorablemente a las condiciones de luz invadan estos sitios rápidamente. Algunas de estas capacidades son: tasas de crecimiento rápido; altura baja o mediana; ciclos de vida cortos; semillas pequeñas dispersadas por el viento y con respuesta fotoblástica y la habilidad de formar “bancos de semillas” bajo el dosel (Whitmore, 1975; Vásquez-Yáñez y Guevara-Sada, 1985; Denslow, 1987).

Los claros formados por la caída de árboles tienen un papel importante en la dinámica de comunidades de los bosques tropicales y por tanto, pueden tener efectos de conexión múltiple sobre las comunidades dependientes del bosque, tanto de la flora como de la fauna. El aprovechamiento forestal introduce un incremento en la frecuencia de la manifestación de claros en los bosques semidecuiduos (Ferro, 2004).

Un aspecto importante en la ecología del dosel, y en particular referente a la manifestación de claros es el estudio de las plantas epífitas; estas son plantas que viven sobre un tejido vegetal vivo o muerto (Moffet, 2000). Las epífitas juegan un rol muy importante en los bosques tropicales en términos de diversidad específica (Gentry y Dodson, 1987) y funcionamiento de los ecosistemas (Zotz y Andrade, 2002), especialmente en los ambientes de montaña. Gentry y Dodson (1987) reportaron que las epífitas vasculares en el dosel de los bosques tropicales constituyen más del 35% de la diversidad florística.

El epifitismo es el responsable de una parte significativa de la diversidad que poseen los bosques tropicales, uno de los más complejos ecosistemas de la Biosfera (De Andrade e Silva, 2001). La capacidad de estos bosques para sustentar una alta diversidad biológica puede ser atribuida también a la capacidad de las epífitas para retener nutrientes de la lluvia, neblina y partículas en suspensión (Nadkarni, 1986).

Algunos factores que pueden influenciar los patrones de distribución y abundancia de epífitas vasculares en los bosques tropicales, se relacionan, entre otras, con la penetración de luz a través de los claros del dosel forestal (Lüttge, 1989; Steege y Cornelissen, 1989).

En la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes se han documentado efectos de las prácticas del aprovechamiento forestal sobre la estructura del bosque semidecíduo en áreas con intensos impactos (Delgado, 1999). Sin embargo, pocos estudios ha profundizado en las estrategias recuperativas de componentes del ecosistema forestal cuando han cesado las intervenciones. Ferro (2004) evaluó efectos del aprovechamiento forestal sobre la estructura de comunidades de epífitas vasculares en áreas del bosque semidecíduo de la península, habiendo concluido que los cambios que se verifican en la dinámica del bosque semidecíduo notófilo posteriores a los disturbios pueden catalogarse de moderados en el caso de la estructura del bosque y sugiere fuertes las evidencias para la de la comunidad de epífitas.

No obstante, hasta el presente no se ha realizado un análisis que profundice cómo en Guanahacabibes la riqueza y abundancia de la comunidad de epífitas vasculares se asocia a los cambios sucesionales que ocurren en la dinámica de los claros producidos por los impactos del aprovechamiento forestal practicado, después que han cesado tales disturbios, razón por lo que se ha partido de las evaluaciones y datos obtenidos por Ferro (2004) y Delgado (2011), incorporando la consideración de relación entre cambios en la dinámica de claros y de la comunidad de epífitas vasculares durante 40 años posteriores a los impactos referidos, constituyendo ello objetivo del presente trabajo, además de contribuir al reforzamiento de la conservación de las comunidades dependientes del bosque como indicadores de disturbios y de la recuperación ecológica del mismo.

ÁREA DE ESTUDIO

La Reserva de la Biosfera “Península de Guanahacabibes” (RBPG) se ubica en el extremo occidental de Cuba, municipio Sandino, provincia Pinar del Río (Figura 1). Cuenta con una extensión de 101 500 hectáreas (Herrera *et al*, 1987), de ellas, 28 000 constituyen el área terrestre del Parque Nacional Guanahacabibes (PNG) que constituye

la zona núcleo de la Reserva (Ferro, 2004). Se conforma en una llanura costera desarrollada principalmente sobre rocas calizas de origen reciente (Acevedo, 1992). Dadas sus características el clima de la península ha sido clasificado como Tropical con un período de sequía, modalidad seco, al cual le atribuyen dos subtipos: Medianamente húmedo hacia la península del Cabo y Seco hacia la de Corrientes (Lopetegui *et al.*, 1999).

La vegetación de Guanahacabibes está integrada por una amplia gama de formaciones dominadas por las arbóreas donde se destaca como la más ampliamente extendida el bosque semideciduo (Ferro *et al.*, 1995), la cual constituye el objeto de de los análisis realizados en este trabajo.

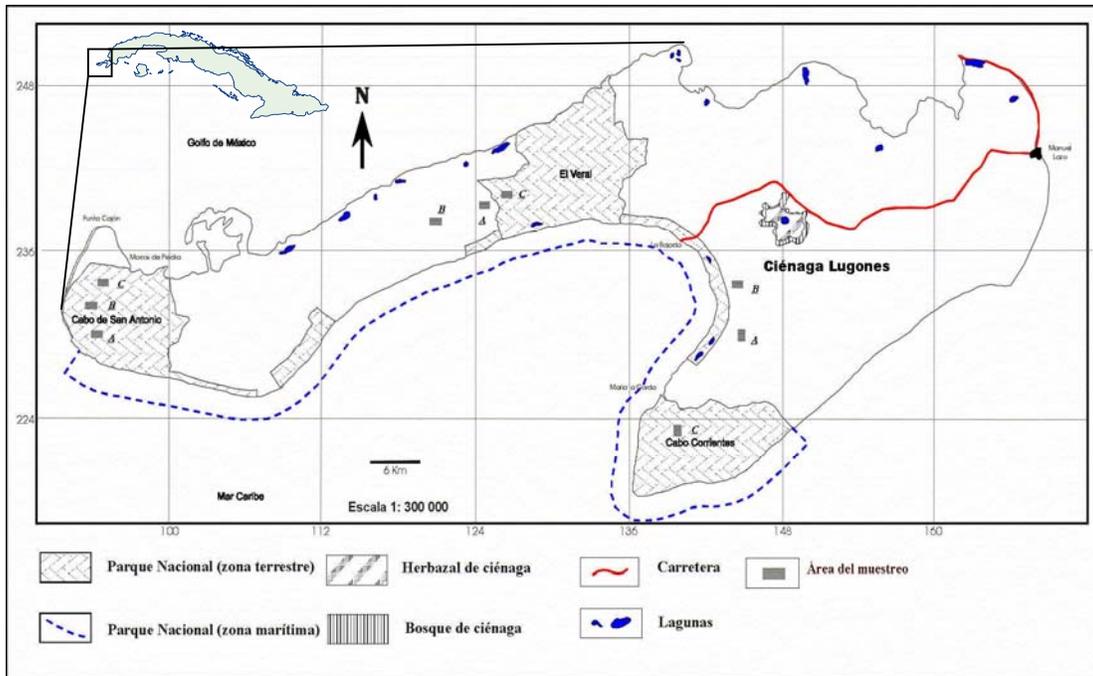


Figura 1. Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes. Ubicación de las áreas de muestreo por sectores y etapas posteriores al aprovechamiento forestal, donde A es el período de 2 a 5 años, B es de 12 a 15 años y C es más de 40 años.

MÉTODOS

Se consultó el Proyecto de Ordenación de la Empresa Forestal Integral (EFI) Guanahacabibes (MINAGRI, 1986) y el mapa 1:50 000 con la distribución de sectores, lotes y rodales. Se estratificó a la península en tres sectores en correspondencia con las áreas terrestres del PNG (Figura 1), quedando los siguientes: Sector Occidental (A): Sector terrestre Cabo San Antonio del PNG; Sector Central (B): Sector terrestre El Veral del PNG y Sector Oriental (C): Sector terrestre Cabo Corrientes del PNG.

Se asumieron tres tratamientos posteriores a los disturbios del aprovechamiento forestal: *Etapas 1 (a)*: de 2 a 5 años posteriores al aprovechamiento forestal; *Etapas 2 (b)*: pasados 12 a 15 años posteriores al aprovechamiento forestal; *Etapas 3 (c)*: pasados más de 40 años posteriores al aprovechamiento forestal.

Unidad muestral: Parcelas de 625 m² (25 m X 25 m) utilizando el área mínima determinada y empleada por Delgado (1999). Diseño del muestreo: bloques con cinco

réplicas al azar de la unidad muestral dentro de cada uno de los tres tratamientos (etapas), en los tres sectores de la Península. Tamaño de muestra: 45 parcelas (5 parcelas X 3 tratamientos = 15 parcelas en cada Sector)

Se identificaron y contaron todos los árboles y arbustos con Diámetro a la altura de 1.30 m desde el suelo ($D_{1.30}$) superior a 4 cm. Fue medido el porcentaje de apertura del dosel (claros) de la siguiente forma: dentro de cada parcela de vegetación, siguiendo la continuidad de cinco franjas de 1m X 25m, se proyectó y dibujó la imagen de cada claro en una base de papel milimetrado a escala 1:10; posteriormente en el gabinete se contaron las cuadrículas de claros y se determinó su proporción del total de la parcela (en porcentaje).

Conteo de epífitas: Según la propuesta de Kress (1986) fueron consideradas: epífitas verdaderas, hemiepífitas, semiepífitas trepadoras y epífitas casuales; se identificaron las especies y se contaron los individuos (macollos) en cada una de las cinco zonas forofíticas propuestas en su clasificación por Johansson (1974).

Se determinó el Cociente epifítico (C_e) como el porcentaje de epífitas en el total de las plantas de un área (Nieder *et al.*, 1996-1997). Para determinar la significación de las diferencias en la abundancia de epífitas por sectores y etapas post tala, se realizó un ANOVA de un factor para $p < 0,05$ con el procesador SPSS.

Con el interés de determinar la correspondencia entre la riqueza y abundancia de epífitas, como efecto, y variables de la estructura del bosque (ambientales) como causa, en la sucesión ecológica posterior a los disturbios por aprovechamiento forestal, se realizó la prueba de ordenación directa unimodal Análisis de Correspondencia Canónica Rectificado (Ter Braak, 1986) mediante el software MVSP; esta prueba se realizó sólo para las etapas post impacto, debido a que se encontró mayor efecto del tiempo de recuperación que de los sectores de la península; se determinó el porcentaje de la variabilidad que explican los dos ejes principales resultantes y el coeficiente canónico de cada variable ambiental en los mismos.

RESULTADOS

1. Cobertura del dosel. Análisis de la apertura (claros).

En el análisis de la apertura del dosel forestal según el porcentaje de claros existentes, se detectaron valores que fluctuaron entre 1,3% (mínimo) y 14,5% (máximo), siendo 5,9% la media del total de observaciones. En la distribución por etapas post aprovechamiento forestal, y por sectores de la Península, se refleja el comportamiento medio del porcentaje de claros en el bosque semideciduo notófilo (Figura 2).



Figura 2. Distribución del promedio de apertura del dosel (porcentaje de claros) por etapas posteriores al aprovechamiento forestal en cada sector de la Península, donde A es Occidente, B es Centro y C es Oriente.

La dispersión de los valores de abundancia de árboles y arbusto censados para cada especie según el porcentaje de claros se puede apreciar en la Figura 3; se observa una mayor concentración de especies y las mayores abundancias hacia los porcentajes inferiores; cuando aumentan los claros, se encuentra menor diversidad de especies y menores abundancias.

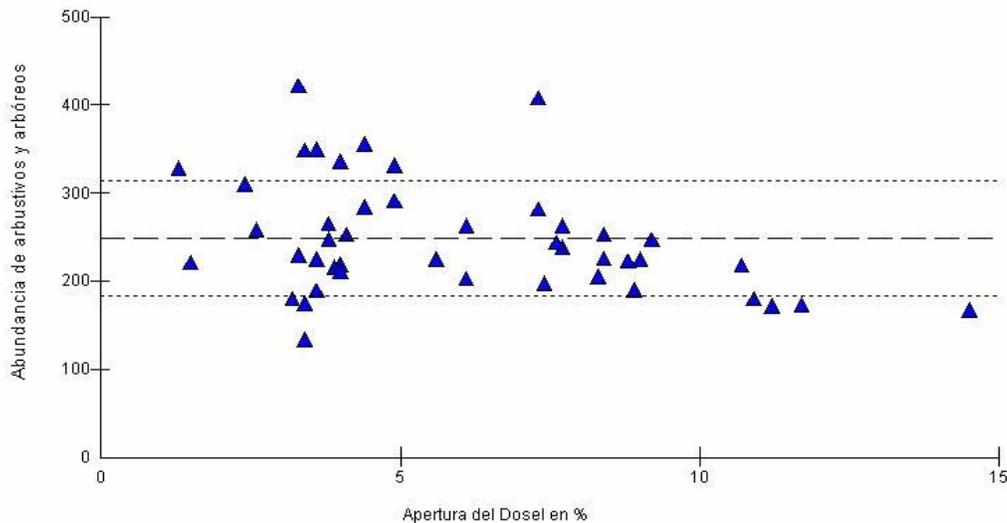


Figura 3. Diagrama de dispersión de la abundancia de los árboles, arbustos y lianas censados, en relación al porcentaje de apertura del dosel forestal; la línea discontinua central representa la media, y la de puntos inferior y superior a ésta, la desviación estándar. Los triángulos representan al total de especies (118) que integran el listado (Ferro, 2004).

La relación entre la apertura del dosel y la abundancia observada es significativa ($r=-0.369$; $N=45$) y expresa la manifestación del incremento o disminución de una respecto a la otra.

2. Riqueza y Abundancia de epífitas vasculares. Dinámica posterior al aprovechamiento forestal.

Se encontró una Riqueza (S) total de 50 especies de plantas vasculares con hábitos epifíticos, pertenecientes a 31 géneros y 19 familias. Del total de las especies identificadas, 26 son epífitas verdaderas (52%), 19 semiepífitas trepadoras (38%), tres hemiepífitas (6%) y dos epífitas casuales (4%). El Cociente epifítico (Ce) resultó ser de 42,4%, superior al reportado por Ferro *et al.* (2003) para el bosque de ciénaga en el humedal de Lugones de la propia Península ($Ce=33,3\%$).

En el análisis de la distribución de la abundancia de epífitas ésta por sectores y etapas (Figura 4) se detectan diferencias significativas entre las tres etapas posteriores al aprovechamiento forestal practicado ($F_{2,42}=11,097$ con $p<0,05$), sin embargo no son significativas entre los tres sectores ($F_{2,42}= 0,888$ con $p>0,05$).

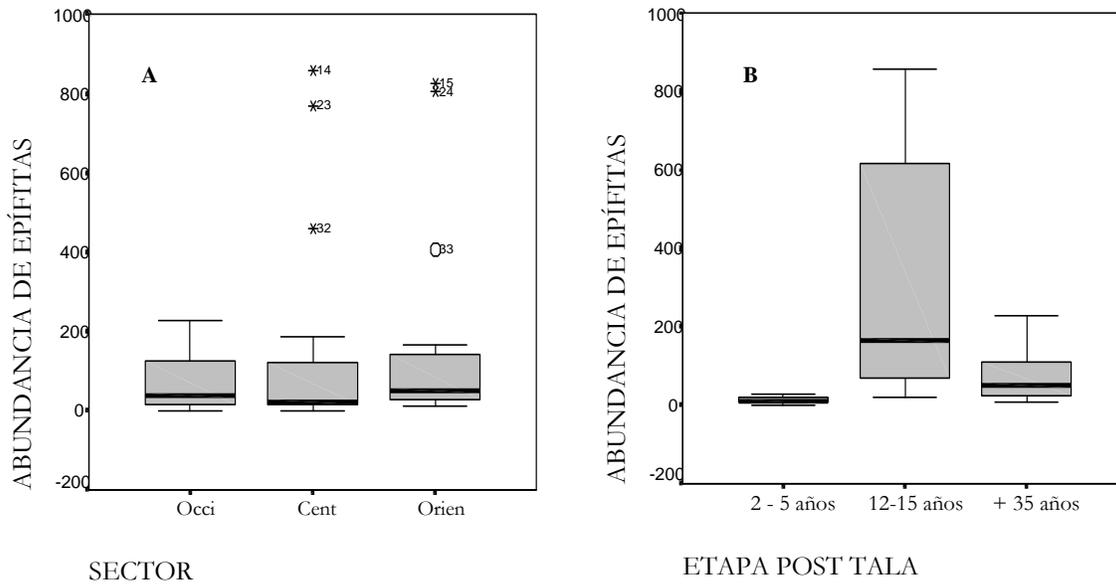


Figura 4. Distribución de la abundancia de epífitas vasculares por sectores (A) y etapas posterior a los disturbios por el aprovechamiento forestal (B). En A, Occi es Occidente, Cent es Centro y Orien es Oriente.

3. Correspondencia entre la dinámica de claros como elemento de la estructura forestal y de la comunidad de epífitas vasculares posterior a los disturbios por aprovechamiento forestal.

Habiendo comprobado que en los cambios post disturbios tiene mayor efecto la dinámica temporal del bosque que la espacial, se presenta el análisis de la correspondencia entre elementos de la estructura, con énfasis en los claros del dosel, sobre la riqueza y abundancia de epífitas por etapas (tratamientos).

En la Tabla 1 se aprecia que en el inicio de la sucesión posterior al impacto del aprovechamiento forestal (2 a 5 años), se encontró que la correlación entre epífitas y variables ambientales fue alta en ambos ejes del gráfico que resulta del análisis de correspondencia canónica rectificada. Pasados 12 a 15 años posteriores a los disturbios, la correlación entre epífitas y variables ambientales es menor que al inicio y al final de la etapa considerada (+ de 40 años). Según el Análisis de Correspondencia Canónico Rectificado, el porcentaje de variabilidad que explican los dos ejes asumidos va incrementando en la sucesión, indicando el peso de estos para ser asumidos como válidos. También se aprecia una relación fuerte entre epífitas y las variables de la estructura del bosque, donde se encuentran los claros del dosel, pero es más alta al inicio de la dinámica post disturbio y cuando el ecosistema se ha distanciado más del disturbio (+ de 40 años).

Tabla 1. Comportamiento de los valores obtenidos en el Análisis de Correspondencia Canónica Rectificado para cada eje canónico asumido respecto a la relación entre las variables de la estructura del bosque (ambientales) y la distribución de las epífitas vasculares en cada etapa de la dinámica evaluada.

Indicador	2 – 5 años		12 – 15 años		+ 40 años	
	Eje 1	Eje 2	Eje 1	Eje 2	Eje 1	Eje 2
Valor de los equivectores	0,76	0,382	0,26	0,043	0,722	0,348
Porcentaje de la variabilidad explicada	14,593	7,332	19,163	3,191	20,629	9,95
Correlación Epífitas – Variables ambientales	0,971	0,908	0,815	0,648	0,981	0,978

Como se aprecia en la Figura 5A, al inicio de la dinámica post disturbio (2 a 5 años), ocho especies de epífitas están más fuertemente relacionadas con la apertura del dosel, siete son semiepífitas trepadoras (*Marsdenia clausa* R. Br., *Cissus verticillata* (L.) Nicolson et Jar., *Gouania lupuloides* (L.) Urb., *Stigmaphyllon sagraeanum* A.Juss., *S. ledifolium* (HBK) Small, *Chiococca alba* (L.) Hitchc y *Pisonia aculeata* L.), lo cual refiere a un estado reciente de perturbación y se ajusta a los primeros estadios de la dinámica en que las lianas son dominante, correspondiente a una fase Fiera según la clasificación propuesta por Delgado (2011).

En el período intermedio (12 a 15 años) de la sucesión posterior a los disturbios se observa que los efectos del estado de la estructura y arquitectura forestal sobre la riqueza y abundancia de la comunidad de epífitas vasculares (Figura 5B) se caracterizan por una mayor concentración de la riqueza de especies con sus respectivas abundancias alrededor del punto de contacto de los dos ejes, y con un fuerte efecto de los claros del dosel, alrededor de las cuales se involucran la casi totalidad de las especies existentes.

Cuando han transcurrido más de 40 años de sucedidos los impactos de la tala, y se ha dejado recuperar a la comunidad sin más intervención forestal, se aprecia una mayor riqueza de epífitas, con la existencia ya de más evidentes los efectos de gradiente (Figura 5C), lo cual evidencia que los cambios del bosque han sido más lentos y la comunidad de epífitas va conformando su estructura a partir de una mayor dependencia de la magnitud de los claros del dosel, observándose mayor el efecto en la distribución de las especies más heliófitas (*Encyclia fucata* (Ldl.) Britt. et Millsp., *Tillandsia fasciculata* Sw, *T. utriculata* L., etc.)

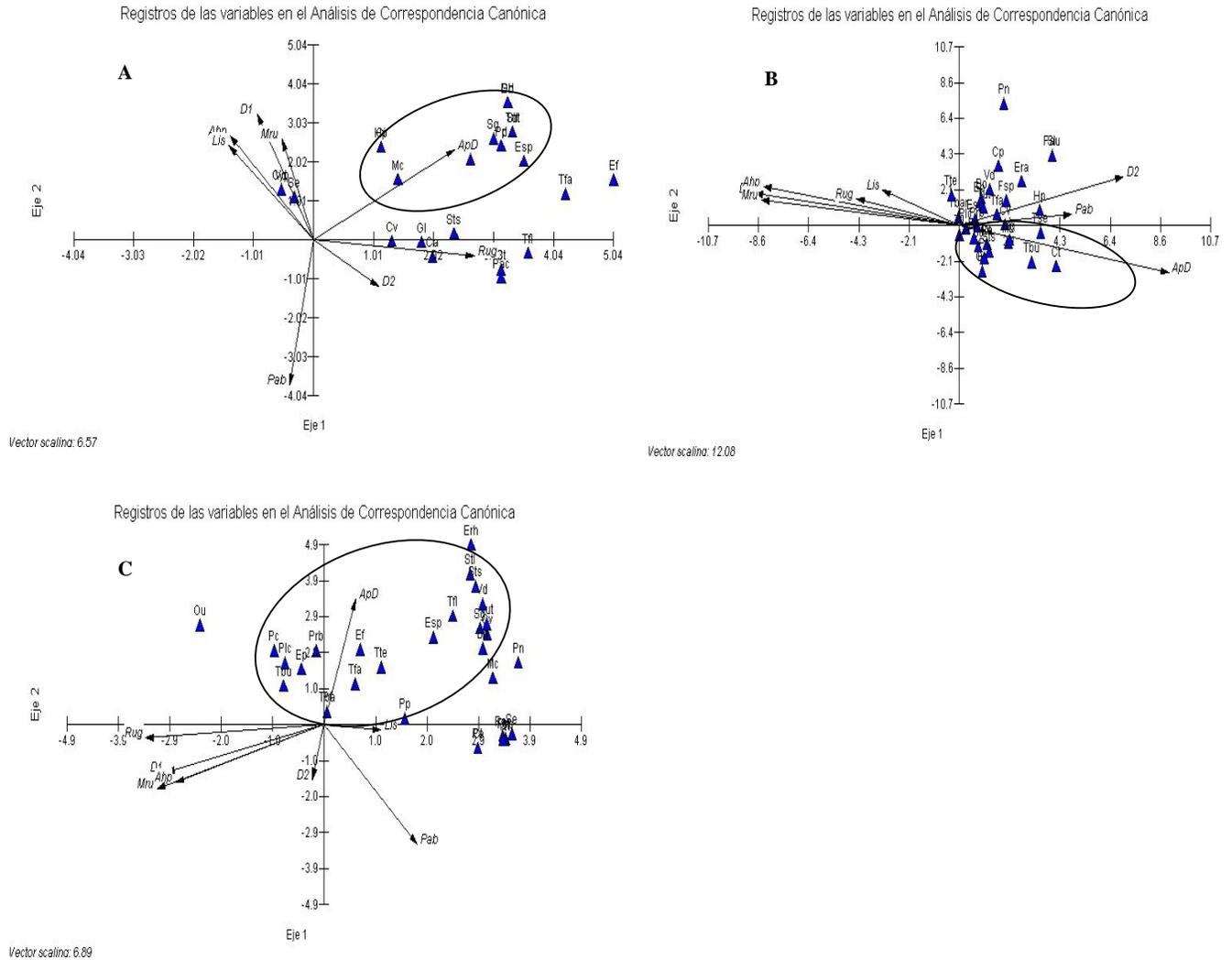


Figura 5. Distribución de la riqueza de epífitas vasculares en relación con las variables ambientales medidas (del bosque) en cada una de las tres etapas consideradas para la dinámica post disturbio, donde A es la etapa inicial (2 a 5 años), B es la etapa intermedia (12 a 15 años) y C es la más distante posterior al disturbio (+ de 40 años). Los símbolos de las especies se corresponden con las que se reseñan en el Listado de epífitas Anexos 1. Las variables ambientales son las que consideró Ferro (2004) en su evaluación; reconocemos de ellas a *ApD* Apertura del dosel.

Del total de variables consideradas por Ferro (2004), los claros del dosel son los que más afectan la abundancia ($r=0.631$, $p<0.001$). Como evidencia de ello podemos adicionar el comportamiento de la media de abundancia de epífitas vasculares la cual aumenta según se hace mayor el tamaño de los claros en el dosel (Figura 6).

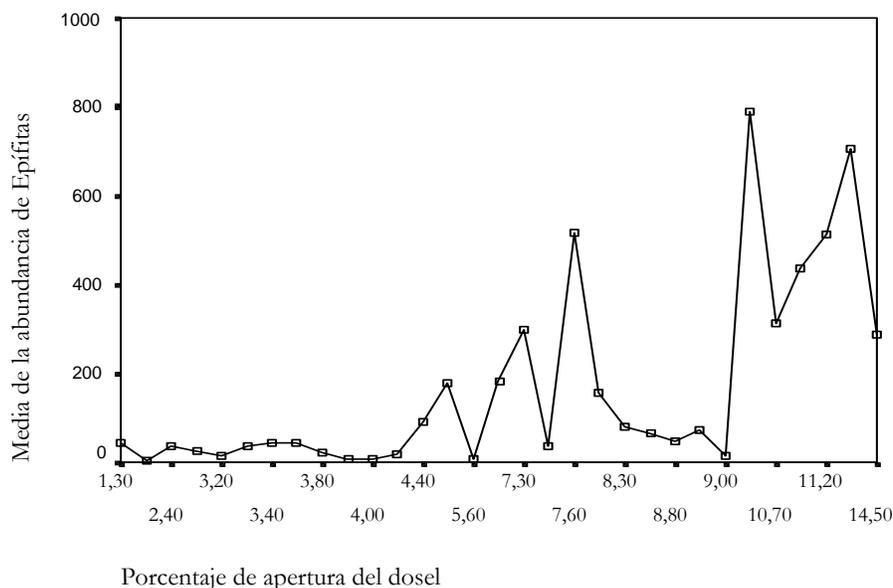


Figura 6. Distribución de la media de la abundancia de epífitas vasculares según los porcentajes de apertura del dosel forestal en el bosque semidecídulo notófilo.

DISCUSIÓN

La apertura del dosel forestal mostró ser superior en el momento intermedio de la sucesión (12 a 15 años) como se representa en la Figura 2; ello se entiende como el resultado combinado de la competencia va teniendo lugar desde el inicio de la sucesión post tala, y del efecto de borde que ocurre alrededor de los claros sobre muchos individuos, los cuales se van eliminando de la dinámica, produciéndose entonces mayores incrementos en las dimensiones de dichos claros. En su distribución por sectores, se aprecia que la apertura es mayor hacia el área de Cabo Corrientes, confirmándose además que en este sector han tenido lugar las mayores intensidades de tala, y una acentuación derivada de los efectos de borde en los claros.

En la dinámica de claros observada se pueden distinguir cambios de las aperturas del follaje desde los primeros momentos posteriores al disturbio con valores inferiores, que oscilan entre los 3 y 7 unidades porcentuales; sin embargo en una posición intermedia de esa dinámica (12 a 15 años) se dispara la magnitud de los mismos, para llegar a reducirse y estabilizarse con un aparente equilibrio en la magnitud de los mismos y su expresión en porcentaje; según lo apreciado estamos de acuerdo con lo expuesto por Cabrelli *et al.* (2006) quienes expusieron que las pequeñas perturbaciones propias de un bosque manejado generan una cobertura caracterizada por presentar proporciones similares de claros grandes y pequeños, tratándose entonces de un dosel del tipo discontinuo; pasados los 40 años el ajuste estructural del bosque hace notar una disminución de la magnitud de la perturbación y pensar que en este tiempo el bosque muestra una posible respuesta resiliente en cuanto a la cobertura de su follaje.

También los árboles y arbustos están fuertemente relacionados con la dinámica de claros del bosque (Figura 3), por lo que se aprecia un papel decisivo de tal efecto sobre la sucesión que tiene lugar en estos bosques semidecídulos, y en general en su

regeneración. Estos resultados se contradicen con los expuestos por Rico-Gray y García-Franco (1992), quienes afirmaron que en los Bosques Tropicales Secos la dinámica de los claros y el banco de semillas del suelo son de menor importancia en la regeneración natural.

La diversidad de epífitas encontrada es alta; los bosques tropicales secos semideciduos, en el caso de los de Guanahacabibes, teniendo en cuenta sus cualidades de ambientes secos, asumen frecuentemente en mucha de su flora hábitos epifíticos, estando esta diversidad muy estrechamente vinculada a los cambios sucesionales que en el mismo tienen lugar. Los estadios intermedios de las sucesiones, donde se multiplican los efectos de los disturbios a causa de los ajustes estructurales que van teniendo lugar en los mismos claros, con muertes frecuentes por exclusión competitiva como impactos de los bordes de los mismos, genera un incremento de la abundancia de la comunidad epifítica (Figura 4), dominada por las especies de mayor capacidad competitiva, las cuales se regulan en la medida que, con el paso del tiempo, la cantidad y proporción de los claros va disminuyendo.

Con el avance del tiempo en una dinámica de aproximadamente 40 años posteriores a los impactos de un disturbio, la comunidad de epífitas vasculares se regula, dentro del bosque tropical seco semideciduo, por los cambios que tienen lugar en la cobertura del dosel, teniendo picos superiores de abundancia cuando los claros incrementan a consecuencia de la dinámica de la apertura del follaje (Figura 5). En el estadio intermedio de la sucesión post disturbio, aproximadamente a los 15 años, las epífitas vasculares muestran tener mucha más relación con la apertura, en lo que parece incidir, no solo la dominancia de aquellas epífitas más heliófitas y de mayor capacidad competitiva, sino los incrementos de la luminosidad que penetra debajo del dosel por efecto del mayor incremento de esa apertura.

Aún cuando los incrementos de abundancia de epífitas están fuertemente correlacionados con los incrementos del porcentaje en que se abre el dosel, existen valores porcentuales que marcan cambios en la abundancia de epífitas, y son aquellos en que esta variable cambia entre 8 y 10 % de apertura (Figura 6), lo cual parece estar relacionado con la disminución de hospederos que se encontraron entre esos valores de apertura al relacionarlo con la abundancia de árboles y arbustos (Figura 3). Este aspecto deberá indagarse con mayor profundidad.

CONCLUSIONES

El aprovechamiento forestal basado en talas selectivas genera disturbios post impactos que se manifiestan principalmente en los cambios de la continuidad del dosel del bosque, con un impacto inducido que produce incrementos ulteriores de la magnitud de los claros hasta aproximadamente 15 años después, en que comienzan a disminuir sin recuperarse todavía al paso de 40 años.

El sector más oriental de la península (Cabo Corrientes) ha sido el más intensamente explotado por el manejo forestal y ello se expresa en las mayores cifras porcentuales de su apertura del dosel (claros) lo cual refuerza el valor de esta variable como indicadora de disturbios de manejo en el bosque tropical seco semideciduo de la península de Guanahacabibes.

Los cambios que se experimentan en la estructura del dosel en base a la dinámica de claros observada se corresponde con los de la abundancia de epífitas vasculares ya que esta comunidad dependiente del bosque se va estructurando en cuanto a la dominancia de sus especies a partir de la alternancia de la penetración de luz, encontrando que cuando recién se producen los disturbios es dominada por semiepífitas trepadoras, más adelante por epífitas verdaderas típicamente heliófitas y posteriormente por las epífitas verdaderas con una mayor tolerancia a la sombra, en detrimento de la abundancia de algunas heliófitas expansivas.

BIBLIOGRAFÍA

ACEVEDO GONZÁLEZ, M. 1992. Geografía Física de Cuba. Tomo II. Editorial Pueblo y Educación. 407 pp.

BAZZAZ F.A. Y PICKETT S.T.A. 1980. Physiological ecology of tropical succession: A comparative review. *Ann Rev Ecol Syst* 11: 287-310, 1980

CABRELLI, D.; S. REBOTTARO Y D. EFFRON. 2006. Caracterización del dosel forestal y del microambiente lumínico en rodales con diferente manejo, utilizando fotografía hemisférica. *Rev. Cienc. Forest. Quebracho*. No. 13:17-25

COLLANTES CHAVEZ-COSTA, A.; D. GRANADOS-SÁNCHEZ Y G. LÓPEZ-RÍOS. 2000. Sucesión de grupos ecológicos de árboles en una selva mediana subperennifolia secundaria. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 6(1): 5-14

DE ANDRADE KERSTEN, R. Y S. MENEZES SILVA. 2001. Composição florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta da planície litorânea na Ilha do Mel, Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Bot.* Vol.24. No.2. 17 pp.

DELGADO, F. 1999. Estructura y diversidad forestal de bosques semidecuidos de la Reserva de Biosfera Península de Guanahacabibes. Tesis en opción al grado académico de Máster en Ecología y Sistemática Aplicada. Mención Ecología. CITMA, Pinar del Río. 82 pp.

DELGADO, F. 2011. Clasificación funcional del bosque semidecuido de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes. Cuba. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias. Programa de doctorado cooperado: Desarrollo Sostenible y Conservativo de Bosques Tropicales: Manejo Forestal y Turístico. Universidad de Alicante (España) y Universidad de Pinar del Río (Cuba). 172 pp.

DENSLOW J.S. 1987. *Tropical rainforest gaps and tree species diversity*. - *Ann Rev Ecol Syst* 18: 431-51

FERRO DÍAZ, J.; F. DELGADO; A.B. MARTÍNEZ. 1995. Mapa de vegetación actual de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes", Pinar del Río. Cuba. 1:100 000. Memorias del II Simposio Internacional HUMEDALES'94. Ciénaga de Zapata, Septiembre de 1994. Editorial Academia. 130-132 pp.

FERRO DÍAZ, J.; N. FERRO DÍAZ Y F. DELGADO FERNÁNDEZ. 2003. La comunidad de epífitas vasculares de Ciénaga Lugones, Península de Guanahacabibes, Cuba. En Neiff,

J.J. (Edit.) Humedales de Iberoamérica. CYTED Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. Subprograma XVIII. Red Iberoamericana de Humedales (RIHU). pp 291-302.

FERRO, J. 2004. Efectos del aprovechamiento forestal sobre la estructura y dinámica de la comunidad de epífitas vasculares del bosque semidecíduo notófilo de la Península de Guanahacabibes, Cuba. Tesis en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Forestales. Facultad de Forestal y Agronomía, Universidad de Pinar del Río, Cuba. 108 pp.

GENTRY, A. H. Y DODSON C. H. 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 74: 205-233.

HARTSHORN, G. S. 1978. Tree falls and tropical forest dynamics. In: Tropical trees as living systems. Tomlinson, P. B. y M. H. Zimmerman (eds.). Cambridge Univ. Pres. Cambridge. pp.617-638.

HERRERA, M.; G. ALFONSO Y R. HERRERA. 1987. Las Reservas de la Biosfera en Cuba. *Instituto de Ecología y Sistemática, Academia de Ciencias de Cuba*. 11 pp.

JOHANSSON, D. 1974. Ecology of vascular epiphytes in West African Rain Forest. *Acta Phytogeographica Suecica* 59:1-129.

KRESS W.J. 1986. The systematic distribution of vascular epiphytes: an update. *Selbyana* 9:2-17.

LOPETEGUI, C.M.; A. SÁNCHEZ; H. NARANJO; P. RUIZ; F. DELGADO. 1999. Caracterización climática y bioclimática de la Península de Guanahacabibes. Memorias del Taller Internacional TROPICO '99. Instituto de Meteorología. CITMA. Ciudad Habana. 47 pp.

LOWMAN, M.D. Y P.K. WITTMAN. 1996. Forest canopies: Methods, Hypotheses, and Future directions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27:55-81 pp.

LÜTTGE, U. 1989. Vascular epiphytes: setting the Scene. En Lüttge, U. (Ed.). *Ecological Studies* 79: Vascular plants as ephiphytes. Springer-Verlag, New York, 1-12 pp.

MERINO DE MIQUEL, S., J. SOLANA GUTIÉRREZ Y F. GONZÁLEZ-ALONSO. 2005. Análisis de la estructura del dosel vegetal a partir de variogramas de imágenes de alta resolución. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 19:141-145

MINAGRI. 1986. Proyecto de Ordenación Forestal de la Empresa Forestal Integral Guanahacabibes. Ministerio de la Agricultura. Pinar del Río. 240 pp.

MOFFET, M. W., 2000. What's up? A critical look at the basic terms of canopy biology. *Biotropica*, 32:59-596.

NADKARNI, N.M. 1986. An ecological overview and checklist of vascular epiphytes in the Monteverde cloud forest reserve, Costa Rica. *Brenesia* 24:55-632 pp.

- NIEDER, J.; P.L. IBISCH Y W. BARTHLOTT. 1996-1997. Biodiversidad de epífitas - una cuestión de escala. *Revista del Jardín Botánico Nacional*. Vol. XVII - XVIII: 59-62 pp., La Habana
- OLDEMAN, R. A. A. 1978. Architecture and energy exchange of dicotyledonous trees in the forest. *In: Tropical trees as living systems*. Tomlinson, P. B. y M. H. Zimmerman (Eds.). Cambridge Univ. Pres. Cambridge. pp. 535-560.
- OLDEMAN R., A. A. 1983. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity. *In: Tropical rain forest: ecology and management*. Sutton, S. L., T. C. Whitmore y A. C. Chadwick (eds.). Special publication Number 2 of the British Ecological Society. Blackwell Sci. Publ. Oxford. 448 pp.
- RICO-GRAY, V. Y J.G. GARCÍA-FRANCO. 1992. Vegetation and soil seed bank of successional stages in tropical lowland deciduous forest. *J. Veg. Sci.* 3: 617-624.
- STEEGE, H. Y J.H.C., CORNELISSEN. 1989. Distribution and ecology of vascular epiphytes in Lowland rain forest of Guiana. *Biotropica* 21:331-339.
- TEER BRAAK, C.J.F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: A New Eingenector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology*. Volume 67, Issue 5:1167-1179.
- VÁZQUEZ-YAÑES C., GUEVARA-SADA S. 1985. Caracterización de los grupos ecológicos de árboles de la selva húmeda. *In: Gómez-Pompa A, del Amo S (Eds) Investigaciones sobre la Regeneración de Selvas Altas en Veracruz, México, II*. Editorial Alhambra, México DF, México, pp 67-78.
- WHITMORE T.C. 1975. *Tropical rain forests of the Far East*. Oxford Clarendon Press, London.
- WHITMORE, T.C. 1978. Gaps in the forest canopy. *In: Tropical trees as living systems*. Tomlinson, P. B. y M. H. Zimmerman (eds.). Cambridge Univ. Pres. Cambridge. pp. 639-655.
- WHITMORE, T.C. 1990. An introduction to tropical rain forest. Oxford Clarendon Press. Londres. 226 p.
- ZOTZ, G. Y ANDRADE, A. 2002. La Ecología y fisiología de las epífitas y las hemiepífitas. *En: Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Guariguata y Kattan (comp.) LUR. Costa Rica. pp. 271-296.

CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DEL BOSQUE SECO SEMIDECIDUO DE LA PENÍNSULA DE GUANAHACABIBES (CUBA) POR EL APROVECHAMIENTO FORESTAL.

Changes in the structure and diversity of the dry semiciduos forest of the Peninsula of Guanahacabibes (Cuba) for the forest use.

Freddy Delgado Fernández y Alina Pérez Hernández
ECOVIDA. Km. 2 ½ Carretera a Luis Lazo, Pinar del Río. freddy@ecovida.vega.inf.cu

RESUMEN

Se estudian cuatro localidades del bosque seco semideciduo de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes, para conocer su estructura y diversidad forestal, así como las modificaciones producidas por perturbaciones antropogénicas. Se comprobó la existencia de una estratificación del bosque formada por: un estrato arbustivo y dos arbóreos con especies que tipifican cada uno. Se registraron 86 especies arbóreas con una riqueza de especies de 40 ± 10 por 625 m^2 y un índice de diversidad (H') y Equitatividad (J') 2.65 ± 0.17 y 0.72 ± 0.03 respectivamente. La estructura se caracteriza por tener valores de: densidad, 6144 a 8700 arb./ha; área basal del fuste, 21 a $72 \text{ m}^2/\text{ha}$; volumen, 130 a $540 \text{ m}^3/\text{ha}$; valores comparables con los más altos reportados en la literatura consultada. Se encuentran diferencias significativas en los valores medios de las alturas, DAP y diámetro de la copa, entre las localidades de estudio, dado por el estado de conservación y fases sucesionales en que se encuentran los bosques. Se demuestra el impacto que han provocado las talas selectivas en la estructura y diversidad forestal. Se aportan conocimientos teóricos para futuras investigaciones relacionadas con los procesos sucesionales y capacidad competitiva de las especies, así como elementos para la aplicación de manejos silvícolas.

Palabras clave: Estructuras de bosques tropicales, diversidad vegetal, conservación

SUMMARY

Four areas of semideciduo forest from Biosphere Reserve "Peninsula de Guanahacabibes has been studied, to know the structure and forest diversity, as well as the modifications that has been produced by anthropogenic perturbances. We can prove the existence of stratification in that kind of forest, formed by: a shrub stratum and two arboreal stratum with species that characterized each one. We could count 86 arboreal species with a species richness of 40 ± 10 by 625 m^2 and a Diversity (H') and Evenness (J') Index of 2.65 ± 0.17 and 0.72 ± 0.03 respectively. The structure is characterized by having values of: density, 6144 to 8700 arb./ha; basal area of 21 to $72 \text{ m}^2/\text{ha}$; volume, 130 to $540 \text{ m}^3/\text{ha}$; values comparable with the highest reported in the consulted literature. Also we can find significant differences in the means values of the heights, DAP and a top diameter, among the studied areas, given by the conservation state and sucesionales phases in that forests. The impact that has caused the selective feelings in the structure and forest diversity is demonstrated. Theoretical knowledge is contributed to the future researches related with the sucesionales processes and competitive capacity of the species, as well as elements for the application of the different forest managements.

Key Words: Structures of tropical forests, vegetable diversity, conservation

INTRODUCCIÓN

La estructura del bosque ha sido estudiada por diversos autores: Richard (1939), la analiza con la distribución en tipos biológicos; Turnbull (1963), por la distribución en clases basimétricas; Odum (1970), atendiendo a la estructura anticiclónica; Mervart (1971), la relaciona con la distribución por clases diamétricas; Finol (1971), por la distribución espacial de los árboles, incluyendo la estructura horizontal y vertical del bosque, y Kira (1978), por la distribución vertical del follaje. Bourgeron (1983), determinó la estratificación de los bosques tropicales en tres formas; por especies, por individuos y por la masa de hojas, donde expone que el patrón de estructura vertical reviste una importancia mayor que en los bosques templados.

Las características físico-geográficas de la Península de Guanahacabibes, son determinantes para el desarrollo de formaciones vegetales típicas, como es el caso de los bosques semidecuidos según: Capote *et al.* (1989), Del Risco (1989 y 1999) y Delgado *et al.* (2000); catalogado por Samek (1973), Herrera *et al.* (1987), Bisse (1988) y Ferro *et al.* (1995) como el más extenso, rico y conservado de su tipo en Cuba.

El bosque puede presentar disturbios por diferentes causas, como la caída natural de los árboles, los incendios, las actividades agrícolas o el aprovechamiento forestal, entre otros. Dado que estos procesos alteran la estructura y la composición florística de los bosques (Toledo *et al.*, 2003). Desde la perspectiva del manejo de recursos naturales, considerando integralmente los aspectos de producción, conservación y restauración, es importante entender la respuesta de los ecosistemas a las perturbaciones, así como detectar el cambio en el estado de los sistemas ecológicos. Dado que se trata de procesos que ocurren a escalas temporales y espaciales extensas, el enfoque de investigación ecológica de largo plazo y de observación continua (monitoreo) es esencial (Franklin *et al.*, 2001).

Este trabajo tiene los siguientes objetivos: a) Caracterizar la estructura horizontal y vertical del bosque semidecuido y su diversidad forestal. b) Analizar la influencia de los métodos de aprovechamiento forestal sobre el comportamiento de la estructura y para contribuir con una base teórica al proponer recomendaciones para aplicar nuevas técnicas de manejo.

ÁREAS DE ESTUDIO Y MÉTODOS.

Se seleccionaron cuatro localidades de investigación del bosque seco semidecuido de la Península de Guanahacabibes, teniendo en cuenta el estado de desarrollo del bosque dado por el grado de afectación antrópica, métodos y tiempo del aprovechamiento forestal a que estuvieron sometidos, principalmente por las talas selectivas; plan de manejo actual, composición florística y fisionómicas del bosque, y características geomorfológicas de los sitios. Se consideró además, la accesibilidad de las áreas para realizar las mediciones y la seguridad de su permanencia, sin ser afectadas por otros objetivos.

Para definir estas condiciones se tomaron los criterios de: Capote y Berzain (1984), MINAGRI (1987; 2008), Capote *et al.* (1988), Herrera *et al.* (1988), Ferro *et al.* (1995), Delgado *et al.* (2000), Herrera-Peraza *et al.* (2005), CITMA (2008) y Delgado (2012). Además se realizaron entrevistas a los antiguos habitantes y trabajadores de las

localidades, para conocer la forma y el tiempo de explotación a que estuvo sometido el bosque. (Tabla 1).

Tabla 1. Características de las localidades de estudio en la Península de Guanahacabibes.

Aspectos analizados para la selección	Áreas de estudio			
	Carabelita	Veral II	Veral I	La jaula
Tipo de bosque (Delgado, 2012)	Semideciduo notófilo	Semideciduo notófilo	Semideciduo notófilo	Semideciduo notófilo
Altura media (m)	16 a 22	15 a 20	10 a 15	12 a 17
Grado Antropización (Delgado, 2012)	Poca	media	Muy alto	Alto
Método de aprovechamiento. (Minagri, 2008)	Tala selectiva del estrato superior	Tala selectiva del estrato superior	Tala rasa total y cultivo agrícola	Tala selectiva a todos los estratos
Último año de aprovechamiento (Minagri, 2008)	1920	1963	1963	1999
Fase sucesional (Herrera <i>et al.</i> , 1987)	Homeostasis final	Homeostasis media	Fiera II media	Fiera II Final
Afloramiento rocoso (%)	40 a 50	50 a 60	30 a 40	30 a 40
Plan de manejo actual (CITMA 2008)	Conservación en Reserva natural	Conservación en Reserva natural	Conservación en Reserva natural	Tratamiento silvícola

En cada localidad, se tomó un área de 0.25 ha, dividida en cuatro parcelas de 625 m² (25 x 25), separadas una de otra por 50 m, para un total de 16 parcelas que abarcan 1 ha. El tamaño de las parcelas se obtuvo por el método de área mínima según Braun-Blanquet (1979). Se inventariaron e identificaron todos los árboles a partir de 2 m de alto y 1 cm de diámetro a la altura de 1.30 m del suelo (DAP) según la metodología de UNESCO (1980) de medir todos los árboles hasta el diámetro más pequeño posible. Se determinó, para cada localidad, la composición y riqueza de especies y se confeccionaron los listados florísticos. Se estimaron los índices de diversidad y equitatividad según Shannon-Weaves (1949) y Lloyd y Ghelardi (1964).

Se hizo una base de datos por parcela en un software creado para este fin. Posteriormente los datos fueron agrupados para su análisis estadístico; primeramente se aplicó una prueba de heterogeneidad de χ^2 para las réplicas dentro de cada tratamiento, comprobándose que los datos provienen de una misma población, por lo que se procedió a unir las replicas en una muestra única por cada tratamiento. Para detectar diferencias entre los tratamientos se aplicó un análisis de varianza de clasificación doble, el cual arrojó diferencias significativas, para un nivel de significación de 0.001. Para determinar entre que tratamiento existe diferencia, se utilizó la prueba de Turkey.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estructura

Estratificación vertical. A pesar de las discrepancias encontradas en la literatura para

definir la existencia o no de la estratificación en los bosques tropicales, en este trabajo demostramos que, para el bosque semidecíduo de la Península de Guanahacabibes, sí se puede hablar de la presencia de una estructura vertical definida, compuesta por tres estratos. Uno arbustivo (Ea) y dos arbóreos: arbóreo inferior (EAi) y arbóreo superior (EAs); cada uno de ellos con sus características florísticas y fisionómicas propias, así como el papel que desempeñan en el funcionamiento del ecosistema.

La Figura 1 representa los histogramas de frecuencia de la distribución, por clases de altura, del número de individuos para una parcela de 625 m². En esta distribución se aprecia claramente, para las cuatro zonas de estudio, la formación de tres modas; estas testifican la existencia de los estratos y definen los valores en que oscila cada rango de altura, los que dependen en gran medida del estado sucesional en que se encuentra el bosque. Estos rangos son: (Ea) de 2 a 5.12 m de alto, (EAi) de 5.13 a 11 m de alto y (EAs) mayor de 11 m de alto.

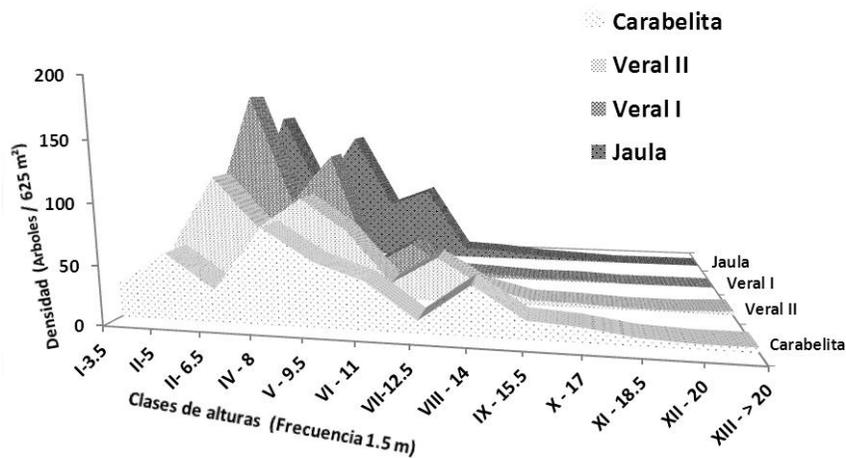


Figura 1. Distribución del número de árboles por Clases de Alturas, en las localidades de estudio, Península de Guanahacabibes.

Al comparar la distribución de los árboles por clases de altura entre las diferentes parcelas (Figura 1), el resultado del ANOVA nos dio diferencias altamente significativas ($F = 17,69$; $p < 0.001$) entre las localidades, las que pueden testificar el estadio sucesional que presenta cada bosque. La zona de Carabelita, considerada como la de mayor desarrollo y estado de conservación, presenta los menores valores hasta la clase IV y a partir de la clase VIII ocupa los valores más altos, contrario a lo que ocurre en Veral I, donde el bosque es más joven en fase fierra final al haber sufrido una tala total y restaurarse de forma natural.

Es significativo resaltar que la moda correspondiente al EAs (Figura 1), surge en una clase mayor mientras menor es la perturbación antropogénica del bosque, así tenemos que para Veral I y la Jaula aparece en la clase VI; para Veral II en la clase VII y en Carabelita se manifiesta en la clase VIII, lo que determina un incremento de la altura media del bosque.

La distribución por clases de alturas presenta que la mayor densidad de los árboles se encuentra entre los 5 y 10 m de alto para todas las áreas, lo que representa un $52.7 \pm 3\%$, muy superior al 22.2% obtenido en los bosques siempreverdes de Sierra del

Rosario, reportado por Menéndez *et al.* (1988) donde coincide también la mayor densidad. La densidad de árboles con alturas superiores a los 15 m representa solo el 2% para una densidad de 160 arb./ha. En los bosques semidecíduos de Guanahacabibes, aparecen muy aisladamente árboles con alturas superiores a los 20 m y nunca sobrepasan los 25 m; además, escasos individuos sus copas sobrepasan el dosel dominante del bosque.

Distribución por clases diamétricas.

En el bosque semidecíduo de la Península de Guanahacabibes se presenta la tendencia a disminuir el número de árboles a medida que aumenta el valor de la clase diamétrica (Figura 2), coincidiendo con lo obtenido por Menéndez *et al.* (1988) para los bosques siempreverdes de Sierra del Rosario y para otros bosques tropicales según UNESCO (1980), Dallmeier *et al.* (1992), entre otros.

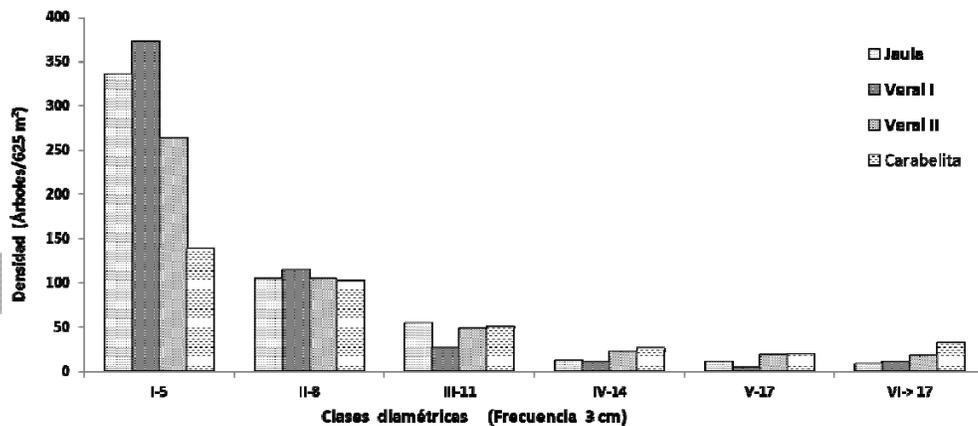


Figura 2. Distribución del número de árboles por Clases Diamétricas, en las localidades de estudios, Península de Guanahacabibes.

Se presenta una diferencias altamente significativas ($F = 30,12; p < 0.001$) entre los valores correspondiente a Carabelita con las demás localidades de estudio; en primer lugar el número de individuos hasta la clase 4 es mucho menor, al igual que el valor de la diferencia entre ellas. Sin embargo, a partir de la clase 6 (> 10 cm) la distribución de los árboles no es uniforme, pero el número de ellos es considerablemente mayor que lo registrado en las demás zonas y aún mas, en la clase 13 (> 20 cm).

Esta forma de distribución de los árboles se manifiesta en el Veral II, pero con el doble de los individuos en la clase 1 y dos veces menor en la clase 13. Estas diferencias son aun más notables en las zonas del Veral I y la Jaula, donde la presencia de árboles con diámetros superiores a los 10 cm es escasa, entre estas dos localidades no se encontró diferencias significativas, por consiguiente se ha producido una alteración en la estructura de estos bosques, por el efecto del aprovechamiento forestal con mayor intensa.

Son significativos los altos valores registrados en la densidad de individuos para las clases 1 y 2 con porcentajes de 89.5 ± 9.2 , semejantes a los obtenidos por Lingue y

Herrera (1983), con 70.2%; pero a la vez aparece mayor densidad de árboles con valores de diámetros superiores a los 20 cm., específicamente en Carabelita, donde pueden encontrarse hasta más de 400 arb./ha, lo que se distingue aún más por la presencia de 40 a 140 arb./ha con diámetros superiores a los 35 cm y que aparecen también, individuos con DAP superiores a 1m, de especies como: *Ficus. spp*, *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn, *Cedrela odorata* L., *Bombacopsis cubensis* A. Robyns y *Sideroxylon foetidissimum* Jacq. Menéndez *et al.* (1988) para Sierra del Rosario solo reporta 16 árb./ha de estas dimensiones pero no sobrepasan los 40 cm de DAP. Pierre (1985) encuentra resultados semejantes en bosques secos (semidecuidos) de Venezuela.

El follaje.

El follaje es otro elemento a considerar para el análisis de la estructura de los bosques tropicales, utilizado por muchos autores para estudiar las fases sucesionales y el funcionamiento de estos ecosistemas, como Odum (1970), Weaver y Pool (1979), Menéndez *et al.* (1988), Herrera y Rodríguez (1988) y Ferro (2004) En la Tabla 2, se registran los resultados de las mediciones del follaje de las localidades estudiadas y cómo se comportan en la estratificación del bosque. El análisis estadístico también dio diferencias altamente significativas entre las localidades ($F=43.8 \quad p> 0.001$).

Se puede apreciar cómo aumenta el valor de la sumatoria total de las proyecciones de las copas de los árboles (área basal de la copa, ABC, m²) en el suelo, a medida que las fases de silvigenésis tienden a estadios superiores o bosques más conservados. Ocurre lo mismo con el diámetro medio de la copa (DC) y la relación DC/DAP y viceversa cuando el bosque ha estado expuesto con mayor intensidad al aprovechamiento forestal.

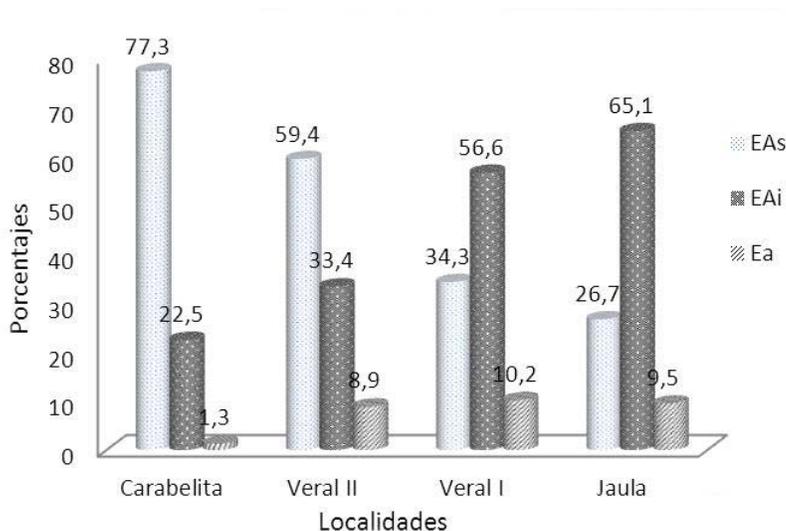


Figura 3. Distribución relativa de la proyección horizontal del follaje, según la estratificación de los bosques semidecuidos de la Península de Guanahacabibes.

Tabla 2. Análisis del follaje como elemento de la estructura vertical del bosque en las localidades de estudio, Península de Guanahacabibes: ABC, Área Basal (m²) de la copa; DC, Diámetro medio de la Copa (m) y relación DC/DAP.

Localidad es	Total Parcela					Por estratos										
	ABC	DC	DC/DAP	AB	%	Ea		EA i				EAs				
						DC	DC/DAP	AB	%	DC	DC/DAP	AB	%	DC	DC/DAP	
Carabelita	322	2.31	27.6	38	1.2	0.7	23.	701	21.	2.2	32.	248	77.	5.9	29.	
	1					5	1		8	1	8	2	1	6	5	
Veral II	136	1.48	26.2	106	7.8	0.7	28.	451	33.	1.9	28.	807	59.	4.4	25.	
	4					2	2		1	2	2		2	9	4	
Jaula	110	1.42	28.5	97	8.8	0.6	30.	719	65.	1.9	32.	288	26.	4.1	24.	
	4					8	7		1	0	9		1	8	5	
Veral I	892	1.24	25.0	88	9.9	0.6	19.	504	56.	1.8	30.	300	33.	3.9	26.	
						0	9		5	1	7		6	1	8	

Para el EAi se registran los mayores valores de DC/DAP; en él están presente las especies de mayor capacidad competitiva, clasificadas por Herrera *et al.* (1988) y Delgado *et al.* (2005), como estabilizadoras del ecosistema. Las copas de los árboles que conforman el EAi forman una mejor estructura, pues son capaces de entrelazarse, además, éste estrato no es muy afectado por el aprovechamiento forestal, porque en su composición florística no están presente las especies de mayor valor comercial y sus fustes no sobrepasan generalmente los 10 cm de DAP.

Área Basal (ABF) y Volumen del fuste (V).

En la Tabla 3 están registradas las características estructurales de las diferentes zonas, donde se incluye las medias de los valores del ABF y del V, por estratos y totales de las localidades estudiadas.

Tabla 3. Características estructurales de las localidades de estudio en la Península de Guanahacabibes. Ea, Estrato arbustivo; EAi, Estrato arbóreo inferior; EAs, Estrato arbóreo superior; X, media; Sx, Desviación estándar.

Estratos	Variables	UM	Localidades						x	Sx
			Carabelita	Veral II	Jaula	Veral I				
Ea	Densidad	Arb/h	2 320	4 128	4 304	5 008	3940	534		
	Área Basal	m ² /ha.	1.99	3.65	2.18	3.96	2.94	0.51		
	Volumen	m ³ /ha	4.61	10.03	4.52	8.45	6.90	1.60		
EAi	Densidad	Arb/h	2 400	2 496	4 064	3 136	3024	520		
	Área Basal	m ² /ha	13.01	15.73	14.04	9.54	13.08	1.59		
	Volumen	m ³ /ha	60.30	87.36	58.42	41.18	61.81	12.77		
EAs	Densidad	Arb/h	1 424	816	336	416	748	342		
	Área Basal	m ² /ha	57.16	34.61	10.18	7.64	27.39	15.21		
	Volumen	m ³ /ha	474.78	343.38	67.22	50.48	233.96	124.42		

Total	Densidad	Arb/h	6 144	7 440	8 704	8 544	7708	512
	Área Basal	m ² /ha	72.16	53.99	26.41	21.19	43.43	15.32
	Volumen	m ³ /ha	539.69	441.11	130.16	106.11	304.26	119.71

El Ea aporta sólo entre el 2.6% y el 18.8% del valor total del ABF, a pesar de que representa entre el 40% y el 58% de la densidad para todas las zonas. Lo contrario ocurre para el EAs, con porcentajes de 40% a 75% de ABF, con solo un 4 a un 23% de densidad.

Las variables: densidad del bosque y volumen del fuste del EAs, constituyen dos indicadores para determinar la calidad del ecosistema o grado de perturbación por el aprovechamiento forestal (Delgado, 2012), esta afirmación se comprueba al realizar una comparación entre las cuatro localidades en estudio, mediante un análisis de ANOVA representado en los diagramas de caja (Figuras 4 y 5). Si existen diferencias altamente significativas entre grupos, donde los valores más altos coinciden con las localidades más conservadas (Carabelita y Veral 2) y los menores valores se registran en las que sufrieron la mayor intensidad del aprovechamiento forestal (Veral 1 y Jaula), por consiguiente esta intervención afecta considerablemente la estructura del bosque ya que en este estrato están los individuos de las especies de alto valor comercial.

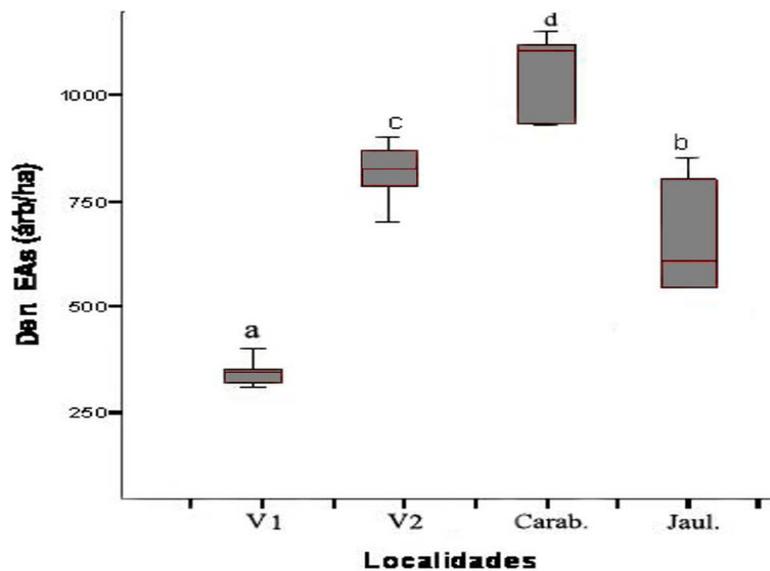


Figura 4 Distribución de la Densidad (arb/ha) del estrato arbóreo superior (Den EAs) por las localidades en estudio, península de Guanahacabibes. Gráfico de barras de errores simples. SPSS.15: V 1, Veral 1; V 2, Veral 2; Carb, Carabelita; Jaul, Jaula.

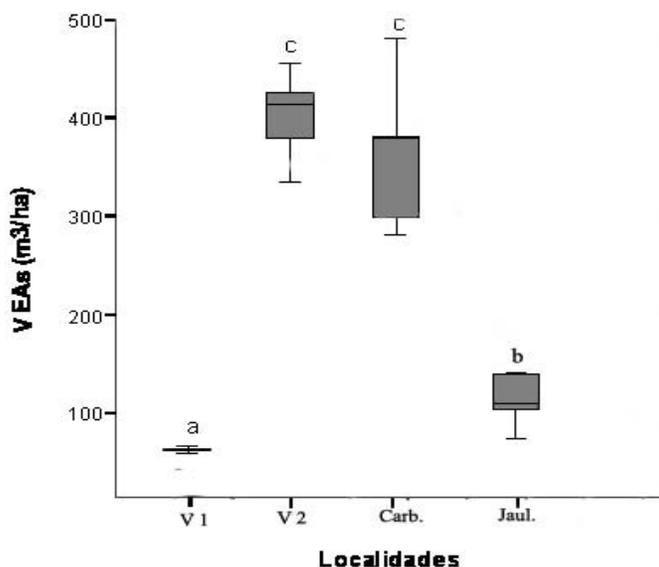


Figura 5 Distribución del volumen del estrato arbóreo superior (V EAs) por las localidades en estudio, península de Guanahacabibes. Gráfico de barras de errores simples. SPSS.15.V 1, Veral 1; V 2, Veral 2; Carb, Carabelita; Jaul, Jaula.

Los valores obtenidos del Área basal del fuste en Carabelita (72.16 m²/ha), son comparables con las selvas altas perennifolias de México (70.5 m²/ha), según Carabias (1980) y con una parcela estudiada por Klinge y Herrera (1983), en las selvas amazónicas de Venezuela, (72.9 m²/ha). Otros estudios reportan valores de menores áreas basales como: Menéndez *et al.* (1988), con 39.0 m²/ha, en los bosques siempreverdes de Sierra del Rosario; Arends *et al.* (1993), con 35.6 m²/ha, para las selvas nubladas de Venezuela; Weaver y Chinae (1987) con 30.4 m²/ha para bosques secos siempreverdes de Islas Vírgenes; Dallmeier *et al.* (1992), con 28.23m²/ha, para bosques siempreverdes de Puerto Rico; Meave (1990), con 41.8 m²/ha para bosques secos (semidecíduos) y Pierre (1985) para este último bosque, reporta 30 m²/ha. Este resultado da una idea del alto grado de desarrollo sucesional y poca afectación antrópica que tiene el bosque de Carabelita, el cual se asemeja, en gran medida, a los bosques originales o primarios que existieron en la península.

El valor registrado para el Veral II, 53.9 m²/ha, es comparable a los reportados en la literatura anteriormente mencionada; aquí influye la presencia de árboles con DAP muy grandes de *Ficus* spp y *C. pentandra*, especies sin valor forestal que quedan en el EAs después del aprovechamiento e influyen decisivamente en el aporte de la biomasa vegetal total del bosque.

La Tabla 3 muestra también los valores del V (m³/ha) ocupado por los fustes de los árboles en pie, según la estratificación del bosque. Los 539.7 m³/ha obtenidos en Carabelita y los 441 m³/ha en Veral II, son muy superiores a los 330.3 m³/ha reportado por Brünig *et al.* (1979) para los bosques de San Carlos de Río Negro, Venezuela y los 301.6 m³/ha por Menéndez *et al.* (1988) para Sierra del Rosario, Cuba. En los tres casos se utilizó la misma metodología para su obtención.

Los valores registrados en la Jaula (130.16 m³/ha) y el Veral I (106.1 m³/ha) están muy por debajo de los sitios antes mencionados y los mayores aportes al V total provienen del EAI, que representa el 45.1% y el 38.6%, respectivamente. Este estrato arbóreo tiene también significativa participación en el V total en la localidad de Carabelita y el Veral II, con el 11.2% y el 19.8%, respectivamente.

Pierre (1985) reporta 145 a 360 m³/ha para bosques secos tropicales (semideciduos) en Venezuela, tomando las mediciones a partir de 10 cm. de DAP, con densidades entre los 208 y 360 árb./ha y ABF de 22 a 47 m²/ha, y una altura de los árboles entre los 20 y 40 m. Si estos resultados los comparamos con los obtenidos para el EAs (>10 cm DAP) en las parcelas de Carabelita y el Veral II, veremos que los valores con la fitomasa total de los fustes son superiores, obteniéndose volúmenes de 474.8 a 343.3 m³/ha respectivamente. También las densidades y los valores de las ABF son superiores, (1424 a 816 arb./ha y 57.1 a 34.6 m²/ha), pero con una disminución muy marcada en la altura de los árboles, que va de los 10 a los 20 m de alto. Este análisis da a entender que los bosques semideciduos de la Península de Guanahacabibes mantienen su estabilidad en una mayor densidad y área basal, en detrimento de la altura de los árboles.

Diversidad forestal

El listado florístico se eleva a 86 especies arbóreas y arbustivas identificadas en las cuatro localidades de estudio, esto representa el 86.7% de las reportadas por Delgado *et al.* (2000) para los bosques semideciduos de toda la Península de Guanahacabibes, considerándose representativa en éste aspecto la muestra tomada. En éste listado, están presentes las principales especies forestales, tanto por su valor comercial como por su abundancia y dominancia relativa como: *Gerascanthus gerascanthoides* (HBK) Borhidi, *Cedrela odorata* L, *Bursera simaruba* (L.) Sargent, *Citharexylum fruticosum* L., *C. pentandra*, *Ficus sp*, *Erythroxylum spp*, *Drypetes alba* Poir. y *S. foetidissimum*, entre otras.

Es importante resaltar que el 30% del total de las especies son deciduas, pero estas representan el 60% de las especies presentes en el EAs, lo cual tipifica esta formación vegetal como bosque semideciduo. El 14.1% de las especies registradas son endémicas cubanas, con una especie endémica estricta de la península *Callicarpa roigii* Britt y dos endémicas cubanas de alto valor forestal: *Cedrela cubensis* Bisse y *Terminalia eriostachya* A. Rich.

La Tabla 4 muestra el comportamiento de la diversidad florística de las localidades analizadas. El promedio de especies por parcela es alto: $40 \pm 10/625 \text{ m}^2$ y 86 ± 15 por ha para todas las zonas comparables a lo reportado para los bosques semideciduos en Bolivia con 100 especies por ha. (Toledo *et al.*, 2001) y las selvas altas perennifolias de México: $78/1000 \text{ m}^2$ (Meave, 1990) y superiores a los obtenidos por Menéndez *et al.* (1988), para los bosques siempreverdes de Sierra de Rosario, Cuba, con valores de 18 a 23 por parcela de 400 m^2 .

Tabla 4 Comportamiento de la diversidad florística en la estratificación del bosque semideciduo, Península de Guanahacabibes, en parcelas de 625m². Diversidad (H'), Equitatividad (J'), Desviación estándar (S).

Áreas de estudio	Índices de diversidad		Riqueza de especies			
	H'	J'	Total de especies	Total de especies por	Especies que están presentes	Especies presentes en un

	(S)	(S)		estratos arbóreos			en la estratificación del bosque			solo estrato		
				E a	EA i	EAs	En tres estratos	En dos estrato s	En un estrato	Ea	EA i	EA s
Carabelit a	2.75 (0.18)	0.72 (0.03)	41± 4	22	26	28	9	12	19	5	4	10
Veral II	2.49 (0.2)	0.71 (0.04)	34± 2	26	27	14	9	15	10	3	3	4
La Jaula	2.75 (0.19)	0.76 (0.04)	38± 6	30	30	12	7	20	11	5	3	3
Veral I	2.64 (0.16)	0.67 (0.03)	50± 18	32	30	14	4	18	28	12	9	7
Total	2.65 (0.17)	0.72 (0.04)	86± 10	29	55	44	15	34	35	12	11	17

Estos resultados también son superiores a los obtenidos por Klinge y Herrera (1983) en bosques amazónicos de Venezuela con la mayor frecuencia de 20 especies en las tres parcelas muestreadas, aunque en conjunto registró 130 especies, y por Arends *et al.* (1993) en selvas nubladas de Venezuela con 65 especies por hectárea.

El valor general obtenido para la diversidad (H') también es alto, 2.65 (0.17) pero menor que lo registrado por Weaver y China (1987) para bosques secos siempreverdes, con 3.15 (0.5) y por Santiago y Jardel (1993) para bosques mesófilos de montaña, con 3.2 (0.59) a pesar de la menor riqueza de especies que soportan, 19 ± 3 y 16 ± 5 respectivamente. Esto puede estar dado por la alta densidad de árboles en las localidades de estudio con valores que oscilan entre 6144 a 8704 arb/ha, comparables con las selvas altas perennifolias de México, con 8170 arb/ha (Carabias, 1980) y superado solo por lo reportado por Klinge y Herrera (1983) para la amazonía, con 11 369 arb/ha.

El valor medio de equitatividad (J') obtenido es alto (0.72), pero es inferior a los reportados por Santiago y Jardel (1993) para los bosques mesófilos de montaña en la Sierra de Manantlán con (0.82). Los valores obtenidos está dado, principalmente, porque un grupo reducido de especies presentan una alta densidad relativa, aunque no necesariamente coinciden en las localidades como: En Carabelita el 50% por: *D. alba*, *G. gerascanthoides*, y *Erythroxylum areolatum* L. Estas mismas especies en el Veral II, representan el 60%. En el Veral I, el 49.8% por: *Savia sessiliflora* (Sw.) Willd., *Guettarda elliptica* Sw. y *G. gerascanthoides* y en la Jaula predominan: *Nectandra coriácea* (Sw.) Gris., *S. sessiliflora* y *Bourreria succulenta* Jacq., las que representan el 50.1% de densidad relativa.

Se comprueba que un gran número de especies, están representadas en un sólo estrato, donde el efecto del aprovechamiento del bosque por talas selectivas se pone de manifiesto en la composición florística de los mismos, principalmente la disminución de especies en el EAs; por consiguiente, la práctica de este método de aprovechamiento, trae la disminución de la diversidad forestal, lo cual, puede llegar a ser irreversible porque muchas de las especies que componen el EAs, se clasifican de baja capacidad competitiva (Herrera *et al.*, 1997; Delgado *et al.*, 2005) y no están representadas en los demás estratos del bosque, ni en la regeneración natural y pueden llegar a desaparecer en la composición florística futura del bosque, como: *Swietenia mahagoni* (L.) Jacq., *Lysiloma sabcicú* Benth., *Andira inermis* Wright., *T. eriostachya*, entre otras.

En el EAI predominan las especies siempreverdes como: *D. alba*, *E. areolatum*, *Eugenia foetida* Poir., *Oxandra lanceolata* (L.) Baill., *S. sessiliflora*, entre muchas otras de alta capacidad competitiva. El Eai lo tipifican las especies: *Erythroxylum havanense* (Jacq.) Bisse, *Bunchosia media* (Ait.) DC., *Picramnia pentandra* Sw., *Faramea occidentalis* (L.) A. Rich. y *Allophylus cominia* (L.) Sw.

Los resultados obtenidos en la localidad de Veral I son significativos, donde, después de la destrucción total del bosque y sin la intervención posterior del hombre, aparecen 50 especies, el 70% de las cuales son representativas de los bosques primarios, lo cual indica que, en los primeros estadios sucesionales, interviene un alto porcentaje de especies que se mantendrán hasta las fases superiores o de Homeostasis final y que conformarían el EAs del bosque.

La distribución de las especies en la estructura vertical del bosque semidecídulo de Guanahacabibes, juega un papel fundamental en su funcionamiento, ya que para poder adaptarse a las condiciones edáficas extremas en que se desarrollan, las especies más productivas se establecen en el EAs, que generalmente son deciduas en el período menos lluvioso, aportan gran cantidad de hojarasca al suelo, lo que es de importancia vital para el mantenimiento del equilibrio nutricional. En este período el EAI juega un papel fundamental, al estar compuesto por especies en su mayoría siempreverdes, de alta esclerofilia y de lento crecimiento; no dejando que el suelo quede expuesto a la acción directa de la radiación solar y las lluvias. En estos bosques en la época menos lluviosa no se aprecia el efecto de la caducidad, que solo se puede ver en su gran magnitud al hacer observaciones por encima del dosel dominante.

En el bosque de Carabelita, se observa un EAs cerrado, formado por especies de gran valor forestal como: *S. mahagoni*, *C. odorata*, *G. gerascanthoides* y *S. foetidissimum*. En el caso del Veral II, este estrato está más abierto, donde escasean las especies primarias de alto valor forestal y predominan: *Ficus spp*, *C. trinervia*, *C. fruticosum*, y *G. gerascanthoides*; pero si analizamos la composición del EAI, presenta una alta densidad de individuos, donde aparecen con muy poca frecuencia, las especies forestales preciosas. En la Jaula, el EAs está más abierto, con menor densidad y más pobre en especies forestales valiosas. Aquí, ocurre lo mismo que en Veral II en cuanto a al EAI.

En el EAs de la localidad Veral I, sobresalen muy por encima del EAI, individuos aislados de especies heliófilas de mayor crecimiento, que fueron capaces de establecerse en los períodos tempranos de la sucesión vegetal, pero que pertenecen al grupo de especies primarias o dominantes en el estadio de Homeostasis final, como: *C. odorata*, *Jacaranda coerulea* (L.) Griseb. y *Chloroleucon mangense var. lentiscifolium* (A. Rich) Barneby. El EAI si es rico en especies de alto valor forestal y de especies importantes en el funcionamiento ecológico del sistema, resaltando *Zanthoxylum martinicense* (Lam.) DC., *G. gerascanthoides*, *S. foetidissimum* y *D. alba*.

Estas observaciones aportan conocimientos para valorar las estrategias competitivas de cada especie y definir modelos de los procesos sucesionales; pero a la vez aportan elementos para decidir sobre técnicas de manejo a aplicar, que garanticen la recuperación de los bosques degradados con mayor rapidez y calidad.

CONCLUSIONES

Existe una estratificación en la distribución espacial de los árboles en los bosques semidecíduos estudiados de la Península de Guanahacabibes, conformada por: dos estratos arbóreos; uno inferior de 5 a 11 m de alto y de 5 a 10 cm de DAP; el otro superior, con más de 11 m de alto y más de 10 cm de DAP, y un estrato arbustivo de 2 a 5 m de alto y de 1 a 5 cm de DAP.

En los primeros estadios sucesionales de los bosques semidecíduos, después de una tala total, pero en pequeñas áreas, se establecen y se mantienen numerosas especies del EAs, que son típicas de las fases de mayor desarrollo u Homeostasis, lo que constituye un elemento a considerar para aplicar nuevas técnicas de manejo para los bosques semidecíduos degradados de la península.

Se demuestra que los métodos de aprovechamiento forestal aplicados en los bosques semidecíduos monitoreados de la península, principalmente las talas selectivas, han ocasionado alteraciones en la estructura y diversidad forestal, lo que se manifiesta, fundamentalmente, en la disminución de las especies de importancia maderera del estrato arbórico superior, así como la disminución de la densidad de las mismas, a niveles muy bajos, que pueden llegar a desaparecer en este estrato, si se continúa con estas prácticas, no adecuadas para estos bosques.

BIBLIOGRAFÍA

- ARENDS E., A. VALLAQUIRAN Y O. CALDERÓN, 1993. Característica de la vegetación secundaria en un área talada de la selva nublada, Estado de Mérida. *Rev. Forest. Venez.* XXV 35: 1- 18.
- BISSE, J., 1988. Árboles de Cuba, Ministerio de Cultura, Editorial Científico-Técnico. 384 p.
- BOURGERON, P. S., 1983. Spatial aspect of vegetation structure. En: Tropical Rain Forest Ecosystems (F.B. Golley ed.) Elsevier Scientific Publishing. 29-47 p.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume Ediciones. 820 p.
- BRIINIG, E F., D. ALDER Y SMITH, J. P., 1979. The International MAB Amazon Rainforest ecosystem pilot Project at San Carlos de Rio Negro: vegetation classification and structure. En: Briinig E. F. y S. Adisoemarto. Transactions of the second international MAB – IUFRO Workshop of Tropical Rainforest Ecosystems Research. Jakarta, Indonesia . 67-100 p.
- CAPOTE, R. P. Y R. BERAZAIN, 1984. Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba, *Rev. Jard. Bot. Nac.* 5 (2): 27 – 75 p.
- CAPOTE, R. P., L. MENÉNDEZ, E. E. GARCÍA Y R. A. HERRERA, 1988. Sucesión Vegetal. En *Ecología de los bosques siempre verdes de la Sierra del Rosario*. Proyecto MAB No 1, 1974 - 1987, (eds. R. A. Herrera *et al.*). RUSTALC, Montevideo Uruguay Cap. 12, 272-293 p.
- CAPOTE, R., N. E. RICARDO, A. GONZÁLEZ, E. E. GARCÍA, D. VILAMAJÓ Y URBINO, J., 1989. Vegetación actual. En *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*, (eds. G. Oliva *et al.*) Instituto de Geografía de la ACC, X.1.2-3.
- CARABIAS, M. J., 1980. Análisis de la vegetación de la selva alta perennifolia y comunidades derivadas de estas en una zona cálida-húmeda de México, Los Tuxtla, Veracruz. Tesis Univ. Nac. Autónoma de México, 68 p.

- CITMA, 2008. Plan Operativo de Manejo del Parque Nacional Guanahacabibes. Centro de Investigaciones y Servicios Ambientales (ECOVIDA). Delegación Pinar del Río. Documento de Trabajo. 47 p.
- DALLMEIER F. M. CHARLOTTE, J.C. MAYNE, M. KABEL AND R. RICE, 1992. Case study of SI/MAB biological diversity plot research methodology: Effects of hurricane hugo on the bisley biodiversity plot, Luquillo Biosphere Reserve, Puerto Rico. Educational, Scientific and Cultural Organization. UNESCO. Paris. 47 – 72 p.
- DELGADO FERNÁNDEZ, F.; A. PÉREZ HERNÁNDEZ; J. FERRO DÍAZ; *et al.*, 2000. Funcionamiento de bosques semideciduos y caracterización de otros ecosistemas terrestres en la Reserva de Biosfera Península de Guanahacabibes, Cuba. Informe Final Proyecto 01307029 PNCT "Los Cambios Globales y la Evolución del Medio Ambiente en Cuba". Agencia de Ciencia y Tecnología, CITMA, La Habana, 2000, 237 p.
- DELGADO F., L. HERNÁNDEZ Y J. FERRO, 2005. Capacidad competitiva de las especies forestales del bosque semideciduo de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes. *Mapping Iberoamerica*. No: 869.
- DELGADO FERNÁNDEZ F., 2012. Clasificación funcional del bosque semideciduo de la Reserva de la Biosfera Península de Guanahacabibes. Cuba Tesis en opción al grado científico Doctor en Ciencias Forestales. Universidad de Alicante, España.
- DEL RISCO, E., 1989. Vegetación Original de Cuba. En: Oliva *et al.* (Eds): Nuevo Atlas Nacional de Cuba. Instituto de Geografía de la A.C.C. X.1.4.
- DEL RISCO E., 1999. Cuban forests. Their History and characteristics. Instituto Cubano del Libro, Ed. José Martí, 119 p.
- FERRO DÍAZ, J., F. DELGADO, A. B. MARTÍNEZ, *et al.*, 1995. Mapa de vegetación actual de la Reserva de la Biosfera "Península de Guanahacabibes" (1: 10 000), Pinar del Río, Cuba. En Memorias del II Simposio Internacional HUMEDALES'94, Editorial Academia., 130- 132 p.
- FERRO DÍAZ, J., 2004. Efecto del aprovechamiento forestal sobre la estructura y dinámica de la comunidad de epifitas vasculares del bosque semideciduo notófilo de la Península de Guanahacabibes. Tesis en opción al grado científico Doctor en Ciencias Forestales. Universidad de Pinar del Río.
- FINOL URDANETA, H., 1971. Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las selvas vírgenes tropicales. *Revista Forestal Venezolana*. Año XIV. No. 21:29-42
- Franklin, J., A.D. Syphard, D.J. Mladenoff, D.K.Simons, R.P. Martin, D. Deutschman, & J.F. O'Leary, 2001. Simulating the effects of different fire regimes on plant functional groups in Southern California. *Ecological Modelling*, 142: 261–283
- HERRERA, R. A., L. MENÉNDEZ Y D. VILAMAJÓ, 1988. Las estrategias regenerativas, competitivas y sucesionales de los bosques siempreverdes en la Sierra del Rosario. En *Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Cuba*, Proyecto MAB No.1 (1974-1977), (eds). R. A. Herrera *et al.*) ROSTALC, Montevideo Uruguay. Cap, 13, 296 – 326 p.
- HERRERA-PERAZA, R. A. Y M. E. RODRÍGUEZ, 1988. Clasificación funcional de los bosques tropicales. En: *Ecología de los bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Cuba*. Proyecto MAB No. 1, 1974-1987. In: Herrera-Peraza et al. (1988), Capítulo 27, 574- 626 p.
- HERRERA-PERAZA, R. A., D. ULLOA, O. VALDÉS-LAFONT, A. G. PRIEGO AND A. VALDÉS, 1997. Ecotechnologies for the sustainable management of tropical forest diversity. *Nature & Resources* 4:1- 17 p.
- HERRERA-PERAZA, R. BEVER, J.D., DE MIGUEL, J.M., GÓMEZ-SAL, A., PEDRO HERRERA, P. GARCÍA, E.E., OVIEDO, R. Y. TORRES-ARIAS, F. DELGADO, O. VALDÉS-LAFONT, B. MUÑOZ, J.A. SÁNCHEZ, 2005. A New Hypothesis on Humid and Dry Tropica.

- KIRA, T., 1978. Community architecture and organic matter dynamics in tropical lowland rain forest of Southeast Asia with special reference to Pasoh Forest, West Malaysia. En: Tomlinson P. B. and M. H. Tropical trees as living systems Zimmermann Cambridge University Press. 561 – 590 p.
- KLINGE, H., Y R. HERRERA, 1983. Phytomass structure of natural plant communities on Spodosols. En: The Tall Amazon Caating forest. Vegetation. Southern Venezuela. Vol. 53, No 5: 65–84.
- LINGUE, H., Y R. HERRERA, 1983. Phytomass structure of natural plant communities on Spodosols. En: The Tall Amazon Caating forest. Vegetation. Southern Venezuela. Vol. 53, No 5: 65–84 p.
- LLOYD, M. J., R. Y J. GHILARDI, 1964. A table for calculating the “Equitability” component of species diversity *J. Animal Ecol.* 33: 217 – 226 p.
- MARTÍNEZ, A., 1992. El funcionamiento de las selvas bajas caducifolias, Universidad Nacional Autónoma de México, *Oikos*, 1-13 p.
- MEAVE DEL CASTILLO, J., 1990. Estructura y composición de la selva alta perennifolia de los alrededores de Bonampak. Instituto Nacional de Antropología e Historia de México, México D.F. 147 p.
- MENÉNDEZ, L.; E.E. GARCÍA; R.A. HERRERA ET AL., 1988. Estructura y productividad del bosque siempreverde medio de la Sierra del Rosario. En: Herrera, R.A. *et al.* (Eds): Ecología de los Bosques siempreverdes de la Sierra del Rosario, Cuba. Proyecto MAB No. 1. ROSTALC, Montevideo, Uruguay. Cap. 8: 151- 204 p.
- MERVART, J. , 1971. Frequency curves of the growing stock in the Nigerian high forest. Department of Forestry (I. Badan), 12 p.
- MINAGRI, 1987. Proyecto de Ordenación Forestal de la Empresa Forestal Integral Guanahacabibes, Pinar del Río, Ministerio de la Agricultura. 240 p.
- MINAGRI, 2008. Proyecto de Ordenación Forestal de la Empresa Forestal Integral Guanahacabibes, Pinar del Río, Ministerio de la Agricultura. 310 p.
- ODUM, H. T., 1970. Rain forest structure and mineral cycling homeostasis. En A tropical rain forest, (Eds. Odum, H. T. y Pigeon, R. F.) Virginia, US Department of Commerce, 3–52 p.
- PIERRE, J., 1985. El crecimiento de algunos bosques naturales de Venezuela en relación con los parámetros del medio ambiente, *Rev. Forest. Venez.* 29: 1-120 p.
- RICHARDS, P. W., 1939. Ecological studies on the rain forest of Southern Nigeria, the structure and floristic composition of the primary forest. *J. Ecology.* 27: 1– 67 p.
- SAMEK, 1973. Regiones fitogeográficas de Cuba, Academia de Ciencias de Cuba, Serie Forestal, 15: 63 p.
- SANTIAGO A. L., Y E. J. JARDEL, 1993. Composición y estructura del bosque mesófilo de montaña en la Sierra de Manantlán, Jalisco Colina. BIOTAM, Universidad Autónoma de Tamaulipas, México. Vol. 5, 2: 13 – 26 p.
- TOLEDO M., T. FREDERICKSEN, J. C. LICONA Y B. MOSTACEDO, 2001. Impactos del Aprovechamiento Forestal en la Flora de un Bosque Semidecíduo Pluviestacional de Bolivia. Chemonics International Inc. USAID/Bolivia. 23 p.
- TOLEDO, M, T. FREDERICKSENT, Y I. USLAR, 2003. Comparación de la Estructura y Composición Florística en Tres Areas de Aprovechamiento Forestal en un Bosque Húmedo de Santa Cruz, Bolivia. Chemonics International Inc. USAID/Bolivia. 29 p.
- TURNBULL, K. J., 1963. Population dynamics in mixed forests and. System of mathematical models of mixed stand growth and structure. Ph. O.Thesis Univ. Washington.
- UNESCO, 1980. Ecosistemas de los bosques tropicales. Informe sobre el estado de conocimiento por UNESCO, PNUMA, y FAO. UNESCO/CIFCA, eds. 771 p.

- WEAVER, P. L., AND Y D. J. POOL, 1979. Correlation of crown features to growth rates in natural forest of Puerto Rico. *Turrialba* 29 (1): 53- 58 p.
- WEAVER, P. L., AND J. D. CHINEA- RIVERA, 1987. A phytosociological study of Cinnamon Bay Waershed, St. John, W. S. Virgin Islands. *Caribbean Journal Science*. 23(2): 318 -336 p.

CAMBIOS DE LA VEGETACIÓN DE DUNAS COSTERAS BAJO EXPLOTACIÓN TURÍSTICA EN PLAYAS DEL ESTE (CUBA).

Changes in the coastal dunes vegetation with tourist exploitation in Playas del Este (Cuba).

Zehnia Cuervo Reinoso¹, Norberto Capetillo Piñar² y Leda Menéndez Carrera¹

¹Centro Nacional de Biodiversidad, Instituto de Ecología y Sistemática, CITMA

E mail: zehnia@ecologia.cu,

²Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México

RESUMEN

En este trabajo se determinó la variabilidad espacio- temporal de la diversidad de la vegetación dunar en la región de Playas del Este (Cuba), en tres sectores representativos: Boca Ciega, Itabo-Mi Cayito y Caribe-Círculo Militar. La vegetación de las dunas costeras, como parte de la biodiversidad de la franja terrestre y marina, tiene una elevada importancia en la protección costera y su manejo, por lo que la información obtenida constituye una importante herramienta para tomar decisiones y políticas consecuentes encaminadas a la conservación de estos sistemas tan diversos y frágiles.

Palabras clave: dunas de arena, vegetación costera, sistemas de dunas, Cuba

SUMMARY

In this papers the spatial and temporal variability of the dunes vegetation diversity of Playas del Este was determined in three representative sectors: Boca Ciega, Itabo-Mi Cayito y Caribe-Círculo Militar. The coastal dunes vegetation like part of the biodiversity of the whole terrestrial and marine fringe has a great importance in coastal protection and their management, the information obtained is considered an important instrument to make decisions and in better politics of conservation of these systems so diverse and fragile

Key words: sand dune, coastal vegetation, dune system, Cuba.

INTRODUCCIÓN

Las Playas del Este constituyen un recurso natural costero de amplias potencialidades cuyos atractivos escénico- ambientales son claves en la actual y futura permanencia y sostenibilidad de este recurso, desde el punto de vista socioeconómico. De la gran diversidad de atractivos de esta área turística, la calidad de las playas es el más destacado, por lo que se debe conservar este espacio y evitar su degradación.

El Complejo de Vegetación de Costa Arenosa está relacionado estrechamente a esta zona, y constituye un ambiente de alta calidad y diversidad. Sin embargo, este ambiente está siendo fuertemente afectado por la intervención del hombre, a través de la urbanización, pisoteo y parqueo de vehículos sobre la arena, la ubicación indebida de la infraestructura gastronómica, así como la siembra de vegetación inadecuada. Según

García (1994) y Genes (2000), la degradación de la vegetación de las dunas debido a las pisadas de los bañistas, entre otras causas, propició la erosión eólica de estas playas. Es ampliamente conocido que el incremento de las actividades humanas afectan la biodiversidad y la integridad de los ecosistemas naturales (Melosevie *et al.*, 2012).

A pesar de que la vegetación es uno de los principales factores que influyen en la tasa de acumulación de arena en las dunas y en su morfología, son escasos los estudios que se han realizado en esta región sobre la flora, la cobertura vegetal y las comunidades (Samek, 1973; Álvarez y Ricardo, 2009 a, b). Sin embargo hasta el presente no se han evaluado las variaciones temporales y/o espaciales de la diversidad de la vegetación en este ambiente.

El objetivo de este trabajo es determinar la variabilidad espacio-temporal de la diversidad de la vegetación dunar de Playa del Este en los sectores Boca Ciega, Itabo-Mi Cayito y Círculo Militar, y los impactos a los que ha sido sometida dicha vegetación.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra ubicada en el municipio de La Habana del Este, en el litoral nororiental de la capital cubana (Figura 1), en la Ensenada de Sibarimar formando parte del sistema de playas y dunas. Esta área constituye en la actualidad uno de los paisajes más alterados y con intensos procesos de degradación ambiental debido al impacto negativo de una inadecuada gestión en su uso. El área se divide en seis sectores de playas por el uso popular y administrativo, reconocidos de oeste a este como: Mégano (Tarará), Santa María del Mar, Boca Ciega, Guanabo, Veneciana-Brisas del Mar y Rincón de Guanabo.

El área se caracteriza por un predominio de arena fina, ancho medio de playa más reducido es de aproximadamente 20 m, con poca movilidad de la línea de costa, pequeñas fluctuaciones en el volumen de intercambio o de playa emergida (5 m^3) y una amplia zona de rompientes con tres barras submarinas. La composición litológica del área es compleja con presencia de rocas intrusivas, efusivo-sedimentarias, terrígenas, carbonatado-terrígenas y carbonatadas, con edades del Cretácico y el Paleógeno (Acevedo *et al.*, 2008). Se pueden determinar además cuatro tipos de micro hábitats en el área: duna embrionaria, duna secundaria, postduna y pastizal, lo que le confiere una elevada complejidad.

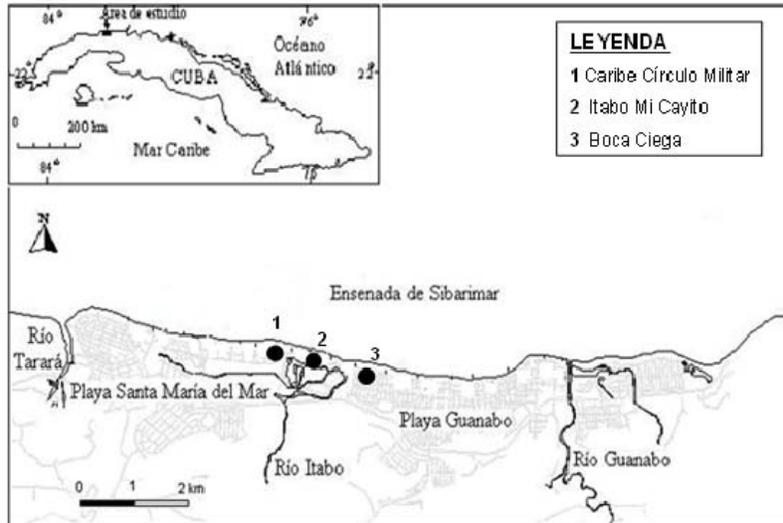


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio y de los tres sectores estudiados. 1 Boca Ciega, 2 - Mi Cayito y 3 Caribe-Círculo Militar.

La temperatura media anual es de 25°C, y oscila entre los 20 y los 35°C, bajando rara vez los 10°C. La lluvia de carácter estacional, tiene un promedio de 1.320 mm al año registrándose los mayores valores en los meses de junio y julio. La humedad relativa, con un valor medio de 78%, también presenta un comportamiento estacional, con un período de máxima de julio a noviembre y uno de mínima de diciembre a mayo (Navarro *et al.*, 2006).

El tipo de vegetación presente es el Complejo de Vegetación de Costa Arenosa, comunidad natural costera constituida por plantas en su mayoría herbáceas con un alto valor ecológico (Capote y Berazaín, 1984); responsable en gran medida del paisaje, fisonomía, estabilidad y conservación de las dunas de arena.

El muestreo se realizó sistemáticamente durante un año, utilizando la metodología propuesta por Menéndez *et al.* (2003) y aplicada en los cayos del Archipiélago Sabana Camagüey. Se establecieron parcelas de 1m x 10 m, divididas en cuadrados de 1 m², el eje mayor de las parcelas quedó paralelo a la línea de costa. En cada sector de estudio se muestrearon un total 20 parcelas, la distancia entre cada parcela fue de tres metros, registrándose en cada una de ellas la composición de especies y la cobertura vegetal. La identificación de las especies se realizó utilizando las claves de Flora de Cuba propuestas por León *et al.*, (1946) y León y Alain (1951; 1953).

Se utilizaron de manera combinada los índices de diversidad univariados de heterogeneidad (H') de Shannon- Wiener (1949) y el de equitatividad (J') Pielou (1966). Se contrastaron los índices de diversidad (H' y J') obtenidos en los diferentes sectores y meses muestreados mediante análisis de varianzas de dos vías (ANOVA).

El índice de similitud de Morisita-Horn fue aplicado para la comparación de la composición de las comunidades vegetales en cada sector (Magurran, 1988). Los datos obtenidos para la cobertura vegetal, así como los de los índices de diversidad se analizaron mediante un análisis de varianza (ANOVA). Previamente se verificaron los

supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas (Test de Bartlet, STATGRAPHICS, *Centurión XV*).

Los datos que no cumplían alguno de estos dos supuestos, se les aplicó un Kruskal-Wallis (análisis no paramétrico). En el caso de los ANOVA paramétricos donde se hallaron diferencias significativas, se efectuó una prueba de comparación múltiple de medias *a posteriori*, utilizando el método de Newman-Keuls o la prueba LSD de Fisher, cuando el Newman-Keuls no pudo detectar diferencias. Todas las pruebas estadísticas se realizaron con un nivel de significación de 0.05.

Los datos de cobertura fueron transferidos al software Primer 5 para Windows (v.5.2.9) y se determinó el porcentaje de contribución de las especies al promedio de similitud para cada uno de los sectores estudiados, y se transformaron con raíz cuadrada con la opción de agrupamiento promedio partiendo de la matriz de similaridad obtenida a partir del índice de Bray-Curtis; se usaron los paquetes estadísticos STATGRAPHICS *Centurión XV* (Statpoint, Inc. 2006) y Primer 5.2.9 para el procesamiento estadístico de los datos (Clarke y Warwick, 2001).

RESULTADOS

Los resultados evidenciaron que la diversidad y la equitatividad de especies son mayores en sentido general en los perfiles de Itabo-Mi Cayito y Boca Ciega en comparación con el perfil presente en la zona Caribe Círculo Militar (Tabla 1).

Tabla 1. Diversidad de Shannon-Wiener (H'), Equitatividad (J') y Riqueza (S) de especies en los tres sectores, calculados con datos de cobertura en porcentaje por especie, estandarizado por el número de cuadros

Sectores de estudio	Diversidad (H')	Equitatividad (J')	Riqueza (S)
Boca Ciega	1.88	0.78	22
Itabo Mi Cayito	2.01	0.73	32
Caribe Círculo Militar	1.38	0.67	20

Respecto a la riqueza de especies, Itabo-Mi Cayito se caracterizó por tener el mayor número de especies mientras que Boca Ciega y Caribe-Círculo Militar, presentaron valores similares.

En la Figura 2 se representa la variación temporal del índice de diversidad de especies para los tres sectores muestreados. Boca Ciega e Itabo-Mi Cayito mantienen valores altos de este índice en todos los meses de muestreo, los cuales se encuentran próximos al límite superior calculado para todo el periodo, no siendo así para Caribe Círculo-Militar, donde los valores de este índice se mantuvieron sobre o cerca del límite inferior. Una situación similar se puede observar para la equitatividad (Figura 3).

La equitatividad para Caribe-Círculo Militar es muy similar a la obtenida para el índice de diversidad y para Boca Ciega los valores obtenidos en el límite superior resultaron muy cercanos, similares, exceptuando a los meses de Octubre, Diciembre y Enero. Para Itabo-Mi Cayito los valores se localizaron en una posición intermedia entre el límite superior e inferior, al menos para 7 meses de muestreo.

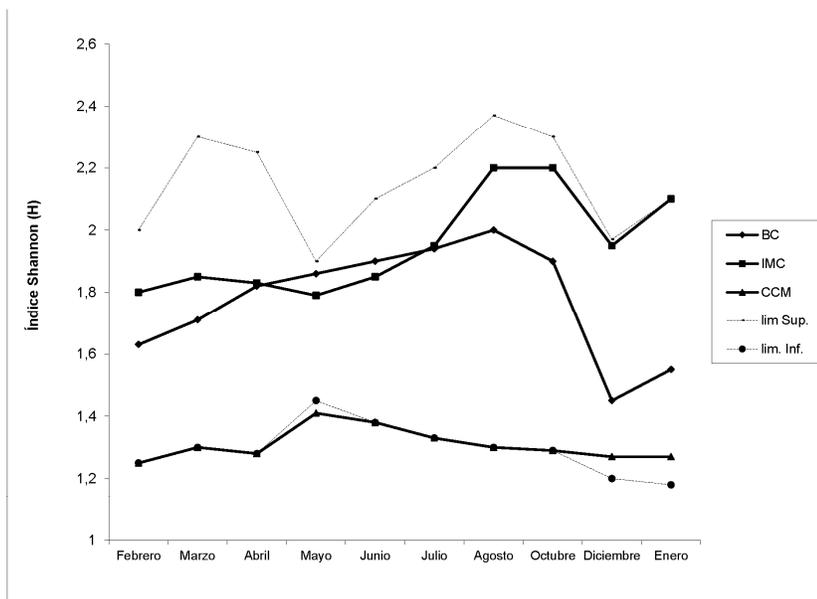


Figura 2. Variación temporal del índice de diversidad Shannon-Weiner (H') para los tres sectores de estudio. B.C- Boca Ciega, IMC- Itabo Mi Cayito, CCM- Caribe Círculo Militar, lim. Sup. – Límite superior y lim. Inf. – Límite inferior del índice de diversidad (H') para todo el periodo de estudio.

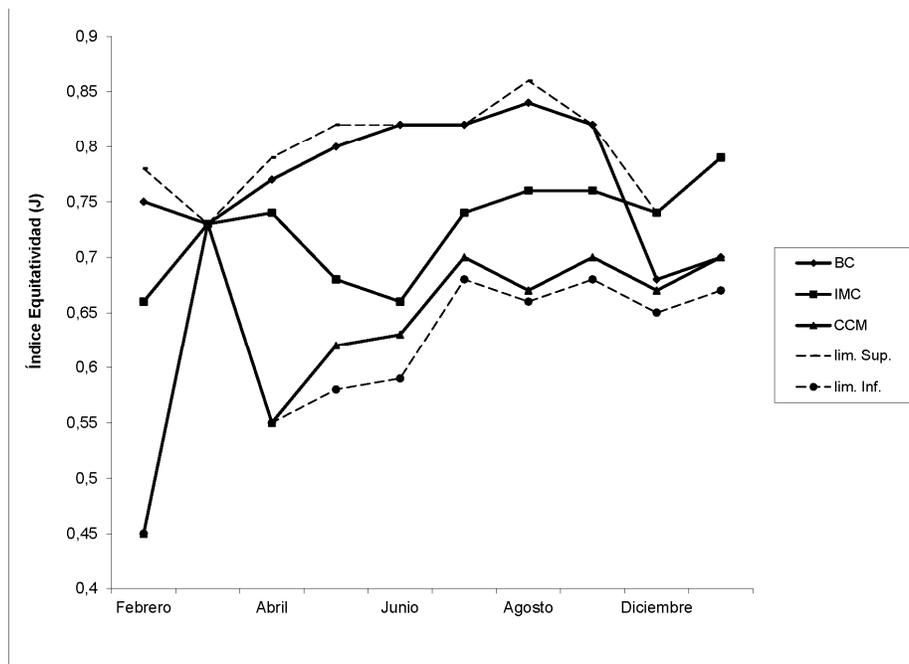


Figura 3. Variación temporal del índice de Equitatividad (J') para los tres sectores de estudio. B.C- Boca Ciega, IMC- Itabo Mi Cayito, CCM- Caribe Círculo Militar, lim. Sup. – Límite superior y lim. Inf. – Límite inferior del índice de equitatividad (J').

De todas las combinaciones de los sectores de estudio, la de Boca Ciega e Itabo-Mi Cayito, es la que presenta el mayor índice de similitud (0.84) en cuanto a la

composición y abundancia de las especies de sus comunidades vegetales y por ende de sus condiciones ambientales.

Tabla 2. Similitud de las comunidades vegetales en cuanto a su composición y/o abundancia de especies entre los sectores para todo el periodo de estudio. (BC – Boca Ciega, IMC – Itabo-Mi Cayito, CM – Caribe Círculo Militar)

Comunidades	Índice Morisita-Horn
BC – CCM	0.75
BC – IMC	0.84
MC - CCM	0,73

En la Tabla 3 se observa la contribución de las especies al nivel de similitud hallado en los sectores Boca Ciega e Itabo-Mi Cayito. El porcentaje de contribución de las especies dentro de cada sector difieren entre sí, para el sector Boca Ciega, la especie *Canavalia rosea* es la que contribuye con un mayor porcentaje en la estructura comunitaria de la vegetación, mientras que las especies *Coccoloba uvifera* y *Bidens alba* var. *radiata*, lo hacen para el sector Itabo -Mi Cayito

Tabla 3. Contribución de las especies a la similitud de las comunidades vegetales ubicadas en las parcelas de los sectores Boca Ciega – Itabo Mi Cayito para el periodo de estudio, según los resultados del SIMPER: Punto de corte 90% y Promedio de similitud: Boca Ciega 43,25 e Itabo Mi Cayito 44,55

Especies	Boca Ciega		Itabo Mi Cayito	
	Cobertura promedio (%)	Contribución %	Cobertura promedio (%)	Contribución %
<i>Canavalia rosea</i>	11,11	23.04	4.53	11.38
<i>Coccoloba uvifera</i>	6.82	17.85	10.59	28.8
<i>Panicum amarum</i>	8.00	15.59	1.99	4.36
<i>Bidens alba</i> var. <i>radiata</i>	7.21	14.59	10.79	23.90
<i>Cenchrus echinatus</i>	3.11	6.59	2.93	5.46
<i>Paspalum distachyum</i>	4.68	5.49	3.43	4.66
<i>Cynodon dactylon</i>	1.94	3.51	-	-
<i>Sesuvium portulacastrum</i>	2.16	3.15	-	-
<i>Dichantium annulatum</i>	1.85	2.75	-	-
<i>Cocos nucifera</i>	-	-	2.66	3.84
<i>Eustachys petraea</i>	-	-	1.77	3.79
<i>Tribulus cistoides</i>	-	-	1.58	3.56
<i>Leucaena leucocephala</i>	2.00	1.10	-	-
<i>Dichrostachys cinerea</i>	2.10	1.25	3.44	2.18

La actividad antrópica ha provocado impactos sobre el sistema dunar, constituyendo un importante factor que promueve la inestabilidad geomorfológica del sistema de dunas. Los senderos creados por los bañistas y el tránsito de vehículo pesados (tractores) actualmente son los que tienen mayor incidencia en el impacto directo sobre la vegetación de las dunas (Figura 4)

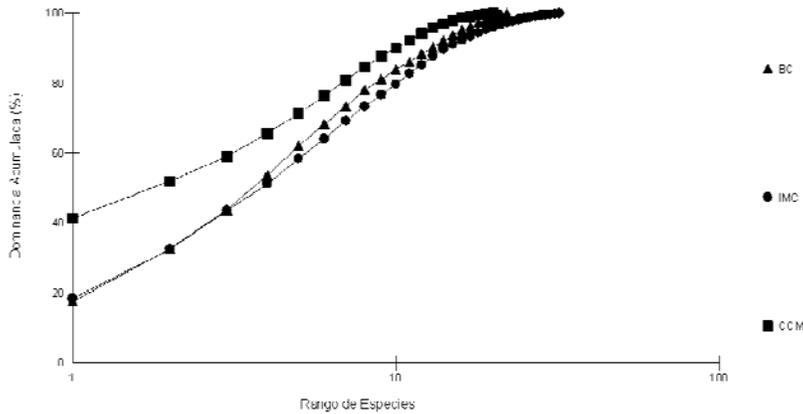


Figura 4. Vista de afectaciones a la vegetación dunar en Playas del Este.

DISCUSIÓN

La diversidad de la vegetación dunar de los sectores de estudio es baja, al compararla con otras zonas del país como las dunas de Loma del Puerto en Cayo Coco y Playa del Pilar, en Cayo Guillermo, las que se caracterizan por sus altos valores paisajísticos y escénicos (ACC-ICGC, 1990). De los tres sectores estudiados Caribe-Círculo Militar presentó los más bajos valores de diversidad para el periodo de estudio. Se determinó la expansión de la especie *Coccoloba uvifera* (uva caleta), la que fue sembrada después de la tala de la plantación de *Casuarina equisetifolia* (pino de Australia). A lo que se adiciona que la diferencia hallada entre los sectores fue significativa ($F=41,6$, $p=0,000$) en cuanto a la diversidad, así como en la equitatividad ($H=20,9$, $p=0,002$) y riqueza de especie ($H=51,2$, $p<0,001$).

Estas diferencias entre los sectores pueden ser debidas a múltiples causas, todas relacionadas fundamentalmente con la intensidad de la actividad antrópica, las que se han incrementado con el paso del tiempo en la región, entre las que se pueden citar: construcciones rígidas sobre la duna, aparición de especies exóticas en algunos perfiles de estudio, entre otras. Esta afirmación se sustenta en el hecho de que no se detectaron diferencias significativas de los índices de diversidad desde el punto de vista temporal (diversidad ($F=23,4$, $p=0,465$), equitatividad ($H=45,12$, $p=0,535$) y riqueza de especies ($H=63,2$, $p=0,730$).

Es de señalar que en el sector Boca Ciega, hay una baja de la diversidad y equitatividad para los meses de Octubre, Diciembre y Enero (Figuras 2 y 3), lo que puede estar dado a que en este período las plantas se secan, pero su sistema radicular permanece vivo en espera de mejores condiciones para su crecimiento.

Los índices de diversidad univariados indican que los sectores Boca Ciega e Itabo-Mi Cayito son los que presentan mayores semejanzas al compararlos con Caribe-Círculo Militar. Este hecho puede reafirmarse por la elevada dominancia de *C. uvifera* existente en el sector Caribe-Círculo Militar, al compararlo con los otros dos sectores, donde las especies vegetales presentan una distribución más equitativa. Esta tendencia también se ve reflejada en el análisis de la similitud existente entre las comunidades vegetales de

estos sectores en términos de la composición de sus especies o de su abundancia (Tabla 2). Esta elevada similitud entre estos dos sectores se justifica porque tienen en común el 46,15 % de las especies, mientras que con respecto al sector Caribe-Círculo Militar solo comparten el 30,7 % y por la contribución que hacen las especies en cada una de las parcelas en cada sector (Tabla 3), según los resultados del SIMPER (Similitud Porcentual).

Las especies que comparten los sectores Boca Ciega e Itabo-Mi Cayito son en su mayoría, las que se conocen como retenedoras de arenas, y por tanto, son restauradoras de las dunas. La presencia de la elevada diversidad y la mayor equitatividad de las especies en el sector Boca Ciega, no determina que en este sector las condiciones naturales sean favorables para el desarrollo de la comunidad vegetal. El análisis de la composición específica en este sector, evidencia que el mayor porcentaje de las especies que conforman a la comunidad vegetal se corresponden con la vegetación autóctona del lugar, pero comienzan a aparecer especies como *Dichrostachys cinerea* (marabú) *Leucaena leucocephala* (ipil-ipli), las que son catalogadas como invasoras u oportunistas, capaces de ocupar hábitats una vez que estos hayan sido degradados. Esta situación demuestra que la rápida ocupación y expansión de estas especies en el sector, puede contribuir a la formación de una nueva comunidad, la cual se va estableciendo y desplazando a las especies autóctonas. Situación similar ha sido reportada por Gómez (2009), en el litoral Rancho Luna, en Cienfuegos y Acevedo *et al.*, (2008), en un diagnóstico de las unidades de paisaje en este mismo territorio.

El sector que presenta las mejores condiciones es el de Itabo-Mi Cayito, ya que posee la mayor riqueza de especie, diversidad y una elevada equitatividad (Tabla 1); también es importante plantear que la mayoría de las especies de este sector, se corresponden con las autóctonas del lugar, a pesar de en esta área están presentes actividades antrópicas muy cercano al perfil de estudio, como presencia de cafeterías y estacionamiento de autos.

CONSIDERACIONES GENERALES

- La vegetación de dunas costeras en los tres sectores estudiados ha estado afectada por la influencia de las actividades humanas, tanto en superficie como en composición de especies, con una baja diversidad.
- Los senderos creados por los bañistas, las construcciones rígidas sobre las dunas y el tránsito de vehículo pesados como tractores fueron identificados entre las principales acciones que han afectado en la composición específica y desarrollo de la vegetación dunar en los sectores estudiados.
- La entrada de especies exóticas invasoras u especies oportunistas ha provocado cambios sustanciales en la composición específica de la vegetación dunar.
- La vegetación dunar en el perfil de Itabo-Mi Cayito es el mejor conservado en comparación con los otros dos sitios estudiados, ya que presenta la mayor riqueza de especies, diversidad y alta equitatividad, además de las especies típicas retenedoras de arena y por tanto, reparadoras de dunas
- El sector Caribe-Círculo Militar presentó los más bajos valores de diversidad, mayormente se encontró la especie *Coccoloba uvifera* la se ha expandido en el área después de haber sido sembrada.

BIBLIOGRAFÍA

ACC-ICGC, 1990. *Estudio de los Grupos Insulares y Zonas Litorales del Archipiélago Cubano con Fines Turísticos. Cayos Guillermo, Coco y Paredón Grande*. Editorial Científico Técnica. 180 p.

ACEVEDO, P.; A. GARCÍA Y M. FERNÁNDEZ, 2008. Caracterización de Playas del Este y su área de influencia (III) Pp 57-86 en Centro de Ediciones de la Diputación Provincial de Málaga. *Turismo, cooperación y posibilidades de desarrollo en Playas del Este (La Habana-Cuba) y sus zona de influencia*

ÁLVAREZ, A. Y N. RICARDO, 2009a. Fitocenosis en las Playas del Este de Ciudad de La Habana, Cuba I. Dunas incipientes. *Acta Bot. Cub.* 205:39-43.

ÁLVAREZ, A. Y N. RICARDO, 2009b. Flora y vegetación de las “Playas del Este”, Ciudad de La Habana, Cuba I. Flora de las dunas. *Acta Bot. Cub.* 205:10-25.

CAPOTE, R Y R BERAZAÍN, 1984. Clasificación de las formaciones vegetales de Cuba. *Revista Jara. Bot. Nac.*, 5(2): 27-75.

CLARKE K Y M WARWICK, 2001. *Change in marine communities: An approach to statistical and interpretation*. Second Edition. PRIMER-E, Ltd. United Kingdom. 169 p.

GARCÍA R., A VALDÉS. Y M PRIEGO, 1993. Vegetación original y actual de un sector de las playas del Este en Ciudad de La Habana, Cuba. *Fontqueria* 36: 429-437.

GENES, E., 2000: *Informe inédito del Programa Participativo Sibarimar*.

GÓMEZ, R., 2009. *El desarrollo costero y la conservación de las formaciones vegetales en el segmento litoral Rancho Luna-Pasacaballo, Cienfuegos, Cuba*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante

MENÉNDEZ, L., E. E. GARCÍA, R. CAPOTE, J. M. GUZMÁN, A. V GONZÁLEZ, L. RODRÍGUEZ, D. RODRÍGUEZ, y otros (2003): Protocolos de investigación (Prospección para detectar indicadores de cambios y su posterior seguimiento) monitoreo. IES 23 p

LEÓN, H, J SAUGET Y Y BARBIER, 1946. *Flora de Cuba*. Tomo 1. Contribuciones ocasionales del Museo de Historia Natural del Colegio de La Salle Vol.13. La Habana: Cultural SA

LEÓN, H Y HALAIN., 1951. *Flora de Cuba*. Tomo II. Contribuciones Ocasionales del Museo de Historia Natural del Colegio de La Salle Vol.10. La Habana: Cultural SA

LEÓN, H Y H ALAIN, 1953. *Flora de Cuba*. Tomo III. Contribuciones Ocasionales del Museo de Historia Natural del Colegio de La Salle Vol.13. La Habana

MAGURRAN, A E., 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.

PIELOU, EC., 1966. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. *J. Theor. Biol.* 10, 370-383

SAMEK, V., 1973. Vegetación litoral de la costa Norte de la provincia de La Habana., *Serie Forestal*, 18: 1-82

SHANNON, C.E Y W. WIENER, 1949. *The mathematical theory of communication.* Urbana, Ill: Univ. Illinois Press. 117 pp.

Statgraphics Centurión XV., 2006. *Manual de usuario*, Statpoint, Inc. 287 pp.

MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN UN SISTEMA FLUVIAL EN ZONA AGRÍCOLA (RÍOS PUYEHUE Y DONGUIL, 39° S, CHILE).

Benthic macroinvertebrates in a fluvial system in an agricultural zone (Puyehue and Donguil rivers, 39° S, Chile).

Patricio De los Ríos Escalante^{1,2,3*}, Patricio Acevedo², Macarena Ibarra¹ y Aysel Orellana¹

¹Laboratorio de Ecología Aplicada y Biodiversidad, Escuela de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, Casilla 15-D, Temuco, Chile.

²Departamento de Ciencias Físicas, Facultad de Ingeniería, Ciencias y Administración, Universidad de la Frontera, Casilla 54-D, Temuco.

^{3*}Núcleo de Estudios Ambientales, Universidad Católica de Temuco

*patorios@msn.com

RESUMEN

Los ríos de la zona centro sur de Chile (34-40° S) están asociados a cuencas con distintos usos de suelos, como zonas agrícolas, plantaciones forestales, y ciudades, lo cual repercute en las comunidades acuáticas que viven en estos. El presente estudio consistió en una primera presentación de datos de macroinvertebrados bentónicos en una sistema de dos ríos Puyehue y Donguil (39° S, Chile), localizados en una zona con alta actividad agrícola y ganadera, y con aldeas asociadas, con el objetivo de asociarlos a la calidad de aguas de estos y usos potenciales de sus cuencas. Los resultados mostraron que en dos estaciones hubo larvas de Chironomidae los que están asociados a ríos con contaminación, mientras que en las otras estaciones estas larvas fueron reemplazadas por juveniles de *Andesiops*, y crustáceos propios de aguas menos contaminadas (*Samastacus spinifrons* y *Aeglasp*). Si bien las densidades de estos individuos fueron bajas, el tipo de composición de las especies concuerda con los resultados observados para otros ríos de la zona centro sur de Chile.

Palabras clave: macroinvertebrados, calidad de agua, contaminación.

ABSTRACT

The southern central Chilean rivers (34-40° S), are associated to basins with different soil uses such as agriculture, silviculture and towns that affects the aquatic communities that inhabits in these ecosystems. The present study was a first presentation of benthic macroinvertebrates in the systems of rivers Puyehue and Donguil (39° S, Chile), that are located in zone with agriculture and poultry activities and with associated towns, with the aim of associate the benthic fauna with water quality and potential basin uses. The results denoted the presence of Chironomidae larvae in two stations, whereas in the other three stations this taxa was replaced by *Andesiops* juveniles, and crustaceans of low polluted waters (*Samastacus spinifrons* and *Aegla* sp. The observed densities were low, and the species reported agree with another rivers from Central Southern Chile.

Keywords: macroinvertebrates, water quality, pollution

INTRODUCCION

Los ríos y lagos de la zona centro sur de Chile (39-41° S) se caracterizan por que están muy afectados por distintos tipos de actividades antrópicas. Esto se debe por el reemplazo de la cobertura de bosques nativos originales por plantaciones forestales, zonas agrícolas, ciudades e industrias (Soto, 2002). En el caso de los ríos cordilleranos, estos son alimentados por deshielos de verano y lluvias de invierno en el caso de los ríos localizados al norte de los 39° S, mientras que los localizados al sur de esta latitud, se alimentan por desagües de lagos (Niemeyer y Cereceda, 1984). En estas zonas, los ríos en sus cuencas circundantes han sido intervenidos principalmente por zonas con actividad agrícola, forestal, zonas industriales y ciudades, lo cual ha generado focos de contaminación en los ríos, lo que además de alterar los parámetros físicos y químicos, afectan también las comunidades acuáticas que en ella habitan (Figueroa *et al.*, 2003, 2007).

La región de la Araucanía (39° S), se caracteriza por la presencia de zonas con actividad agrícola, plantaciones forestales, zonas industriales y ciudades (Rivera *et al.*, 2004, 2009), las que de una u otra forma afectan a las comunidades acuáticas de ríos y lagos asociados a estas (Correa-Araneda *et al.*, 2010, 2011).

El presente trabajo tiene como objetivo realizar una aproximación al estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en el sistema de los ríos Puyehue y Donguil, localizados en la comuna de Gorbea (39°S, Chile), en una zona con alta actividad agrícola y ganadera, con el fin de dar una primera aproximación al estudio de la calidad de agua de estos.

MATERIALES Y METODOS

El sitio de estudio es el sistema fluvial de los ríos Puyehue y Donguil, se encuentra localizado en la comuna de Gorbea, en los 39° S, a 40 km al sur de Temuco, esta comuna se caracteriza por la presencia de zonas con actividad agrícola específicamente plantaciones de cereales, actividad de silvicultura, y dos aldeas adyacentes (Lastarria y Quitratué), y la ciudad de Gorbea, todo este sistema se encuentra localizado en la depresión intermedia, que es una planicie entre la cordilleras de la costa y de los Andes (Figura 1). El sitio de estudio se visitó en enero de 2013, se estudiaron cinco estaciones que fueron las de más fácil acceso, debido a que los ríos estudiados presentaron zonas con orillas abruptas. En cada sitio se tomaron las coordenadas geográficas con un GPS Garmin, se midieron in situ los parámetros de temperatura, sólidos totales disueltos con un sensor Hanna HI 98130, las muestras de macroinvertebrados se colectaron con una malla Surber de 25x25 cm (Bachmann y Mazuconi, 2009), para ser fijadas con etanol absoluto, identificadas y contadas según las indicaciones de Domínguez y Fernández, 2009; Froelich, (2009), Lizarralde de Grosso (2009); Wantzen y Rueda-Delgado (2009). Se aplicó un índice de Jaccard usando el programa Biodiversity Pro (McAlleece *et al.*, 1997).

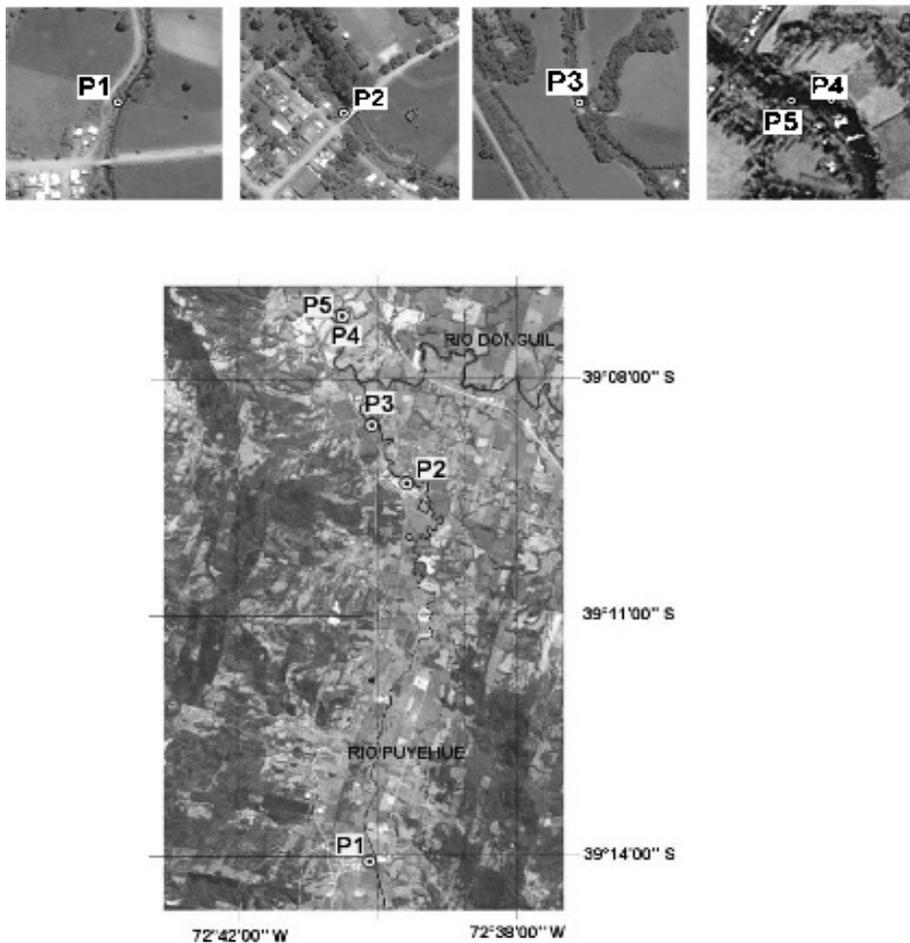


Figura 1. Mapa de ubicación de puntos de medición del presente estudio

RESULTADOS

Los resultados muestran que el río tiene temperaturas relativamente altas cercanas a los 20° C, pH neutro, y baja conductividad (Tabla 1).

Tabla 1. Coordenadas geográficas, altitud, temperatura, pH, sólidos totales disueltos y conductividad medidos en las estaciones de los ríos Puyehue y Donguil.

Sitio	Coordenadas	Altura (msnm)	Temperatura (°C)	pH	TDS mg/l	Conductividad mS/cm
P1	39° 14' 07,3" S / 72° 40' 08,2" W	84	23.0	8.97	0.01	0.01
P2	39° 09' 17,4" S / 72° 39' 30,5" W	66	21.9	8.20	0.01	0.01
P3	39° 08' 32,9" S / 72° 40' 02,7" W	47	20.1	8.10	0.01	0.01
P4	39° 07' 09,1" S / 72° 40' 29,7" W	69	24.3	8.21	0.01	0.01
P5	39° 07' 09,1" S / 72° 40' 32,8" W	67	24.1	8.23	0.01	0.01

Las densidades de individuos muestran valores bajos, en todas las estaciones, no obstante, la composición varió en las cinco estaciones. En las dos estaciones del río

Puyehue se encontraron sólo ejemplares juveniles de Chironomidae, mientras que no se encontraron en el río Donguil. En la primera estación del río Donguil, correspondiente a la estación 3, se encontró la presencia de juveniles de *Andesiops*, mientras que en las estaciones restantes (estaciones 4 y 5) del mismo río, se encontraron *Samastacus spinifrons* (Phillipi, 1882) y juveniles de *Aegla* sp. (Tabla 2). Los resultados del análisis de conglomerados muestran marcadas diferencias en las estaciones muestreadas, siendo solo las más cercanas las estaciones 1 y 2 correspondientes al río Puyehue. Estas diferencias corresponderían presumiblemente a que el río Puyehue atraviesa zonas con alta actividad agrícola y ganadera, y dos aldeas (Lastarria y Quitratué), las que afectarían la calidad del agua, situación que no es muy notoria en el río Donguil.

Tabla 2. Densidades (en ind/m) de macroinvertebrados observados en las estaciones de los ríos Puyehue y Donguil.

	P1	P2	P3	P4	P5
Chironomidae	32	32			
<i>Andesiops</i> sp			48		
<i>Samastacus spinifrons</i> (Phillipi, 1882).				16	
<i>Aegla</i> sp					16

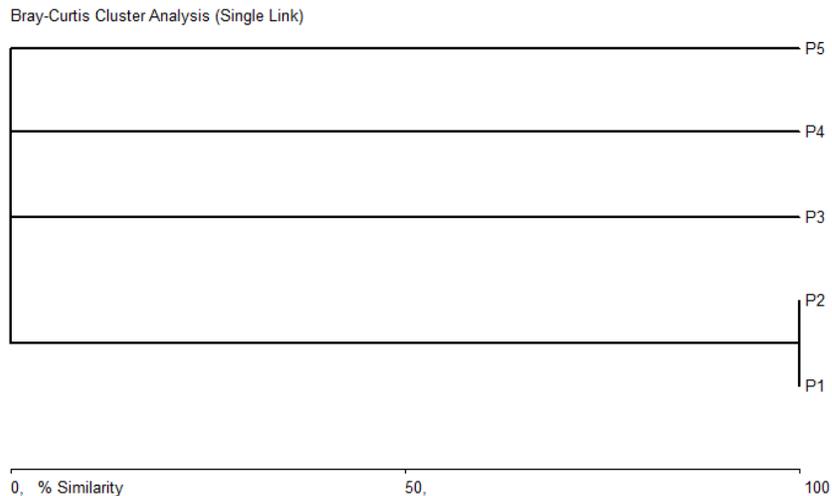


Figura 2. Análisis de conglomerado Bray-Curtis para las estaciones muestreadas en los ríos Puyehue y Donguil.

DISCUSION

Los resultados concuerdan con datos obtenidos en otros ríos de similares zonas geográficas, sometidos a los mismos tipos de impactos antropogénicos. Así por ejemplo en el río Damas en las cercanías de Osorno (40° S), se han encontrado similitudes en cuanto a la presencia de larvas de chironomidae en zonas con actividad agrícola e industrial (Figuroa *et al.*, 2003). Resultados similares se observaron en la zona del río Chillán (36° S), donde hay una marcada actividad agrícola industrial, y la presencia de una ciudad que atraviesa el río (Figuroa *et al.*, 2007). Estos resultados de alteraciones de los ecosistemas fluviales por cambio de usos de suelos ya sea por zonas agrícolas,

plantaciones forestales, industrias o ciudades es algo muy común en la región de la Araucanía, lo cual ha sido observado no solo en ríos de gran caudal, sino además en arroyos pequeños como el caso del canal Gibbs, que atraviesa la ciudad de Temuco, y zonas adyacentes con actividad agrícola, encontrándose similares resultados en cuanto a composición de insectos y crustáceos bentónicos (Correa-Araneda *et al.*, 2010, 2011). Una situación diferente se reportó en la zona de la región de Aysén en Chile (46° S), donde los ríos y sus cuencas circundantes no han sido alteradas de una manera notoria, donde es posible encontrar grupos propios de aguas poco contaminadas como insectos Plecopteros y crustáceos del género *Aegla* (Moya *et al.*, 2009; Valdovinos *et al.*, 2010). La fauna acuática de la zona centro sur de Chile, se caracteriza por un marcado endemismo (Jara *et al.*, 2006), lo que se acentúa en zonas más australes (Valdovinos *et al.*, 2010). En la actualidad, la marcada intervención antropogénica como contaminación por cambio de uso de suelos, desviaciones de cursos de agua, ha generado que amenazas a especies nativas con el consecuente riesgo de extinción (Jara *et al.*, 2006), de igual modo, hay muchas especies poco estudiadas, de las cuales no se sabe su rol ecológico exacto en los ambientes fluviales Patagónicos. En condiciones nativas, o sea poco contaminadas, los ríos chilenos ofrecen recursos alimenticios como el camarón de río *Samastacus spinifrons* el cual tendría un potencial económico importante a nivel local (Rudolph, 2002, Rudolph *et al.*, 2010). Por otro lado, los ríos de la zona centro sur de Chile, presentan poblaciones de salmónidos asilvestrados, principalmente trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) las cuales generan actividad económica por actividad de pesca deportiva, estas poblaciones tienden a preferir zonas poco contaminadas donde se alimentan de macroinvertebrados bentónicos (Palma *et al.*, 2002). En este contexto, en condiciones de actividad agrícola, la calidad del cuerpo de agua asociado sería baja, por lo que de este no se podrían obtener recursos adicionales como por ejemplo pesca deportiva de salmones y truchas, o potencial actividad pesquera o de acuicultura de camarones de río.

AGRADECIMIENTOS

Los autores del presente trabajo agradecen en financiamiento del presente estudio a la Ilustre Municipalidad de Gorbea y al proyecto MECESUP UCT 0804.

BIBLIOGRAFIA

- BACHMANN, AO Y SAMAZUCONI, 2009. Técnicas de muestreo de macroinvertebrados bentónicos. 17-46 p. En: Domínguez, E y HR Fernández, 2009 (Eds). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- CORREA-ARANEDA, F, R; RIVERA, J; URRUTIA, P DE LOS RÍOS, A CONTRERAS Y F. ENCINA-MONTOYA, 2011. Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del sur de Chile. *Limnetica* 29 (2): 183-194.**
- CORREA-ARANEDA, F, A CONTRERAS Y P DE LOS RÍOS, 2010. Amphipoda and decapoda as potential bioindicators of water quality in an urban stream (38° S, Temuco, Chile). *Crustaceana* 83(8): 897-902.
- DOMÍNGUEZ, E, C MOLINERI Y C NIETO, 2009. Ephemeroptera. 55-94 pp. En: Domínguez, E. & H.R. Fernández, 2009 (Eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- FIGUEROA, R, C VALDOVINOS, E ARAYA Y O PARRA, 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Rev. Chilena Hist. Nat.*, 76(2): 275-285.

- FIGUEROA, R, A PALMA, V RUIZ, Y XNIELL, 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Rev. Chilena Hist.Nat.*, 80(2): 225-242.
- FROEHLICH, CG, 2009. Plecoptera. 145-167 pp. En: Domínguez, E. & H.R. Fernández, 2009 (Eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- JARA, C, E.RUDOLPH, Y E GONZÁLEZ, 2006. Estado del conocimiento de los malacostracos dulceacuícolas de Chile. *Gayana* 70(1): 40-49.
- LIZARRALDE DE GROSSO, M. 2009. Diptera: generalidades. 341-364 pp. En: Domínguez, E. & H.R. Fernández, 2009 (Eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina.
- MCALEECE, N, JDG GAGE , PJD LAMBSHEAD, Y GLJ PATERSON, 1997. BioDiversity Professional statistics analysis software. Jointly developed by the Scottish Association for Marine Science and the Natural History Museum London. <http://www.sams.ac.uk/peter-lamont/biodiversity-pro#sthash.OcwgemLK.dpuf>
- MOYA, C, C VALDOVINOS, A MORAGA, F ROMERO, D PATRICK Y A OYANEDEL, 2009. Patrones de distribución espacial de ensambles de macroinvertebrados bentónicos de un sistema fluvial andino Patagónico. *Rev. Chilena Hist. Nat.* 82(3): 425-442.
- NIEMEYERH YP. CERECEDA, 1984. Hidrografía. Colección Geografía de Chile, vol. VIII. Instituto Geográfico Militar, Santiago de Chile.
- PALMA, A, R FIGUEROA, VH RUIZ, E ARAYA Y P BERRÍOS, 2002. Composición de la dieta de *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum 1792) (Pisces: Salmonidae) en un sistema fluvial de baja intervención antrópica: estero Nonguen, VIII Región, Chile. *Gayana* 66(2): 129-139.
- RIVERA, NR, F ENCINA, A MUÑOZ Y P MEJÍAS, 2004. La calidad de las aguas en los ríos Cautín e Imperial, IX región, Chile. *Inf. Tecnol.*, 15(5): 89-101.
- RIVERA, NR, F ENCINA, R PALMA & P MEJÍAS, 2009, La calidad de las aguas en el curso superior y medio del río Traiguén: IX región-Chile. *Inf. Tecnol.*, 20 (4): 75-84.
- RUDOLPH, E. 2002. Sobre la biología del camarón de río *Samastacus spinifrons* (Philipi 1882) (Decapoda, Parastacidae). *Gayana* 66(2): 147-159.
- RUDOLPH E, F RETAMAL, Y A MARTINEZ, 2010. Cultivo de camarón de río *Samastacus spinifrons* ¿una nueva alternativa para la diversificación de la acuicultura chilena? *Lat. Am. J. Aq. Res.* 38(2): 254-264.
- SOTO, D 2002. Oligotrophic patterns in southern Chilean lakes: the relevance of nutrients and mixing depth. *Rev. Chilena Hist. Nat.* 75(2): 377-393.
- VALDOVINOS, C, A KIESSLING, M MARDONES, C MOYA, A OYANEDEL, J SALVO Y O PARRA, 2010. Distribución de macroinvertebrados (Plecoptera y Aeglidae) en ecosistemas fluviales de la Patagonia chilena: ¿muestran señales biológicas de la evolución geomorfológica? *Rev. Chilena Hist. Nat.* 83(2): 267-287.
- WANTZEN, KM Y G RUEDA-DELGADO, 2009. Clave de órdenes de insecta con representantes acuáticos. 47-54 pp. En: Domínguez, E. & H.R. Fernández, 2009 (Eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina.

CRUSTÁCEOS EN LAGUNAS ESTACIONALES COSTERAS DE LA REGIÓN DE LA ARAUCANÍA EN DOS ZONAS CON DISTINTO USO DE SUELOS.

Crustaceans in seasonal coastal lagoons in Araucania region in two zones with different soil uses.

Patricio De los Ríos Escalante^{1,2*}

¹Laboratorio de Ecología Aplicada y Biodiversidad, Escuela de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, Casilla 15-D, Temuco, Chile.

^{2*}Núcleo de Estudios Ambientales, UCTemuco

*patorios@msn.com

RESUMEN

La zona costera de la región de la Araucanía, se caracteriza por la presencia de numerosos humedales y lagunas con diferente estatus trófico, el cual varía en función del tipo de uso de suelos de las cuencas respectivas (uso agrícola y silvícola). El presente estudio se realizó en dos zonas costeras de la región de la Araucanía, una zona de dunas de arena con baja actividad antrópica, y la segunda en una zona con actividad de silvicultura, ambas zonas tienen una serie de pequeñas lagunas estacionales, las cuales están presentes en los meses de septiembre y octubre. Se estudiaron las comunidades de crustáceos zooplanctónicos en los sitios estudiados. Se encontró que en las lagunas asociadas a la zona con actividad de silvicultura hubo bajas abundancias y riqueza de individuos zooplanctónicos en comparación a la zona sin intervención antrópica, de igual modo, se observó ausencia de aves acuáticas en el sitio con actividad de silvicultura. Los resultados concordarían con observaciones realizadas para la zona norte de la Patagonia chilena (38-41° S).

Palabras clave: crustáceos, biodiversidad, plantaciones forestales.

ABSTRACT

The coastal zone in Araucanía region is characterized by the presence of numerous kinds of wetlands and lagoons with different trophic status that varyies in function of the use of their respective surrouding basins, because in this zone there are many agriculture and silviculture. The present study was done in two coastal zones in Araucania region, one of these has sand dunes with low human activity, whereas the second is a zone with silviculture activity, both zones has numerous seasonal ponds that are present in September and October. In both sites were studied the crustacean communities. It found that the lagoons associated with zones with silviculture has low individuals abundance in comparision to sites without human intervention, also, it observed aquatic birds presence in zones without human intervention. The results would agree with observations for northern Chilean Patagonia (38-41° S).

Keywords: crustaceans, biodiversity, silviculture.

INTRODUCCION

La región de la Araucanía, se caracteriza por la presencia de lagunas superficiales, permanentes y estacionales. Estas últimas están presentes inmediatamente después de los periodos de lluvias invernales (septiembre-octubre), o incluso algunas pueden durar todo el verano, estas se pueden encontrar en zonas costeras o en zonas de alta montaña (De los Ríos-Escalante *et al.*, 2010). En la zona costera de la región de la Araucanía, hay una serie de lagunas someras, ubicadas en zonas con alta actividad antrópica ya sea principalmente actividad agrícola o plantaciones forestales (Peña-Cortés *et al.*, 2006), lo que repercute en las condiciones tróficas de los sitios asociados, y que en consecuencia afecta la flora y fauna de los respectivos ecosistemas (Hauenstein *et al.*, 2008).

Los escasos estudios de fauna acuática se remiten a descripciones de microcrustáceos para las dunas de Puaucho, que se caracterizan por la presencia de una playa de arena con lagunas estacionales que se encuentran solo en los meses de octubre y noviembre, en que se encontró una relativa alta riqueza de especies, basado solo en datos de presencia y ausencia (De los Ríos-Escalante *et al.*, 2010). El presente estudio se caracterizan las comunidades de microcrustáceos y aves en dos sitios costeros de la región de la Araucanía. Primero la zona de las dunas de Puaucho que es un sitio del cual hay datos previos y no está con gran intervención antrópica, y el segundo es la zona de la playa de Ñigue, una zona con actividad de silvicultura.

MATERIALES Y METODOS

El primer sitio es el sector de las dunas de Puaucho (38° 57' S – 73° 19' W), localizado al sur de la ciudad de Puerto Saavedra, este sitio se caracteriza por la presencia de vegetación propia de marismas *Selliera radicans*, *Distichlis spicata*, *Juncus articus*, *Scirpus americanus*, *S. olneyi*, and *Rumex cuneifolius* se estudiaron seis sitios correspondientes a lagunas superficiales de no más de un metro de profundidad (P1; P2; P3; P4; P5; P6). El segundo sitio es el sector de playa Ñigue (39° 17' S; 73° 13' W), localizado en las cercanías de la ciudad de Toltén, donde se realiza silvicultura. En este se ha reportado la presencia de lagunas estacionales asociados a las plantaciones. Se estudiaron cinco sitios correspondientes a lagunas superficiales de no más de un metro de profundidad (P7; P8; P9; P10; P11).

En los sitios estudiados se midió *in situ* temperatura, pH, conductividad y sólidos totales disueltos con un sensor Hanna HI 98130, las muestras de zooplancton se colectaron filtrando un volumen de 10 a 12 litros de agua a 100 μ m (Soto y De los Ríos, 2006), el material se fijó con etanol absoluto, se cuantificó en microscopio y se identificó según las descripciones de Araya y Zúñiga (1985), Reid, (1985), Bayly (1992) y González, (2003). Se hizo una observación visual simple de aves acuáticas, las cuales fueron identificadas según las descripciones de Araya y Millie (2005). Se analizaron los datos de crustáceos. En un primer análisis considerando asociaciones de especies podrían ser aleatorios, para esto se consideró aplicar el “índice de ponderación C” (Tondoh 2006, Tiho y Johens 2007), el cual se determina en la co-ocurrencia de especies basado en manejar una matriz de presencia y ausencia de especies. Sobre la base de las metodologías de Gotelli (2000, 2001), Tondoh (2006) y Tiho y Johens (2007), se construyó una matriz de presencia y ausencia donde las especies se ubican en las filas y los sitios en las columnas, y se analizó según las siguientes algoritmos: (a)

Modelo fijo-fijo: en este algoritmo las filas y columnas originales no son alteradas, y así cada simulación aleatoria contiene el mismo número de especies de la comunidad original (columna fija) y cada especie ocurre en la misma frecuencia que la comunidad original (fila fija). En esta instancia no permite la presencia de errores tipo I, que consisten en rechazar erróneamente la hipótesis nula y es muy robusto para detectar la falta de aleatorizaciones (Gotelli 2000, Tiho y Johens 2006, Tondoh 2007). (b) Modelo fijo-equiproable: en esta simulación solo la suma de las columnas está fijada, mientras que las columnas que corresponden a los sitios se considera como equiprobable. Este modelo nulo considera todos los sitios (correspondientes a las columnas de la matriz) como igualmente disponibles para todas las especies (Tiho y Johens 2006, Gotelli 2000). (c) Modelo fijo-proporcional: en este algoritmo la ocurrencia total de especies es mantenida como en la comunidad original, y la probabilidad que alguna especie se presente en un sitio (columna) es proporcional al total de la columna por sitio (Gotelli 2000, Tiho y Johens 2006, Tondoh 2007). Los datos fueron analizados mediante el programa Ecosim versión 7.0 (Gotelli y Entsminger 2009).

Por otro lado, se elaboró una segunda matriz con las abundancias de especies, con el fin de aplicar primero un análisis de conglomerados basado en el índice de Jaccard por medio del programa Biodiversity Pro (Mc Alleeceet *al.*, 1997), y en segunda instancia un modelo nulo de sobreposición de nicho basado en los índices de Pianka y Czernakowski, esto es con el fin de determinar la presencia potencial de sobreposición o segregación de nicho ecológico por parte de las especies de la comunidad. Estos modelos aplicaron mediante el programa Ecosim 7.0 (Gotelli y Entsminger 2009).

RESULTADOS

Los resultados obtenidos indican que los sitios de muestreo tuvieron bajos valores de conductividad y sólidos totales disueltos, y un pH relativamente neutro (Tabla 1). El número de especies para ambos ecosistemas varió entre tres y cinco, pero la densidad de individuos fue notablemente alta en las lagunas de las dunas de Puaucho en comparación a las observadas en la zona de Ñigue (Tabla 1).

Tabla 1. Localización geográfica, conductividad, sólidos totales disueltos (TDS), pH, temperatura y abundancia de especies (en ind/L) para los sitios considerados en el presente estudio.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11
°C	17,8 0	15,9 0	14,6 0	16,3 0	15,1 0	15,5 0	16,7 0	21,0 0	17,6 0	14,5 0	10,9 0
TDS	0,19	0,14	0,18	0,22	0,35	0,32	1,40	2,63	2,57	3,09	4,30
mS/cm	0,11	0,27	0,35	0,44	0,66	0,64	2,40	5,31	4,54	5,75	8,83
pH	7,22	6,95	7,51	7,62	7,63	7,86	8,22	8,00	8,24	8,03	8,03
<i>Daphnia ambigua</i> Scourfield, 1947	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	0,28	2,75	0,11
<i>Ceriodaphniadubia</i> Richard, 1894	4,00	1,53	1,60	0,00	3	3	0,00	0,00	0,17	0,22	0,00
<i>Chydorusphaericus</i> (O.F. Muller, 1785)	1,33 13,6	3,53	7 22,9	0	7,80	4,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Boeckella gracilis</i> (Daday, 1902)	0	7,20	3	1,13	0,07	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,08
<i>Mesocyclops saraucanus</i> (Pilati y Menu-Marque, 2003)	0,00	0,00	0,33	0,00	2,13	0,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eucyclops macrurus</i> (G.O. Sars, 1863)	0,00	0,00	0,00	1,27	0,00	0,00	0,00	3,22	1,19	1,75	5,28
<i>Paracyclops fimbriatus hiltoni</i> (Thomson, 1882)	0,00 98,3	0,00 43,4	0,00 16,5	0,00	0,00	0,00	2,27	0,00	3,00	0,00	0,00
Ostracodaindet.	3	0	3	7,13	0,00	0,00	0,07	0,03	0,39	0,25	0,03

Harpacticoida indet.	0,00	0,00	0,00	0,00	12,8 0	26,2 7	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hyalella costera</i> (Gonzalez y Watling, 2001)	0,00	0,00	0,00	0,00	3,87	2,73	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

En la zona de Puaucho se observó la presencia de *Vanellus chilensis* (Molina), que es una especie propia de praderas agrícolas, y la gaviota dominicana *Larus dominicanus* Lichtenstein mientras que en Ñigue no se observaron aves.

Los resultados del modelo nulo de co-ocurrencia de especies muestran que las asociaciones de especies no son aleatorias, esto es que hay factores reguladores, por otro lado el modelo de sobreposición de nicho indica que para el índice de Pianka no hay sobreposición de nicho, resultado contrario al observado por el índice de Czekanowski (Tabla 2).

Tabla 2. Resultados de los modelos nulos de asociaciones de especies y sobreposición de nicho para los sitios estudiados.

Modelo nulo de co-ocurrencia de especies				
Modelo	Índice observado	Índice promedio	Efecto Estándar del Tamaño	P
Fijo-Fijo	7.622	6.777	5.681	<0.001
Fijo-Proporcional	7.622	5.596	3.128	< 0.001
Fijo-Equiprobable	7.622	5.766	3.015	< 0.001
Modelo nulo de sobreposición de nicho.				
Modelos	Índice observado	Índice promedio	Efecto Estándar del Tamaño	P
Pianka	<0.001	<0.001	< 0.001	0.999
Czekanowski	0.088	< 0.001	< 0.001	< 0.001

Finalmente, los resultados del índice de Bray-Curtis muestran que hay una marcada diferencia en los dos grupos estudiados, y en cada grupo sus componentes presentan diferentes grados de similitudes, que variaron entre un 50 y 75 %, siendo las lagunas del grupo de playa Ñigue las con más similitudes entre estas en comparación a las de Puaucho (Figura 1).

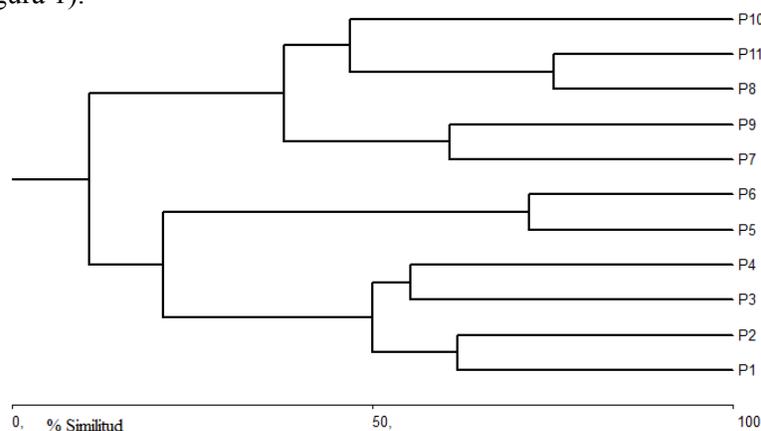


Figura 1. Resultados del análisis de conglomerados de los sitios estudiados.

DISCUSION

Los resultados muestran una marcada diferencia en las densidades de especies y en el tipo de especies reportadas para ambos sitios. Esto se debería presumiblemente a las alteraciones antropogénicas del sitio en estudio, ya que el tipo de especies reportadas en la zona de Puaucho es similar a las especies observadas en lagunas temporales y

permanentes en zonas de montaña de la región de la Araucanía (De los Ríos y Roa, 2010; De los Ríos-Escalante *et al.*, 2010). Esta situación explicaría las diferencias observadas en el modelo nulo de co-ocurrencia de especies en que se observó la existencia de factores reguladores, este tipo de resultados es marcadamente diferente a otras observaciones para crustáceos zooplantónicos de aguas continentales chilenas (De los Ríos, 2008; De los Ríos y Soto, 2009; De los Ríos-Escalante *et al.*, 2010). En este escenario, es probable que el tipo de paisaje, ya sea sin intervención antrópica o con algún tipo de actividad podría afectar no solo las comunidades acuáticas, sino además especies de aves asociadas a ambos tipos de ambientes.

Los resultados del modelo de sobreposición de nicho no son claros en cuanto a si esta condición se encuentra o no en los ecosistemas. Si bien no hay estudios sobre aplicación de este modelo en aguas continentales, este resultado podría concordar con observaciones para lagunas superficiales del sur de la Patagonia e islas Sub-antárticas (Almada *et al.*, 2004, Allende y Pizarro 2006). Por otro lado hay una serie de procesos ecológicos, relacionados con la dinámica de metapoblaciones y comunidades, esto es específicamente extinción de poblaciones en condiciones ambientales adversas, y procesos de colonización (Hall y Burns, 2002), que en el caso de crustáceos ocurre por quistes en diapausa que eclosionan en condiciones favorables renovando la población (Hall y Burns, 2001a, 2001b), lo que ha sido reportado como mecanismo típico de ambientes acuáticos temporales (Blaustein y Schwartz, 2001; Eitam *et al.*, 2004).

En este escenario, las lagunas costeras en zonas sin intervención antrópica, tendrían la ventaja de ser hábitats de aves acuáticas migratorias, condición que daría ventaja en cuanto a valoración del paisaje, pues existiría la posibilidad de realizar turismo de intereses especiales específicamente avistamiento de aves, lo cual podría generar aumento de los ingresos económicos a comunidades locales. Esta situación no se vería probablemente en zonas con plantaciones forestales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores del presente trabajo agradecen en financiamiento del presente estudio a la Dirección General de Investigación y la Escuela de Ciencias Ambientales de la Universidad Católica de Temuco y al proyecto MECESUP UCT 0804.

BIBLIOGRAFIA

- ALLENDE, L Y H PIZARRO, 2006. Top-down control on plankton components in an Antarctic pond: experimental approach to the study of low-complexity food webs. *Pol. Biol.* 29 (10): 893-901.
- ALMADA, P, L ALLENDE, G TELL Y I IZAGUIRRE, 2004. Experimental evidence of the grazing impact of *Boeckella poppei* on phytoplankton in a maritime Antarctic lake *Pol. Biol* 28(1): 39-46.
- ARAYA, JM Y LRZUÑIGA, 1985. Manual taxonómico del zooplancton lacustre de Chile. Boletín Limnológico, Universidad Austral de Chile 8: 1-110.
- ARAYA, BM Y G MILLIE, 2005. Guía de campo de las aves de Chile. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, 406 p.
- BAYLY, IAE, 1992. Fusion of the genera *Boeckella* and *Pseudoboeckella* and a revision of their species from South America and subantarctic islands. *Rev. Chilena Hist. Nat.* 65(1): 17-63.

- BLAUSTEIN, L Y SS SCHWARTZ, 2001. Why study ecology of temporary ponds? *Israel J. Ecol. Evol.* 47: 303-312.
- DE LOS RÍOS-ESCALANTE, P., E. CARREÑO, E. HAUENSTEIN Y M. VEGA, 2010. An update of the distribution of *Boeckellagracilis* (Daday, 1902) (Crustacea, Copepoda) in the Araucania region (38° S), Chile, and a null model for understanding its species association in its habitat. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 38(3): 507-513
- DE LOS RÍOS, P, 2008. A null model for explain crustacean zooplankton species associations in central and southern Patagonian inland waters. *An. Inst. Patagonia* 36(1): 25-33.
- DE LOS RÍOS, P Y G ROA, 2010. Crustacean species assemblages in mountain shallow ponds: Parque Cañi (38°S, Chile). *Zoologia, Curitiba* 27(1): 81-86.
- DE LOS RÍOS, P Y D SOTO (2009) Estudios limnológicos en lagos y lagunas del Parque Nacional Torres del Paine (51° S, Chile). *An. Inst. Patagonia* 37 (1): 63-71.
- DE LOS RÍOS-ESCALANTE, P, 2010. Crustacean zooplankton communities in Chilean inland waters. *Crustaceana Monographs* 12: 1-109.
- EITAM, A, L BLAUSTEIN, K VAN DAMME, HJ DUMONT Y K MARTENS, 2004. Crustacean species richness in temporary pools: relationships with habitat traits. *Hydrobiologia* 525(1/3): 125-130.
- GONZÁLEZ, ER, 2003. The freshwater amphipod *Hyaella* Smith, 1974 in Chile (Crustacea, Amphipoda). *Rev. Chilena Hist. Nat.* 76(4): 623-637.
- GOTELLI NJ Y GR GRAVES, 1996. Null models in ecology. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 388 pp.
- GOTELLI, NJ, 2000. Null models of species co-occurrence patterns. *Ecology* 81(9): 2606-2621.
- GOTELLI, NJ, 2001. Research frontiers in null model analysis. *Glob. Ecol. Biogeog.* 10(4): 337-343.
- GOTELLI, NJ Y GL ENTSMINGER, 2009. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. (Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465). Available at: <http://garyentsminger.com/ecosim.htm>
- HALL, CJ Y CW BURNS, 2001a. Effects of salinity and temperature on survival and reproduction of *Boeckellahamata* (Copepoda, Calanoidea) from a periodically brackish lake. *J. Plank. Res.* 23(1): 97-103.
- HALL, CJ Y CW BURNS, 2001b. Hatching of *Boeckellahamata* (Copepoda: Calanoidea) resting eggs from sediments of a tidally influenced lake. *New Zealand J. Mar. Freshwat. Res.* 35(2): 235-238.
- HALL, CJ Y CW BURNS, 2002 Mortality and growth responses of *Daphnia carinata* to increases in temperature and salinity. *Freshwat. Biol.* 47(3): 451-468.
- HAUENSTEIN, E, F PEÑA-CORTÉS, C BERTRÁN, J TAPIA Y R SCHLATTER. 2008. Comparación florística y estado trófico basado en plantas indicadoras de lagunas costeras de la región de La Araucanía, Chile. *Ecol. Austr.*, 18(1): 45-53.
- MCALEECE, N, JDG GAGE, PJD LAMBSHEAD, Y GLJ PATERSON, 1997. BioDiversity Professional statistics analysis software. Jointly developed by the Scottish Association for Marine Science and the Natural History Museum London. <http://www.sams.ac.uk/peter-lamont/biodiversity-pro#sthash.OcwgcmLK.dpuf>
- PEÑA-CORTÉS, F, P GUTIÉRREZ, G REBOLLEDO, M ESCALONA, E HAUENSTEIN, C BERTRÁN, R SCHLATTER Y J TAPIA. 2006. Determinación del nivel de antropización de humedales como criterio para la planificación ecológica de la cuenca del lago Budi, IX Región de la Araucanía, Chile. *Rev. Geogr. Norte Grande*, 36(1): 75-91.

- REID, J, 1985. *Chave de identificação e lista de referencias para as species continentais sudamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda)*. Bol. Zool. Univ. do São Paulo 9: 17-143.
- SOTO, D Y P DE LOS RÍOS, 2006. Trophic status and conductivity as regulators of daphnids dominance and zooplankton assemblages in lakes and ponds of Torres del Paine National Park. *Biologia, Bratislava* 61(5): 541-546.
- TIHO, S Y J JOHENS, 2007. Co-occurrence of earthworms in urban surroundings: a null models of community structure. *Eur. J. Soil Biol.* 43(2): 84-90.
- TONDOH JE, 2006. Seasonal changes in earthworm diversity and community structure in central Côte d'Ivoire. *Eur. J. Soil Biol.* 42(1): 334-340.

REVISIÓN SOBRE LA EUTROFICACIÓN EN LAGOS Y LAGUNAS CHILENAS.

A review of eutrophication in Chilean lakes and ponds.

Patricio De los Ríos Escalante^{1,2,3}

¹Laboratorio de Ecología Aplicada y Biodiversidad, Escuela de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, Casilla 15-D, Temuco, Chile.

²Núcleo de Estudios Ambientales, UCTemuco

³Autor para correspondencia: patorios@msn.com

RESUMEN

Los ecosistemas lacustres chilenos presentan un amplio gradiente de condiciones tróficas, lo cual está regulado principalmente por las actividades antropogénicas de las respectivas cuencas circundantes. El objetivo del presente trabajo es hacer una revisión sobre los antecedentes de eutroficación en lagos y lagunas chilenas. En la zona norte de Chile (18-33° S), no hay antecedentes suficientes sobre antecedentes de estatus trófico, mientras que en la zona central de Chile (33-39° S), hay una serie de pequeños embalses y lagunas marcadamente eutróficas principalmente por actividad agrícola en las cuencas circundantes. Por otro lado en la zona centro sur (39-41°S), tienden la tendencia a la eutroficación tiende a asociarse a zonas lagunas costeras, y bahías puntuales en algunos lagos, debido principalmente a actividad agrícola, ciudades o salmonicultura, finalmente en el extremo sur (41-55° S), los antecedentes de eutroficación corresponden a casos puntuales de pequeñas lagunas con altos niveles de conductividad en zonas sin actividad antrópica. La tendencia observada es similar a registros que hay para lagos y lagunas en Argentina.

Palabras clave: eutroficación, agricultura, silvicultura, salmonicultura, lagos, lagunas.

ABSTRACT

The Chilean lacustrine ecosystems have a wide gradient of trophic status that is regulated mainly due human activities in their respective surrounding basins. The aim of the present study is do a reiew of eutrophication in Chilean lakes and ponds. In the North of Chile (18-33°S) there are not antecedents about trophic status, whereas in central Chile (33-39°S) there are numerous eutrophic small reservoirs and lagoons that have agricultural activities in their surrounding basins. In another side, in Central-Southern Chile (39-41°S) the eutrophication is restricted o coastal lagoons, and restricted bays in some lakes due mainly to agriculture, towns or salmon farming, finally in southern extreme (41-55°S), the eutrophication antecedents corresponds to restricted high conductivity lagoons located in zones without human intervention. The results are similar to Argentinean lakes and ponds.

Keywords: eutrophication, agriculture, silviculture, aquaculture, lakes, lagoons.

INTRODUCCION

Los antecedentes históricos sobre eutroficación en lagos y lagunas chilenas datan en un comienzo con el clásico trabajo de Thomasson (1963) sobre los llamados lagos Araucanos, o actualmente conocidos como lagos Nord Patagónicos (Woelfl, 2007), que corresponden a grandes lagos de origen glacial localizados entre los 39 y 41°S, que originalmente fueron descritos como oligotróficos. Posteriormente entre las décadas de 1980 y 1990, se realizaron estudios para la zona central de Chile, en que se encontró una serie de lagunas eutróficas debido a actividades agrícolas (Mühlhauser y Vila, 1987; Schmid-Araya y Zúñiga, 1992). En un estudio integrado sobre crustáceos zooplanctónicos lacustres chilenos que incluyó tópicos de ecología, se registró una ausencia de datos sistemáticos sobre condiciones tróficas en lagos de la zona norte de Chile (18-33° S), mientras que en la zona central (33-39° S) tienden a existir lagos y lagunas eutróficas, y finalmente en la zona centro sur (39-41°S) y extremo sur (41-54°S), los casos de eutroficación tienden a ser más restringidos. El objetivo del presente trabajo consistió en una revisión de la literatura sobre la eutroficación en lagos y lagunas chilenas.

NORTE DE CHILE (18-33° S).

El norte de Chile, se caracteriza por un clima desértico (Luebert y Pliscoff, 2006), en que se encuentra una serie de lagunas poco profundas asociadas a depósitos salinos de origen volcánico, con altos niveles de salinidad (De los Ríos-Escalante, 2010). Los antecedentes de la literatura sobre condiciones tróficas son restringidos, y tratan descripciones puntuales sobre actividad fitoplanctónica en el lago Chungará en que sobre la base de la productividad primaria de este, se le puede considerar como un lago mesoeutrófico con niveles de clorofila entre 0.34 a 8.74 $\mu\text{g/L}$ (Mühlhauser *et al.*, 1995; Dorador *et al.*, 2003). En un estudio puntual realizado en lagos y lagunas de la región de Antofagasta (23° S), se encontraron valores de clorofila bajos de 1.00 $\mu\text{g/L}$, asociados a niveles de salinidad moderados a altos entre 4 a 189 g/L (De los Ríos-Escalante, 2011). Sobre la base de los antecedentes existentes, se hace necesario más estudios sistemáticos para determinar las condiciones tróficas de estos ecosistemas, que son importantes para efectos de conservación de especies de aves acuáticas amenazadas y con presencia de especies endémicas de fauna acuática (De los Ríos-Escalante, 2010).

ZONA CENTRAL DE CHILE (33-39° S).

Esta zona presenta una serie de pequeñas lagunas y embalses la mayoría eutróficos (53.6 – 102.4 $\mu\text{g/L}$ de clorofila a), lo cual se debe principalmente a que en la zona donde se encuentran estos cuerpos de agua hay actividad agrícola y/o silvícola intensiva, lo cual implica que en estos sitios haya un aumento sostenido del ingreso de nutrientes de la cuenca circundante al lago con la consecuente eutroficación del medio (Mühlhauser y Vila, 1987; Schmid-Araya y Zúñiga, 1992; De los Ríos-Escalante, 2010). Sobre la base de evidencias paleolimnológicas, realizadas en las lagunas San Pedro grande y San Pedro Chica, en las cercanías de la ciudad de Concepción, se encontró que probablemente en esta zona hubo vegetación nativa que retuvo los nutrientes evitando su ingreso al lago, pero al ser reemplazada esta por zonas agrícolas y plantaciones forestales comenzó el proceso de eutroficación (Urrutia *et al.*, 2000; Cruces *et al.*, 2001). Considerando estos antecedentes, es necesario realizar estudios a largo plazo para analizar las tendencias de las condiciones tróficas en estos ecosistemas.

ZONA CENTRO SUR DE CHILE (39-41°S)

Esta zona es la más estudiada en cuanto a condiciones tróficas, debido a la presencia de grandes lagos, los llamados lagos Araucanos o Nord-Patagónicos, que fueron estudiados desde fines de la década de 1970 (Woelfl *et al.*, 2003; De los Ríos-Escalante, 2010). De igual modo, hay una serie de lagunas costeras estudiadas recientemente, de las cuales se ha encontrado una situación de eutrofización (Hauenstein *et al.*, 2008), debido principalmente a alteraciones del territorio original por plantaciones forestales y zonas agrícolas (Peña-Cortés *et al.*, 2006).

Los lagos Araucanos o Nordpatagónicos, y algunos lagos localizados en zonas de montaña con bosques nativos, han sido tal vez los lagos más estudiados en cuanto al comportamiento de sus condiciones tróficas (Steinhart *et al.*, 1999, 2002; Soto, 2002; de los Ríos-Escalante *et al.*, 2012). Sobre la base de los antecedentes reportados para el hemisferio norte, la tendencia era a encontrar una relación directa entre concentraciones de fósforo y clorofila en lagos (Guildford y Hecky, 2000). No obstante, esto no ha sido observado en lagos chilenos, existiendo dos posibles explicaciones, una es que las concentraciones de nitrógeno y fósforo serían demasiado bajas como para generar una respuesta fitoplanctónica (Steinhart *et al.*, 1999; Soto, 2002), mientras que la segunda explicación sería que existiría una relación directa débil entre concentraciones de nitrógeno y clorofila (Soto, 2002).

Los antecedentes de la literatura indicarían que en estos últimos 30 años muchos de estos lagos han sufrido una transición de oligotrofia a mesotrofia en algunas bahías puntuales (Woelfl *et al.*, 2003), lo cual se debería presumiblemente al cambio de uso de suelos por reemplazo del bosque nativo por zonas agrícolas y ciudades, o instalación de actividades de acuicultura de salmones (Soto, 2002). Sobre esta base, las zonas con estatus mesotrófico o eutrófico, corresponderían a bahías puntuales y cerradas con marcada intervención antrópica, lo cual no corresponde a la situación de todo el lago (Soto, 2002; Barrera & De los Ríos-Escalante, 2011; De los Ríos-Escalante y Woelfl, 2011). Una situación especial merecen los lagos de la isla de Chiloé (42°), estos si bien no se les considera dentro de los lagos Araucanos o Nord-Patagónicos, se caracterizan por su marcada condición de mesotrofia, debido a la actividad de acuicultura de salmones, y agricultura en sus cuencas circundantes (Villalobos *et al.*, 2003).

EXTREMO SUR DE CHILE (41-54° S).

En esta zona se encuentran grandes lagos oligotróficos entre los 41 y 51° S, alternados con lagunas estacionales y permanentes con amplio gradiente de condiciones tróficas, esta zona se caracteriza en general por su baja intervención antrópica debido a las dificultades de acceso (De los Ríos-Escalante, 2010). La literatura indicaría que en estos lagos existiría probablemente una limitación por nitrógeno, o sea una relación directa entre concentraciones de nitrógeno y clorofila (Soto *et al.*, 1994). No obstante, hay un factor más importante, que es la profundidad de la capa de mezcla, esto es porque en esta zona hay exposición fuertes vientos que puede generar una zona de circulación entre la superficie que puede llegar entre los 50 y 75 metros de profundidad, así el fitoplancton va a tener periodos de limitación por luz, lo que repercutiría en la marcada oligotrofia en los grandes lagos (Soto, 2002). No obstante, en lagunas de menor profundidad, los niveles de clorofila serían más altos debido a que no existiría esta

limitación mecánica (Soto y De los Ríos, 2006). Este escenario, es totalmente diferente a las descripciones clásicas del hemisferio norte que recalcan la relación directa entre concentraciones de fósforo y clorofila (Guildford y Hecky, 2000; Soto, 2002). Los casos de lagunas eutróficas en esta zona, corresponden a casos puntuales como la laguna Amarga, que es una laguna hipersalina, y la laguna Cisnes, que fue descrita originalmente como una laguna con conductividad moderada (Soto *et al.*, 1994; Soto & De los Ríos, 2006). No obstante, es probable que hayan algunos cuerpos de agua superficiales meso o eutróficos, asociados probablemente a praderas con actividad ganadera cerca de zonas urbanas (De los Ríos-Escalante, 2010).

EFFECTOS EN LOS SERVICIOS ECOSISTEMICOS

En este escenario, los casos de eutrofización en la zona central de Chile son más notorios respecto a las regiones restantes de Chile, por lo tanto, tendríamos probablemente un efecto negativo, pues los cuerpos de agua tendrían un uso limitado para actividades antrópicas (Schmid-Araya y Zúñiga, 1992; Soto, 2002). Una situación diferente ocurriría en la zona centro sur y extremo sur, en que los sitios principalmente los lagos de montaña, y los grandes lagos profundos, su condición de oligotrofia natural les confiere un mayor valor en cuanto a paisaje, y usos que se les puede dar, como por ejemplo navegación o pesca deportiva u observación de paisajes (Soto *et al.*, 1994; Soto, 2002).

AGRADECIMIENTOS

Los autores del presente trabajo agradecen en financiamiento del presente estudio a la Dirección General de Investigación y la Escuela de Ciencias Ambientales de la Universidad Católica de Temuco y al proyecto MECESUP UCT 0804.

REFERENCIAS

- BARRERA, C. Y P. DE LOS RÍOS-ESCALANTE, 2011. Ensamblajes zooplanctónicos (copépodos y cladóceros) y concentración de clorofila en sitios ubicados en lagos patagónicos con diferente grado de intervención antrópica. 301-312 pp. En: Volpedo, A.V., L. Fernández & J. Buitrago (Eds). Experiencias en la aplicación del enfoque GEO en la evaluación de ecosistemas degradados de Iberoamérica. Red CYTED 411RT0430 Desarrollo de metodologías, indicadores ambientales y programas para la evaluación ambiental integral y la restauración de ecosistemas degradados.
- CRUCES, F, R URRUTIA, A ARANEDA, L TORRES, M CISTERNAS Y WIM VYVERMAN, 2001. Evolución trófica de laguna Grande de San Pedro (VIII Región, Chile) durante el último siglo, mediante el análisis de registros sedimentarios. *Rev. Chilena Hist. Nat.*, 74(2): 407-418.
- DE LOS RÍOS-ESCALANTE, P, 2010. Crustacean zooplankton communities in Chilean inland waters. *Crustaceana Monographs* 12: 1-109.
- DE LOS RÍOS-ESCALANTE, P. 2011. A null model to study community structure of microcrustacean assemblages in northern Chilean shallow lakes. *Crustaceana* 84(5/6): 513-521.
- DE LOS RÍOS-ESCALANTE, P Y S. WOELFL (2011). Use of null models to explain crustacean zooplankton assemblages in Northern Patagonian lakes (Chile) with and without mixotrophic ciliates. *Crustaceana* 84: 1061-1068.

- DE LOS RÍOS-ESCALANTE, P, E HAUENSTEIN, P ACEVEDO, M ROMERO-MIERES, Y I PANDOURSKI, 2012. Regulatory factors in crustacean zooplankton assemblages in mountain lakes of northern Chilean Patagonia (38- 41°S): a comparison with Bulgarian counterparts (42°N). *Lat. Am. J. Aq. Res.* 40: 473-479.
- DORADOR, C. R PARDO Y I. VILA, 2003. Variaciones temporales de parámetros físicos, químicos y biológicos de un lago de altura: el caso del lago Chungará. *Rev. Chilena Hist. Nat.*, 76(1): 15-22.
- Guildford, SE & RE Hecky, 2000. Total nitrogen, total phosphorus and nutrient limitation in lakes and oceans: is there a common relationship?. *Limnol. Ocean*, 45(6): 1213-1223.
- HUENSTEIN, E, F PEÑA-CORTÉS, C BERTRÁN, J TAPIA Y R SCHLATTER. 2008. Comparación florística y estado trófico basado en plantas indicadoras de lagunas costeras de la región de La Araucanía, Chile. *Ecol.Austr.*, 18(1): 45-53.
- LUEBERT, P Y F. PLISCOFF, 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, 316 p.
- MUHLHAUSER, H. Y I. VILA, 1987. Eutroficación, impacto en un ecosistema acuático montañoso. *Arch. Biol. Med. Exp.*, 20: 117-124.
- MUHLHAUSER, H, N HREPIC, P MLADINIC, V MONTECINO Y SCABRERA, 1995. Water quality and limnological features of a high altitude Andean lake, Chungara, in northern Chile. *Rev. Chilena Hist. Nat.*, 68(3): 341-349.
- PEÑA-CORTÉS, F, P GUTIÉRREZ, G REBOLLEDO, M ESCALONA, E HAUENSTEIN, C BERTRÁN, R SCHLATTER Y J TAPIA. 2006. Determinación del nivel de antropización de humedales como criterio para la planificación ecológica de la cuenca del lago Budi, IX Región de la Araucanía, Chile. *Rev. Geogr. Norte Grande*, 36(1): 75-91.
- SCHMID-ARAYA, JM Y LR ZUÑIGA, 1992. Zooplankton community structure in two Chilean reservoirs. *Arch. Hydrobiol.* 123: 305-335.
- SOTO, D Y P DE LOS RÍOS, 2006. Trophic status and conductivity as regulators of daphnids dominance and zooplankton assemblages in lakes and ponds of Torres del Paine National Park. *Biologia, Bratislava* 61(5): 541-546.
- SOTO, D, H CAMPOS, W STEFFEN, O PARRA Y L ZUÑIGA, 1994. The Torres del Paine lake district (Chilean Patagonia): a case of potentially N-limited lakes and ponds. *Arch. Hydrobiol.*, 99(1/2): 181-197.
- STEINHART, GL, GE LIKENS Y D SOTO, 1999. Nutrient limitation in lago Chaiquenes (Parque Nacional Alerce Andino), Chile): evidence from nutrient experiments and physiological assays. *Rev. ChilenaHist. Nat.*, 72(4): 559-568.
- STEINHART, GL, GE LIKENS Y D SOTO, 2002. Physiological indicators of nutrient deficiency in phytoplankton of southern Chilean lakes. *Hydrobiologia*, 489: 21-27.
- THOMASSON, K. 1963. Araucanian lakes. *Act. Phytog.Suecica*, 47: 1-139.
- URRUTIA, R, K SABBE, F CRUCES, K POZO, J BECERRA, A ARANEDA VIM VYVERMAN Y O PARRA, 2000. Paleolimnological studies of laguna Chica of San Pedro (VIII Region): diatoms, hydrocarbons and fatty acids records. *Rev. Chilena Hist. Nat.*, 73(4): 717-728.
- VILLALOBOS, L, O PARRA, M GRANDJEAN, E JAQUE, S WOELFL Y H CAMPOS, 2003. River basin and limnological study of five humic lakes of Chiloe Island. *Rev. ChilenaHist. Nat.* 76(1): 10-15-
- WOELFL, S. 2007. The distribution of large mixotrophic ciliates (Stentor) in deep North Patagonian lakes (Chile): first results. *Limnologica* 37(1): 28-36.
- WOELFL, S, L VILLALOBOS Y O PARRA, 2003. Trophic parameters and method validation in a lake Riñihue (North Patagonia, Chile) from 1978 to 1997. *Rev. ChilenaHist. Nat.*, 76(3): 459-474.

LOS INDICADORES PARA LA EVALUACIÓN AMBIENTAL INTEGRAL DE LOS HUMEDALES CUBANOS. UN ACERCAMIENTO INICIAL.

The indicators for the evaluation environmental integral of the cuban wetlands. An initial approach.

Grisel Barranco Rodríguez, Lucas Fernández Reyes, Miriam Labrada Pons, Ángela Arniella, Ada Roque Miranda, Oblluris Cárdenas, Liz Marrero, Laura Azor

Instituto de Geografía Tropical. CITMA
Calle F No. 302 / 13 y 15, Plaza, La Habana. Cuba.

Resumen

Un aspecto determinante en las evaluaciones ambientales integrales basadas en el enfoque GEO (Global Environmental Outlook), consiste en la elaboración de indicadores apropiados, que hagan visibles las relaciones causa- efecto entre los cambios de estado, sus orígenes y consecuencias, permitiendo valorar objetivamente qué le está pasando al medio ambiente. Dichas herramientas admiten abundar y validar el carácter de los problemas, pero además propician realizar estudios comparativos de ecosistemas situados en contextos diferentes, y evaluarlos con basamentos comunes. El objetivo del presente trabajo es realizar un aporte a los indicadores generados en la evaluación ambiental integral de los humedales cubanos. Estos humedales son áreas de alta complejidad, por sus múltiples usos y por los números factores que los influyen. En estos Sitios Ramsar cubanos se centró el análisis realizado. Los resultados alcanzados muestran cómo se corresponden las diferentes presiones y problemas de degradación, con los impactos y las dinámicas ambientales. En todos los casos se evidenció la consistencia y pertinencia de las evaluaciones elaboradas.

Palabras claves: indicadores ambientales, humedales, evaluación ambiental integral

Summary

A decisive aspect in the comprehensive environmental assessments based on the GEO (Global Environmental Outlook) approach, consists in the development of appropriate indicators, exposing the relations cause - effect between the changes of State, its origins and consequences, allowing to assess objectively what is happening to the environment. These tools support abound and validate the nature of the problems, but also conducive to perform comparative studies of ecosystems in different contexts, and to evaluate them with common bases. The objective of this work is to make a contribution to the indicators generated by the comprehensive environmental assessment of the Cuban wetlands. These wetlands are areas of high complexity, for their multiple uses and numbers factors that influence them. The analysis focused in these Cuban Ramsar sites. The results show how different pressures and problems are correspondences which impacts and dynamic. In all the cases it was evidenced the consistency and relevancy of the elaborated evaluations.

Key words: environmental indicators, wetlands, integral environmental evaluation.

INTRODUCCIÓN

Las evaluaciones ambientales demandan de una base informativa de amplio espectro. Ello obedece a la propia esencia de contenido del medio ambiente, por cuanto en su condición de sistema abierto que articula a los factores y elementos naturales, económicos y de la población, obliga a una mirada abarcadora y amplia, a la vez que objetiva y concreta, todo lo cual resulta de ineludible complejidad. A pesar de ello, está identificada la demanda de emprender tales investigaciones, pues la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente Humano (1972), identificó el tema con absoluta prioridad, así como la necesidad de emprendimiento periódico, con el fin de contar con bases homogéneas y comunes para el seguimiento del acontecer ambiental. La Cumbre de la Tierra (Conferencia de Río'92) confirió un impulso especial en la materia, en virtud de la definición de un conjunto de pautas al efecto del rastreo evolutivo de los problemas. Uno de los aspectos reconocidos con primacía y urgencia fue el de la conformación de los indicadores del desarrollo sostenible (IDS), para dar implementación a los respectivos capítulos de la Agenda 21.

Esa convocatoria, colocó una prospectiva diferente en torno a un argumento que contaba con alguna raigambre entre los científicos, transformándolo incluso en instrumento para las determinaciones políticas.

La literatura científica remite a pronunciamientos clásicos de la década de los noventa (OCDE, 1991; OCDE, 1993; EPA 1994; CEPAL, 1994). Diferentes modelos sirvieron para expresar la búsqueda de las opciones de mayor agudeza y sensibilidad para visionar y valorar el medio, así como los cambios dados en el mismo.

Puede apreciarse sin embargo que uno de los procesos más coherentes ha contado con el protagonismo de la División de Evaluación y Alerta Temprana (DEAT) del PNUMA, por la perspectiva abarcadora que propone. En ella se postula: “Ofrecer a la comunidad internacional un mejor acceso a datos e información ambiental de carácter significativo, así como ayudar a incrementar la capacidad de los gobiernos para usar la información ambiental en el proceso de toma de decisiones y la planificación de medidas conducentes al desarrollo humano sostenible“ (Jäger *et al.*, 2008). A partir de ello se ha generado un marco de evaluación con clara definición de la cadena de relaciones que tienen lugar en el medio ambiente

La propuesta implica que de modo gradual, a través de un sistema de información y monitoreo, se logren rumbos promisorios en el manejo y protección de los. Así se haría factible la evaluación de las brechas, entre la realidad y la sustentabilidad económica, social, ambiental e institucional. Además, serviría para indicar la dirección de trabajo efectiva a fin de la reducción de dichas fisuras.

Cuba, que tempranamente asumió todo lo concerniente al mejoramiento ambiental, ya para los años ochenta avivó las investigaciones, así como también la promulgación de leyes y normas esenciales, que crearon un marco propiciatorio que sirvió de adecuado preámbulo para la asunción de los empeños emanados de la Cumbre de la Tierra. El tema de la información fue de los que mereció interés específico, como base para el seguimiento ambiental. Así pueden reconocerse acciones de mucha valía desarrolladas

en diferentes proyectos y entidades científicas (Centro de Información y Gestión Ambiental, Dirección de Medio Ambiente, Inst. Geografía Tropical, entre otros), que se han adentrado en el tema. Al respecto se han orientado además, labores asociadas a diversos ámbitos geográficos y ecosistemas, identificando las opciones de acercamiento más pertinente y efectiva al medio ambiente y sus problemáticas.

El tema de los humedales abre la indagatoria a un universo de alta complejidad, pero también de mucho interés para Cuba, que cuenta con el mayor espacio de tal tipo dentro del Caribe, la ciénaga de Zapata, entre otras áreas de relevancia que por sus funciones y servicios ambientales, han sido reconocidas incluso como Sitios Ramsar.

En este marco se plantea como objetivo:

- ***Conformar un sistema de indicadores explícitos, para evaluar presiones, estados, impactos y respuestas inherentes a los humedales cubanos, que hagan viable la EAI acorde al modelo GEO.***

El resultado coloca una mirada amplia sobre el tema, que incluye los subsistemas del medio ambiente (naturaleza, economía, población), así como otros aspectos cardinales para la vida del ecosistema, como son los asociados a la gestión y protección.

En los mismos se involucran las tendencias mundiales que se vienen promoviendo, pero en especial, las situaciones y condiciones presentes en Cuba, en las realidades de la información y la investigación nacional. Al efecto se partió de la reflexión en torno a los ahíncos exploratorios desarrollados en diferentes ámbitos espaciales, para proyectar una visión intencionada sobre las potencialidades y conflictos que gravitan en los humedales y que amenazan su vida útil, su producción, reproducción y prestación de servicios ambientales.

La consecución del objetivo se materializó en el presente resultado que además de los propios indicadores, abundó en la conceptualización que sirve de soporte al tema, y que comporta elemento ineludible para la realización de un adecuado abordaje, suponiendo además un inexcusable momento para el mayor y mejor entendimiento entre científicos, pero también con los gestores y decidores de los distintos contextos.

Al indagar en aquellos aspectos capaces de expresar variaciones en el estado ambiental de los humedales (indicadores), destacaron muy particularmente aquellas problemáticas que pueden transformarse en políticas concretas con fines de corrección, rehabilitación y conservación, donde la institucionalidad cobra papel protagónico.

Así, fue factible conformar una herramienta propia, útil y accesible a los diversos actores con interés en los humedales cubanos, pero cuyos valores pueden extenderse a otros marcos geográficos al efecto de desarrollar estudios ambientales integrales.

TENDENCIAS TEÓRICO- METODOLÓGICAS MUNDIALES Y PROCEDIMIENTO DE TRABAJO.

Contemporáneamente para enfrentar los estudios ambientales, una de las alternativas que se viene empleando es la de utilizar indicadores. Ciertamente en torno a ello, se ha

configurado todo un entramado discursivo no concluido, de modo que hoy no existen visiones únicas sobre su conformación, determinación y el posible alcance. El amplio universo de debate que los mismos han promovido, tiene al propio concepto como eje de controversia. Por eso es pertinente partir de la reflexión conceptual.

Aspectos teóricos como premisa en la conformación de los indicadores.

En relación con los indicadores hay todo un camino avanzado de éxitos e incertidumbres, en tanto que aún se discute sobre las limitantes para integrar los aspectos sociales, económicos y ecológicos, expresivos de una visión sistémica. Pero además se debate en lo teórico sobre la construcción de indicadores conmensuralistas (<http://www.ine.gob.mx/>) y los cualitativos, e incluso la conjunción de ambos.

En cualquier caso, orientar con acierto el tema obliga a transitar por su pertinente entendimiento. Sobre esto observaba Aguirre (2001) que "*... teniendo en cuenta que la mayoría de los parámetros o variables estadísticas asociados a temas ambientales pueden ser considerados como indicadores siempre que aporten mensajes simples y claros sobre lo que está ocurriendo en el medio ambiente*". Efectivamente el logro del mensaje fiel y con consistencia en el tiempo, son algunas de las invariantes que se deben encontrar al colocar una perspectiva amplia en la materia, lo cual es necesario al tratar de buscar el acercamiento más efectivo a lo que es un indicador. Algunas de las siguientes enunciaciones coadyuvan a ello:

- ➔ Un **indicador** es un parámetro, o valor derivado de otros parámetros, dirigido a proveer información y describir el estado de un fenómeno con un significado añadido mayor que el directamente asociado a su propio valor (OCDE, 1993).
- ➔ Se trata de información cuantitativa que ayuda a explicar cómo las cosas están cambiando a lo largo del tiempo (Departamento de Medio Ambiente de la Gran Bretaña, 1996),
- ➔ Señal que muestra una tendencia, es una herramienta para simplificar, medir y comunicar información. "Permite representar un conjunto de datos en el tiempo y así visualizar los cambios generados" (Wautiez y Reyes, 2001).
- ➔ "...capaces de sintetizar información medioambiental muy amplia dirigida a cuantificar y notificar el comportamiento medioambiental" (<http://www.life-ecomining.org>).
- ➔ "...los indicadores **condensan** la información, **simplifican** la aproximación a los problemas medioambientales —a menudo muy complejos— y sirven de **instrumento útil para la comunicación** de los mismo" (Aguirre, 2001).
- ➔ "El valor observado representativo de un fenómeno a ser estudiado. Los indicadores señalan, brindan información y describen el estado del medio ambiente con una relevancia superior a lo directamente asociado a la mera observación. En general los indicadores cuantifican la información, al agregar y sintetizar datos distintos y múltiples, simplificando así la información capaz de esclarecer fenómenos de gran complejidad. (European Environment Agency, 2006)".

➔ Un **indicador ambiental** es una variable que ha sido socialmente dotada de un significado añadido al derivado de su propia configuración científica, con el fin de reflejar de forma sintética una preocupación social con respecto al medio ambiente e insertarla coherentemente en el proceso de toma de decisiones (Ministerio de Medio Ambiente de España, 1996).

Vistas las anteriores posiciones merece una reflexión la posición española, por cuanto coloca una orientación específica por lo ambiental, pero también porque enfoca un aspecto muchas veces eludido y que atenta contra el más adecuado manejo de la información, y es que superando las posiciones de los científicos, el indicador ambiental se promueve como un objeto de aprehensión por parte de cualquier usuario, o sea, se debe transformar en una verdadera herramienta accesible y útil para el trabajo cotidiano de individuos y la sociedad en general.

Otra de las aristas sensible y en gran medida coadyuvante a la generalización de los indicadores es su sentido facilitador del abordaje de las evaluaciones ambientales, como compendio de situaciones. El uso de un número ilimitado de parámetros en ocasiones lejos de aclarar oscurece y contrapone características espaciales, por tanto la esencia más allá de querer referir todos los elementos del medio, está en identificar los aspectos de mayor impacto y centrar en los mismos el examen.

Por otra parte, no son desdeñables otros puntos focales que se vienen manejando más específicamente, pues hay toda una labor orientada a visionar la sostenibilidad y ello ha colocado nuevas complejidades que dimanan de las propias tendencias dadas en materia de desarrollo y de cómo ello se expresa en el diseño de las políticas públicas. Así pueden reconocerse igualmente un conjunto de definiciones, dentro de lo cual, por el apego a las propias directrices de trabajo que aquí se plantean parecieron pertinentes, es el caso de los indicadores de sostenibilidad, configurados como:

➔ "... importantes para avanzar en la comprensión integral del medio ambiente, en donde se combinan aspectos ecológicos, sociales y económicos. Los Indicadores proveen información sobre el estado del medio ambiente, así como de las presiones que ocasionan dicho estado y los impactos que produce. Asimismo, para evaluar la acción pública se pueden generar indicadores de respuesta, que indican cómo se responde a dicha situación ambiental. Los indicadores se expresarán en un valor numérico y pretenden sintetizar información." <http://www.minambiente.gov.co>

No puede eludirse sin embargo, que el manejo de indicadores, aun cuando se promueven en el sentido de universalizarlos en función de lograr enfoques y posiciones homologadas sobre el medio ambiente, deben también responder a las realidades nacionales, y a los problemas específicos a los que van dirigidos, por cuanto no es una herramienta más, son en realidad el medio para la interpretación de las acciones, que deben diseñarse en el universo de la política y la gestión de un contexto dado. Este aspecto es perfectamente conexo con la reflexión del World Bank (1997) que apunta:

➔ "El desarrollo de indicadores ambientales útiles, requiere no sólo de la comprensión de conceptos y definiciones, sino de un conocimiento exhaustivo de las necesidades de política pública. De hecho, uno de los factores clave que distinguen a un buen indicador es el vínculo entre la medición de condiciones ambientales y las opciones prácticas de política pública".

Es válido apuntar que incluso mucho antes de los años 90, se venían generando formas de medición de aspectos naturales y socioeconómicos, en especial entre los últimos se

abundó sustantivamente, así el producto interno bruto, o la esperanza de vida al nacer, que se transformaron en índices repetidamente socorridos al querer expresar una realidad, pero al referirse a los temas ambientales, es importante señalar también, que ningún criterio o indicador constituye por sí solo una medida de la calidad ambiental o de sostenibilidad. Las herramientas para tales mediciones deben verse en un universo amplio, que superando lo individual, se detenga a considerar el contexto generado con otros criterios de medición: Es a partir de ese conjunto de visiones donde se proporciona, cuando se mide a largo plazo, la imagen total de la tendencia hacia lo ambiental y lo sostenible.

A partir de las anteriores consideraciones, una posición viable sería la que conjugue los aspectos esenciales manejados en una u otra definición, de tal forma se podría considerar que:

↪ Un indicador es el instrumento manejable por diferentes actores sociales, para viabilizar, en el tiempo, el conocimiento de una realidad ambiental. Los mismos permiten generar informaciones condensadas y compendiadas, de tipo cualitativo y cuantitativo, que sirven de fundamento a un conocimiento holístico, base para el emprendimiento de la calidad ambiental, el monitoreo, la participación rehabilitadora, y la asunción de políticas públicas.

Colegiada la idea sobre indicadores, es pertinente adentrarse en otras confrontaciones teóricas que se suscitan en el ámbito de lo ambiental, y es lo concerniente a los modelos desde los cuales se visiona el sistema de indicadores. Aquí es valedero considerar que responden a la lógica de ocurrencia de los procesos ambientales, con lo cual se crean bases más sólidas para la corrección de posibles disturbios, al valorar la esencia misma en que se gestan.

En esta materia se ha transitado también por diversos tanteos, que se manifiestan con claridad en los modelos siguientes:

↪ **"Impulso-estado-respuesta"** (Adriaansse, 1993; OCDE, 1994). Los elementos del modelo responden a una lógica que observa como las acciones humanas producen presiones sobre el medio (el impulso), lo que cambia la calidad y cantidad de los recursos naturales (el estado), estos cambios se observan mediante los efectos sobre la salud ambiental. Ante lo cual la sociedad adopta una respuesta.

↪ **"Presión-Estado-Impacto/Efecto-Respuesta"** (P-E-I/E-R) que ha sido desarrollado por Winograd (1995, 1997) para el proyecto de indicadores del CIAT/PNUMA para América Latina. Diseñado particularmente para el uso sostenible de tierras; combina información basada en estadísticas ambientales corrientes con variables "*georeferenciadas*", llegando a indicadores generados por aplicaciones de Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Cuando Aguirre (2001) se adentró en el análisis del tema, expresó que: "Aunque en la actualidad son varios los modelos existentes, los que presentan una mayor proyección son los siguientes

1. Modelo Presión-Estado-Respuesta
2. Modelo Fuerzas motrices-Presión-Estado-Impacto-Respuesta".

La lógica funcional del primero estaría dada con las relaciones expresadas en la figura 1

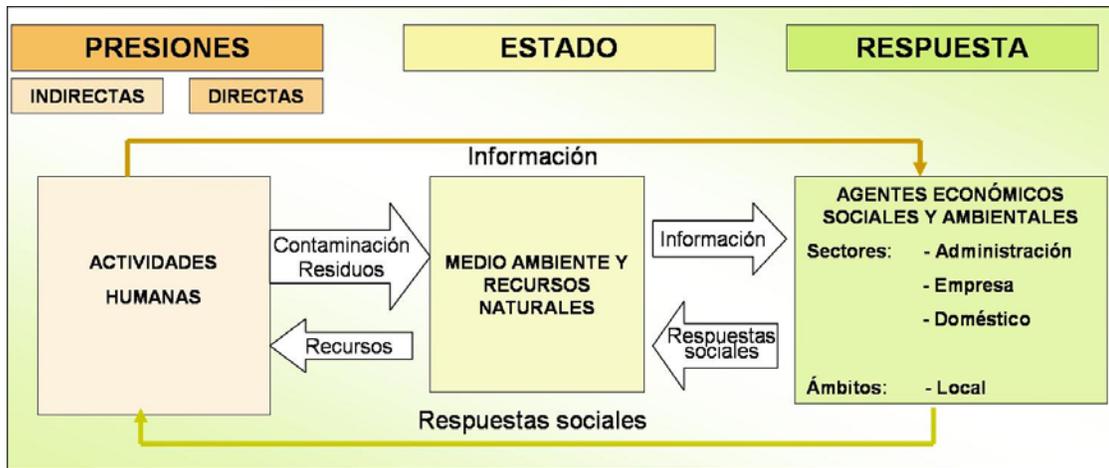


Figura. 1 Modelo Presión-Estado-Respuesta (OCDE, 1994, según Aguirre, 2001).

En el segundo aun cuando se establece una lógica conectividad con el primero, es posible apreciar una mayor profundización en la interpretación las relaciones causa efecto en el medio ambiente y por otra parte, se incentivan las complejidades interpretativas concernientes al vínculo naturaleza- economía- población.

En cualquier variante seleccionada, los modelos suponen como requerimiento un conocimiento muy preciso de las relaciones de procedencia- consecuencia, que si bien adecua mejor el comportamiento mismo del medio ambiente, en ocasiones, en su implementación, en tanto que dependen de la habilidad de los investigadores, se ven lastradas en el alcance interpretativo de los nexos, lo cual en muchos casos está agravado por las propias deficiencias de los sistemas estadísticos, su consistencia y representatividad espacial y temporal. Es detectable también un complejo posicionamiento vinculante entre temas ecológicos y económicos, que sitúa al segundo como subsistema del primero, o sea, lo posiciona en el plano de inconmensurabilidad que solo es aplicable a la naturaleza. Desde ese criterio se generan valoraciones endebles del medio y de forma consecuente se desregularizan los aspectos económicos que lo merecen y se simplifican las políticas públicas asociadas.

Dentro de la urdimbre teórico- metodológica, el modelo GEO es una interesante propuesta, por cuanto además de considerar aspectos manejados en otras propuestas, se adentra en el universo de las respuestas asumidas por la sociedad con lo cual se gesta una mayor articulación de las políticas orientadas a la corrección de los procesos problemáticos dados en el medio ambiente. El modelo "...dedica especial atención a la recolección y el análisis de estadísticas y datos espaciales...". En el mismo se reconoce "la importancia crítica de contar con **datos e indicadores** adecuadamente seleccionados, porque la pobreza de la información puede traducirse en malas decisiones. Al mismo tiempo es necesario que la información resulte significativa y relevante para el público objetivo, de lo contrario, incluso los mejores indicadores tendrán escaso impacto" (Jäger *et al.*, 2008).

Pero ello se hace viable cuando los indicadores asociados al modelo son eficientes en la representación de las problemáticas, claros y representativos en el orden espacio-temporal. Desde los años 90 es mucho lo avanzado en la materia, pero en realidad, incluso en las realizaciones que apegadas al modelo PEIR resultan más avanzadas, se

aprecia un desbalance en los indicadores manejados, que crea disturbios en la aplicación integral del modelo (Aragón, ; Aguirre Royuela, 20??). Es posible apreciar la preeminencia de los indicadores de respuesta, o sea aquellos que son capaces de generar la mitigación de los problemas, lo cual es entendible en virtud del apego a la gestión responsable y la propia gobernabilidad. Por otra parte los asociados a las presiones (gestores del conflicto), son también bastante identificados, pero los que sirven para medir el estado ambiental se ven poco representados y menos aún los de impacto, con lo cual se descolocan diversas aristas de las que en el sistema ambiental concatenan causas y efectos, o sea, las incidencias relacionales dadas en la naturaleza o en vínculo con el desarrollo socioeconómico.

Internacionalmente se ha creado todo un consenso utilitario en relación con algunos índices e indicadores que tratan de evaluar la sustentabilidad ambiental. Los más conocidos:

- ↳ Índice del Planeta Viviente (*Living Planet Index*).
- ↳ Huella Ecológica (*Ecological Footprint*).
- ↳ Índice de Sustentabilidad Ambiental (*Environmental Sustainability Index*).

Son herramientas de mucha significación, facilitadoras de una mirada valorativa que en lo fundamental posiciona la situación nacional. Una de las cuestiones más complejas dable en los mismos es la disponibilidad de información y certidumbre de la misma, asunto que en muchos casos reduce la aplicabilidad de los índices en territorios de poco desarrollo o para ámbitos y ecosistemas específicos.

Todas esas cuestiones fueron colocadas en perspectiva a la hora de asumir la determinación de los indicadores propios para el estudio de los humedales cubanos, entre los cuales la ciénaga de Zapata representó un punto de mira especial, aunque en general todos los sitios Ramsar cubanos aportaron aspectos de interés.

No puede eludirse que en Cuba sobre la base de las realidades nacionales y una visión contrastada de la situación internacional de forma temprana se ha laborado en la identificación de la génesis de los conflictos ambientales, para lo cual se partió de entender el medio ambiente como un sistema de tipo socio- histórico, conformado en consecuencia de las relaciones entre la naturaleza la economía y la población (Atlas Nacional de Cuba, 1989; González, 1994; Gaceta Oficial, 1994).

Las directrices políticas propiciatorias para la reversión de los problemas confrontados, fueron también identificadas, dentro de lo cual la Estrategia Ambiental Nacional resultó un fundamento esencial, por cuanto constituye "el documento rector de la política ambiental cubana. Establece los principios en los que se basa el quehacer ambiental nacional, caracteriza los principales problemas ambientales del país y propone las vías e instrumentos para su prevención, solución o minimización, así como los actores para su ejecución, en aras de alcanzar las metas de un desarrollo económico y social sostenible" (Saborit y Legaña, 2011).

Uno de los aspectos relevantes que desde su primer lanzamiento se promovió fue el de la demanda informativa, y hace referencia concreta a la importancia de:

- **Los Indicadores Ambientales para la toma de decisiones**, en el entendido de que: "Un adecuado sistema de información ambiental debe constituir la base que

sustente la política y la gestión ambiental nacional, y contribuya al proceso de toma de decisiones sobre protección ambiental y uso sostenible de los recursos naturales, y a la vez, pueda ser utilizado para evaluar el cumplimiento de políticas y estrategias en este sentido. El desarrollo de un sistema informativo integral sobre el medio ambiente que asegure la adecuada captación, procesamiento y flujo de información, y en una etapa superior, el desarrollo de indicadores ambientales agregados, constituyen un instrumento importante en la evaluación de los progresos o retrocesos del estado del medio ambiente nacional.“

Aun cuando el sistema estadístico nacional venía realizando esfuerzos continuados en el manejo de la información, los propósitos de la Estrategia Ambiental demandaban posiciones más intencionadas.

Con un trabajo dirigido a dicho fin, la Dirección de Medio Ambiente del CITMA ha desplegado una acción coordinadora para de forma colegiada definir un conjunto de 34 indicadores para el desarrollo sostenible (Saborit y Legañoa, 2011), que el Anexo 1 refiere. Aunque tienen un valor notable, su función está orientada básicamente a la conformación de la imagen Cuba y en menor medida a la caracterización y evaluación de los procesos dinámicos del medio ambiente, las problemáticas temporales y su grado de incidencia espacial como consecuencia de los procesos de asimilación socioeconómica del territorio. El análisis de los indicadores permite apreciar incluso sesgos inherentes a una u otra disciplina o herramienta de gestión, cuando el ideal sería la coherencia y el holismo.

En tanto que es un tema motivador, donde pueden identificarse necesidades no satisfechas, eran valederos otros acercamientos. Esa demanda se ha concretado en las labores desplegadas en diversas instituciones cubanas, que a la luz del devenir en la materia, han promovido la asunción de indicadores aplicables en diferentes aspectos de significación. La Tabla 1 acota algunos de los sistemas de indicadores conformados.

Tabla 1 Algunos sistemas de indicadores ambientales conformados en Cuba según temas y contextos de interés.

Ámbito de significación	Año	Gestor (coordinador)	Finalidad esencial
Cuenca hidrográfica	1997	Comisión Nacional de Cuencas Hidrográficas	Gestión rehabilitadora de la cuenca y el agua.
Cuenca hidrográfica	2008	Inst. Geografía Tropical	Diagnóstico y gestión ambiental.
Diversidad biológica		Inst. Ecología y Sistemática	Evaluación y gestión responsable de la biodiversidad

Fuente: Elaboración propia.

Al margen del alcance que por concepción tales sistemas poseen, de una u otra forma tratan de aplicar coherentemente en el “Sistema de Información Ambiental Nacional”. Es detectable sin embargo, que la mayor aproximación a las propuestas del modelo GEO fueron asumidas de forma fortuita en los indicadores de cuencas hidrográficas del 2008, en tanto que partiendo del contexto generador del agua, se proyecta en la evaluación del espacio, el fluido y la acción de mejoramiento a partir de una vasta

configuración de indicadores que recorren el sistema naturaleza – sociedad y la gestión ambiental.

Es incuestionable que tanto en lo internacional como en Cuba, queda mucho por hacer en la materia, pues no son suficientemente claros los indicadores que midan de manera sucinta la calidad o la sostenibilidad de una situación o un espacio. Dentro de lo analizado se aprecia un vacío notable en relación con los servicios ambientales y por tanto en los indicadores reflejo de ello. En todos los casos, los indicadores orientados específicamente en esa dirección deben permitir: medir, evaluar y monitorear, cambios e impactos en la disponibilidad y estado de los recursos y del ambiente.

En el caso específico de los humedales son esenciales las lagunas informativas en torno a los mismos, En tal sentido se debe considerar que ellos proveen recursos naturales esenciales a las actividades humanas: pesca, agricultura, pastoreo, actividad forestal, el manejo de vida silvestre, transporte, recreación y turismo, dependen del mantenimiento de sus funciones y valores. Aquí destaca en especial su importancia para el abastecimiento de agua dulce con fines domésticos, y otros de la vida socioeconómica.

Mitigar las acciones que agraden dichos espacios, directa o indirectamente es garantizar sus funciones y servicios pero su drenaje y cambio de uso; la construcción irracional de represas y canalizaciones; la deforestación; entre otros comportan amenazas permanentes. En todo ese universo la contaminación es uno de los aspectos más agresivos, tanto si se trata de efluentes líquidos como sólidos.

Por tanto, una perspectiva ineludible al conformar los indicadores es verlos de la forma más integral posible, posición desde la cual surge la necesidad de sopesar diferentes elementos de valor del humedal que frecuentemente se omiten. Las valoraciones de Lambert (2003), coloca una visión amplia sobre las aristas focales asumibles en la materia, que deben involucrar detalles esenciales como los mostrados en la Tabla 1:

Tabla 1. Aspectos referenciales y valores del humedal.

Aspectos	Elementos relevantes	Vínculos funcionales
Ecológico	Características Estructura Procesos	
Ecólogo- Económico	Bienes Servicios	
Económico	Valor de uso directo Valor de uso indirecto Valor de no uso	

Fuente: Conformación propia, según resultados de Lambert, 2003

Efectivamente la EAI debe valorar desde un universo amplio todo lo concerniente a los humedales para ver con mayor pertinencia los riesgos, pero también las alternativas en términos de su rehabilitación y conservación. Más específicamente, la identificación y selección de los indicadores propios para dichas evaluaciones se apegó a esa apreciación articulada de funciones, usos y valores pero en general, partió del conjunto informativo dado en la literatura internacional, donde los científicos del ambiente, las

universidades y otras entidades han realizado aportes elocuentes, emergiendo los criterios GEO con interés renovado.

Pero en el proceso constructivo de los indicadores en el ámbito cubano, la disparidad informativa en relación con los humedales hizo que se otorgara mucha significación a las estadísticas nacionales, por cuanto consignan todo un conjunto de información cuantitativa, que se puede seguir en el tiempo, y que argumenta todo lo relativo al acontecer socioeconómico, brindando un asidero a los aspectos relevantes en el orden territorial que se articularon de forma racional a los aspectos físicos y biológicos.

En el proceso de trabajo los propios problemas identificados jugaron un papel importante, en tanto que al definir las causas modificadoras del contexto, se establecieron las primicias sobre las presiones dadas, los cambios en el estado y los impactos sucedidos.

Una herramienta clave fue la aplicación del análisis de expertos, que resultó un ejercicio académico eficiente y aportador, que facilitó desde el pensamiento colectivo, la mejor visualización de las relaciones causa - efecto que se están sucediendo en los contextos espaciales estudiados.

Otro instrumento esencial fue la conformación de un sistema de información geográfica (SIG), como soporte de la voluminosa información generada a partir de los indicadores, e incluso en atención a ello, la generación de nuevas aristas de análisis que permitieron hacer más exhaustiva la propia evaluación ambiental integral (EAI).

EL ABORDAJE DE LOS INDICADORES PARA LA EAI DE LOS HUMEDALES CUBANOS. APUNTES DEL PROCESO DE TRABAJO PARA SU CONSECUCCIÓN

La conformación de los indicadores se adecua al modelo según el cual deben identificarse. Al respecto, la División de las Naciones Unidas para el Desarrollo Sostenible reconoció y trabajó de acuerdo al marco presión - estado - respuesta (PER), del Departamento de Estadística de Canadá y la OCDE, que sirvió de referente al modelo GEO, pero el mismo no se ha mantenido estático, de modo que es objeto de modificaciones hasta llegar al marco conceptual que vincula fuerza motriz - estado - respuesta (FMER) y más recientemente, con el GEO-4 se introdujo el impacto como eje de atención de modo que en general el modelo considera:

↪ **Fuerzas Motrices** (factores indirectos): Sirven como telón de fondo a los agentes inductores.

↪ **Presiones** (factores directos): Son los agentes inductores del cambio ambiental. Se suman a aquellos que son consecuencia de los procesos naturales (cambios en el clima, la biodiversidad, el agua, los suelos).

↪ **Estado**: Que alude a los cambios en el estado del medio ambiente, que provocan a su vez mutaciones en los servicios ambientales de que se sirve la sociedad directa o indirectamente, por medio de la disponibilidad de aire y agua de calidad, de alimentos, etc.

↳ **Impactos:** Son la incidencia de los cambios ambientales que unida a los factores demográficos, sociales y materiales, producen efectos contradictorios en el bienestar humano (inseguridad alimentaria, decremento de la salud, los activos materiales y adecuadas relaciones sociales).

↳ **Respuestas:** Entendida como una elaboración de la sociedad a fin de adaptarse a los cambios en el estado en general, o bien reducir las presiones sobre el medio ambiente.

En cada caso es necesarios identificar los indicadores más adecuados para realizar el que examen y evaluación del cuadro territorial. Pero para medir verdaderamente la pertinencia de los mismos se deben valorar otros aspectos como son:

- ➔ Significación en cuanto a la caracterización de tendencias históricas relacionadas con problemáticas prioritarias.
- ➔ Que se evidencien patrones espaciales de cambio.
- ➔ Que expliciten los avances que analíticamente se puede obtener de los parámetros y valores de referencia.

De la elección de indicadores dependen los datos necesarios para llevar a cabo la EAI, pues ayudan a estructurar y orientar la recolección de información, de modo que sea mostrado lo singular y más relevante acerca de los temas y problemáticas en estudio, pero también, que se constituyan en facilitadores de la comunicación entre diferentes entes gestores.

Todos estos argumentos fueron manejados y tomados como referentes de base para la conformación de los indicadores ambientales y la correspondiente EAI. En el caso de los humedales, que constituyen ámbitos espaciales tan complejos en cuanto a ubicación, conformación y uso, se consideró la necesidad de reflejar todas esas peculiaridades y riquezas que los caracteriza, por lo cual no se pudo eludir que fueran:

- de clara definición, fáciles de entender y capaces de mostrar tendencias a lo largo del tiempo;
- científicamente creíbles;
- relevantes a los efectos de las políticas públicas;
- notables para los usuarios, constituyendo un fundamento para la acción;
- sensibles a los cambios en el medio ambiente y la actividad humana;
- base para la comparación internacional al ofrecer un valor de referencia o umbral;
- viables a la agregación por niveles (región, municipio, provincia, nación);
- objetivos (de modo que eludan los sesgos según quien recolecta los datos);
- limitados numéricamente.

Por ello el diseño fue exhaustivo y minucioso, y tomó en cuenta todos los elementos que comprende la Figura 2. La misma explicita los criterios antes referidos, pero además, evidencia la intencionalidad y los nexos causales aplicados el trabajo.

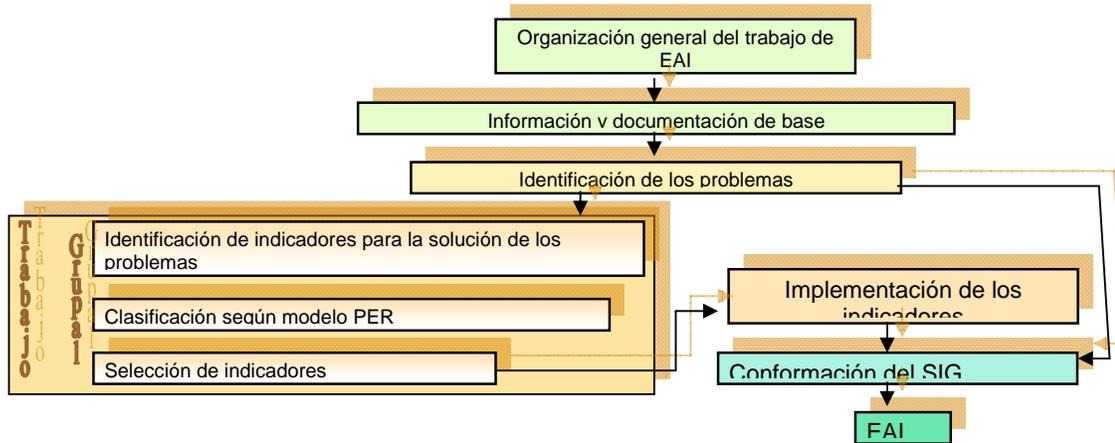


Figura 2. El proceso de trabajo para la conformación de los indicadores para la EAI de los humedales cubanos.

El esclarecimiento y aprehensión del marco conceptual fue esencial, pues permitió colocar una perspectiva precisa sobre el ámbito de actuación específico del indicador, por temas y problemas, discerniendo su validez de modo diferenciado, o sea, si permite definir presión, estado o respuesta, así como conformar una mejor visión sobre el criterio de idoneidad y la propia discriminación de aquellos que mejor se adecuaron al tema objeto, así como las características de la información demandada, optando por los que respondieron de forma más pertinente a las respuestas claves del modelo GEO.Perfilar la visión nacional sobre el abordaje del tema transitó, entre otras acciones básicas consideró el examen sobre lo que en materia de indicadores tiene pautado la Oficina Nacional de Estadísticas e Información (ONEI), por cuanto consigna todo un conjunto de información cuantitativa, que se puede seguir en el tiempo, y que argumenta todo lo relativo al acontecer socioeconómico, brindando un asidero a los aspectos relevantes en el orden territorial, a la vez que homogeniza, en lo fundamental, la información disponible de los diferentes contextos. Inestimables fueron las precisiones investigativas dadas en diferentes entidades de ciencia de la Isla asociada con los humedales.

De forma cónsona, una herramienta principal fue la aplicación del análisis de expertos, que resultó elocuente, aportador y facilitador, en tanto que desde el pensamiento colectivo, propició la mejor visualización de las relaciones causa - efecto que se están sucediendo en la materia.

Otro instrumento básico fue la conformación de un sistema de información geográfica (SIG), como soporte de la voluminosa información capturada y procesada, de modo que fue capaz de generar nuevos datos e imágenes sobre los contextos de interés, partiendo de los indicadores seleccionados. De modo que en el proceso se propiciaron incluso nuevas aristas de análisis que hacen más exhaustiva la propia evaluación ambiental integral (EAI), gestando informaciones de síntesis y con un valor agregado.

La objetividad que demanda el trabajo para los humedales cubanos, hizo necesario manejar un modelo de referencia. La Ciénaga de Zapata, espacio emblemático del contexto nacional sirvió de excelente referente de fondo, pero se pudo constatar la

repetitividad de las problemáticas ambientales allí dadas y que con mayor o menor intensidad se replican en otros contextos cubanos.

3.1 Aspectos esenciales de los humedales cubanos como referente a los indicadores.

En el archipiélago cubano (Figura 3), los humedales están ubicados básicamente en su periferia, y de manera general se les localiza en las costas biogénicas, acumulativas, cenagosas y con esteros, que los mantienen bajo el efecto dual de las aguas salinas y las dulces. Ocupan una superficie de aproximadamente 10 410 km², lo que representa el 9.3 % de la superficie del país (http://www.medioambiente.cu/ecosistemas_humedales.asp) y su presencia connota por una reserva forestal muy valiosa, en tanto que conforman masas boscosas de relevancia, que sirven como nicho ecológico a una notable diversidad de especies. Ostentan una biota de excelencia y una alta potencialidad de usos económicos a lo que se añaden sus contribuciones a los servicios ambientales, como son: maderables, medicinales, melíferos, ornamentales, artesanales, recursos fitogenéticos, comestibles (para humanos y la fauna), entre otros.



Figura 3. Humedales sitios Ramsar y otros de interés investigativo.

A nivel global es posible identificar cinco grandes tipos de sistemas de humedales:

- **Marinos;** donde no hay afectación por caudales fluviales, es el caso de los arrecifes de coral y litorales.
- **Ribereños;** asociados a tierras frecuentemente inundables por el desbordamiento de los ríos. Los bosques anegados, lagos de meandro y llanuras los tipifican.
- **Estuarios;** son aquellos donde los ríos desembocan en el mar y el agua de estos alcanza una salinidad media entre el agua dulce y salada, los deltas, marismas y bancos fangosos.
- **Lacustres;** son aquellas zonas cubiertas de agua permanentemente, y donde se experimenta una baja circulación. Ejemplo de ellos son los lagos glaciales de volcanes y lagunas en general.
- **Palustres;** contienen agua casi de forma permanente, como sucede en las marismas, pantanos y ciénagas.

Excepto los asociados a glaciares volcánicos, el resto de los tipos es identificable en el territorio cubano, aunque sujetos a una lógica diferenciación según contextos.

Los humedales cubanos, al igual que los del resto del mundo, están reconocidos como ámbitos de alta fragilidad y vulnerabilidad, lo cual es entendible en virtud de su propia complejidad constitutiva, donde el espacio físico, en tanto que linde territorial transicional lo coloca como receptor de los embates de la tierra firme y los asociados con el mar. No puede eludirse también, que en consecuencia de sus propias aportaciones utilitarias, han sido recurrentemente manejados con bajo perfil de sustentabilidad.

El proceso de determinación de los indicadores necesariamente se adentró en todas esas realidades, pero consideró además otros aspectos esenciales, a modo de umbrales generales, que incluso pueden valorarse como fuerzas motrices y hasta presiones.

Uno de los más importantes y que está en línea directa con la problemática del agua en el humedal fue el de las cuencas hidrográficas, en tanto que en las mismas se operacionaliza el flujo hídrico desde las nacientes hasta la desembocadura. Las últimas son concordantes en muchos casos con la presencia de humedales. Por ello se hace tan relevante en ellas el uso de la tierra, los aspectos cualitativos y cuantitativos asociados al agua y su manejo, la cobertura vegetal, la presión demográfica, entre otros aspectos que de forma directa o indirecta, en cualquier punto del perfil donde se ubiquen, se reflejan en el humedal, marcando muchas de sus condiciones existenciales.

Los argumentos referidos en las condiciones de Cuba se deja sentir con mucha fuerza, por cuanto por las propias características físicas de la Isla, los ríos cortos (en lo fundamental), con una escorrentía estacional marcada y ámbitos profusamente manejados, en algunas de las modalidades de uso que generan mayor carga ambiental en los suelos, que con frecuencia experimentan diversos procesos degradadores.

Otros aspectos de base manejados en relación con los indicadores fue el de las temáticas, pues a través de las mismas se hacían visibles las características esenciales del humedal y sus recursos, así como los factores problémicos asociados al propio uso. En ello se hizo visible e ineludible el funcionamiento sistémico, develándose la conectividad funcional entre factores formacionales del humedal, pero también entre los procesos degradadores, que con principio en un tema particular, se hacen presentes en asociación o como repercusión en otros.

Este aspecto condicionó que aun cuando los temas de agua y biodiversidad resaltaron de forma muy especial al estudiar el humedal, fue necesario incursionar de forma integral en todo lo que concierne a la formación o modificación del contexto. Así agua, clima, relieve, suelos, biota, y la actividad socioeconómica, ocuparon un espacio ineludible para el entendimiento del panorama ambiental.

En dicha urdimbre temática la zona costera se mostró como espacio fundamental, pero altamente complejo. Esta faja litoral se presenta mundialmente bajo fuertes presiones, donde se expresan todas bondades y gravámenes de la tierra firme y el propio mar. Son preferenciadas por sus valores paisajísticos, con lo que se incrementa su uso socioeconómico, transformándose así en una gran paradoja, porque con ello se deterioran muchos de sus valores. En los casos que comporta ámbito natural de los humedales, se acrecienta dicha contradicción, pues de tal forma resultan fuertemente impactados. Todo ello hizo que se le valorara como tema transversal en el que se

reflejan todos los temas y se manifiestan correspondientemente las problemáticas ambientales.

Aunque las temáticas eran bastante elocuentes para reflejar la importancia del objeto de estudio, algunas aristas complementarias se revelaron con una connotación propia. De tal forma fue pertinente incursionar en el examen de los procesos y también en los servicios ambientales.

Entre los primeros fue considerado el **cambio climático**, donde es detectable la concurrencia de transformaciones globales y locales. El ascenso de las temperaturas, las anomalías pluviales y el ascenso del nivel del mar, están identificados como escenarios generales en los que al margen de las incertidumbres se ha podido avanzar consistentemente en las definiciones. Así mismo, en las condiciones de Cuba las evidencias se abren paso de forma consistente. En materia de temperaturas hay un incremento consistente que el ejemplo de la Ciénaga de Zapata ilustra con pertinencia (Figura 4).

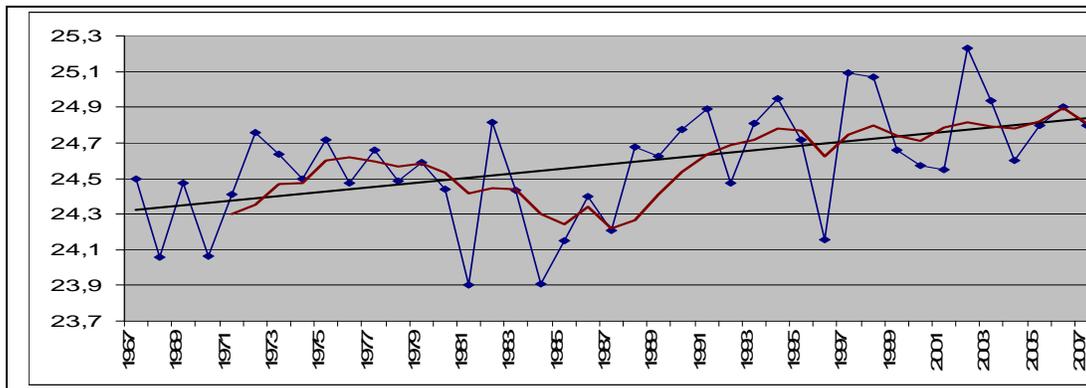


Figura 4. Temperatura en Girón 1967-2007, datos instrumentales. Trazos de tendencia lineal y medias móviles 5 años. Fuente: Moya, 2007

Las precipitaciones no propician definiciones tan claras, pero de forma general es posible interpretar que las transformaciones de la cobertura vegetal, aspecto recurrente en los humedales cubanos, conlleva una merma de las lluvias. Como la existencia de los bosques depende decisivamente de esta última, se genera una condicionalidad recíproca, que bajo determinadas condiciones, puede llevar a un cambio no lineal, incluso en lo climático. El acercamiento al proceso se encauzó con los indicadores pertinentes de PEIR.

Los servicios ambientales merecieron igualmente una reflexión minuciosa, por cuanto la gestión adecuada de los mismos brinda oportunidades a las diversas aristas asociadas al desarrollo. Sin embargo, los embates a dichos servicios son diversos e intensos, por tanto no existe una solución simple a estos problemas, ya que provienen de la interacción de muchos factores, siendo cada uno de ellos de difícil gestión. Esta realidad hizo que se eludiera la propuesta de indicadores, postergando al futuro lo que es desde ya una necesidad concreta.

Pero las claves esenciales del proceso de trabajo radicarón en los propios problemas identificados, en tanto que al definir las causas modificadoras del contexto, se

establecieron las primicias sobre las presiones dadas, quedando mejor delineados los cambios en el estado y los impactos sucedidos de forma consecuente.

Ya desde los propios problemas quedó evidenciado el efecto sinérgico entre los identificados con preeminencia, ello se expresó así mismo en los indicadores. Así, lo que es indicador de presión en determinado problema, en otros puede suponer un indicador de impacto y viceversa. Se evidencia de tal forma una fuerte conectividad y coherencia.

En el análisis realizado se constató que en el humedal además de las presiones dadas al interior del mismo, se experimentan las secuelas de lo que sucede en territorios contiguos. Entre los aspectos de mayor peso, generalizado al contexto nacional, está la práctica agrícola, que desde la propia ampliación de las áreas a costa de la vegetación natural ejerce una fuerte presión que varía en dependencia del tipo de cultivo y se acentúa con agroquímicos provenientes de las zonas bajo dicha práctica. La Figura 5 coloca una perspectiva sobre el tema en algunos de los humedales estudiados.

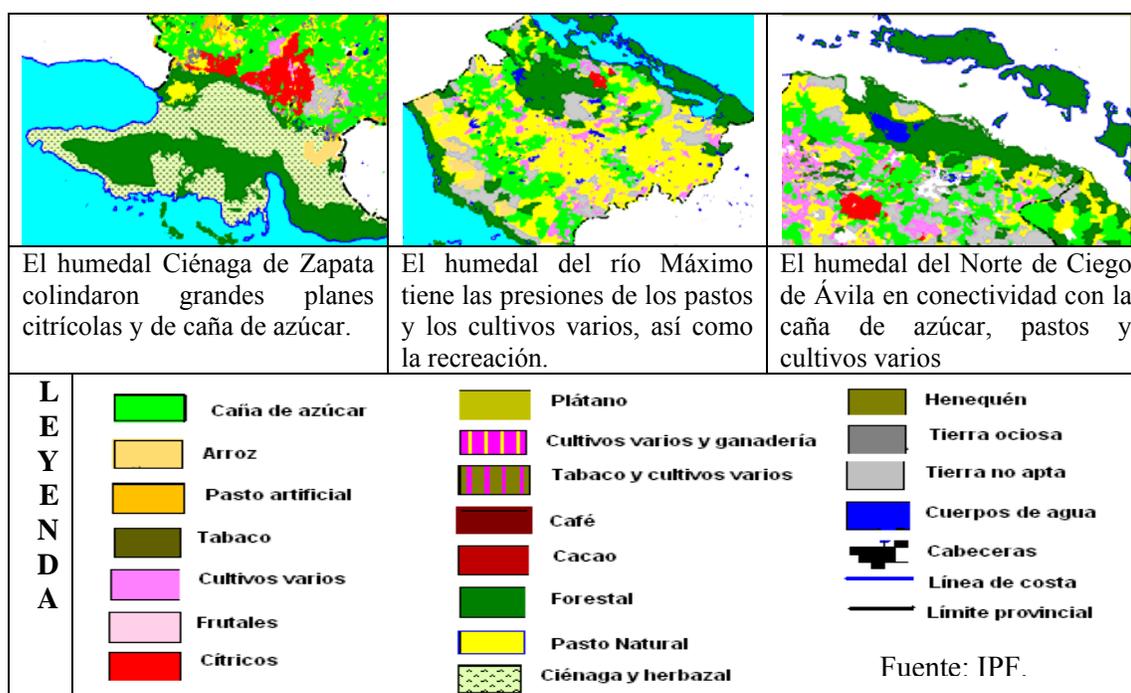


Figura 5. Presiones de la actividad agropecuaria en humedales de interés.

Por otra parte, los asentamientos humanos son también de mucha incidencia, en especial por los residuales líquidos de tipo domésticos (con grasas y detergentes) y los fecales cuando se carece de alcantarillado u otras formas de tratamiento. Resulta también controversial la sobreexplotación de las aguas subterráneas, coadyuvante a la penetración de la cuña salina en el humedal. En éstos el peso de los viales e incluso las propias obras hidrotécnicas, ejercen un proceso modificador del flujo hídrico superficial y subterráneo de mucha repercusión en el sistema.

El diseño de indicadores realizados se diferencia de otras propuestas manejadas internacionalmente, donde se preferencia la definición de los de presión y respuesta, relegando los que muestran los cambios de estado y los de impacto. La definición

asumida se caracteriza por el vínculo intrínseco, de modo que el recorrido PEI se muestra en todos sus elementos como lógico propósito resolutorio.

Desde tales premisas, los indicadores quedaron identificados según muestra la Tabla 3.

Tabla 3. Los indicadores para la EAI de los humedales.

Temas	Problemática ambiental	Indicadores		
		Presión	Estado	Impacto
Agua dulce	Alteración del aporte y del régimen de circulación natural del agua	Caudales de entrada al humedales (promedio anual). Longitud de canales, vías y superficie construida y embalses	Escurrimiento hídrico	Cambios en la disponibilidad del agua. (balance hídrico)
	Contaminación química y bacteriológica de los cuerpos de agua.	Cantidad de agroquímicos utilizados.	Concentración de elementos tóxicos	Cambios en calidad del agua. Tasa de afectación por enfermedades hídricas de personas
		Volumen de aguas residuales sin tratamiento.	Concentración de bacterias	Tasa de afectación por enfermedades hídricas de personas
	Disminución de los niveles de los acuíferos y avance de la intrusión salina.	Volumen de sobreexplotación de las aguas subterráneas.	Presencia de CL, SST	Cambios en la disponibilidad de agua dulce. Tasa de afectación por enfermedades renales.
		Avance de la cuña salina en la estación poco lluviosa y por la sequía	Presencia de CL, SST	Cambios en la disponibilidad de agua dulce. Tasa de afectación por enfermedades renales.
	Relieve y suelos	Transformaciones en el relieve y en el substrato rocoso	Superficie constructiva (instalaciones, redes, etc.) y minería en el humedal	Superficie de áreas naturales con cambio de uso.
Contaminación de los suelos		Actividad socioeconómica y presencia de infraestructuras de saneamiento	Cantidad de desechos sólidos y líquidos	Superficie de suelos contaminados.
Alteración de la estructura del suelo por laboreo y minería (extracción de materiales de construcción)		Superficie bajo actividad pecuaria	No. de cabezas de ganado (intensiva y extensiva)	Suelos degradados por compactación
		Áreas bajo explotación minera	No. de trabajadores vinculados a la minería	Superficies mineras abandonadas
		Ampliación de la frontera agrícola	Establecimiento de cultivos no	Productividad (t/ha) Superficie inundable

		Intensidad/duración de la lluvia	conformes (cantidad y superficie) Tendencia en la lámina anual y temporal de lluvia respecto a la norma.	
Clima	Ocurrencia de eventos hidrometeorológicos extremos (huracanes y sequías)	Frecuencia e intensidad de la sequía meteorológica.	Comportamiento de la suma de precipitación del periodo respecto al régimen.	Reducción al abasto de agua
		Intensidad/duración de la lluvia	Tendencia la lámina anual y temporal de lluvia respecto a la norma.	Superficie inundable
Biodiversidad	Alteración de la estructura, composición y funcionamiento de los ecosistemas naturales	Áreas naturales convertidas a usos antropizados	Cambios en la superficie y composición de la cobertura vegetal natural	Áreas naturales/áreas degradadas
		Ocurrencia de incendios en áreas naturales	Superficie afectada por incendios	Costos por pérdidas de áreas naturales
		Presencia de especies invasoras o con comportamiento de invasora	Áreas afectadas por especies invasoras o con comportamiento de invasoras	Cambios en el número de especies endémicas o autóctonas con relación a las invasoras.
		Comercialización de especies	Cambios en la composición de especies de la flora y la fauna	Dinámica de los recursos pesqueros, forestales y melíferos
		Construcción de obras hidrotécnicas	Cambios en la distribución de las especies.	Fijación de carbono
Esfera socioeconómica	Disfuncionalidad es para la sostenibilidad económica, social y ambiental del territorio.	Producciones forestales	Tasa Deforestación anual	Ecosistemas afectados. Pérdidas económicas por incendios. % de superficie deforestada en el humedal.

		Cantidad de instalaciones turísticas (hoteleras y extrahoteleras) estatales y no estatales.	Capacidades de alojamiento en el humedal (No. total) % de ocupación en las instalaciones Total de visitantes flotantes anuales	% de población local que trabaja en el turismo, Densidad humana total (pobladores más turistas) por temporada (alta y baja)
Esfera socioeconómica	Disfuncionalidad es para la sostenibilidad...	Esfuerzo pesquero (según plan de captura anual)	Captura fluvial y marina	Valor de captura anuales No. de especies afectadas y en veda permanente
	Limitaciones para el suministro de bienes y recursos a los asentamientos y afectación al nivel de vida de la población	Deterioro de la infraestructura vial (km afectados).	No. de prestaciones diarias de servicio de transporte colectivo.	Condiciones de accesibilidad (horas para recibir servicios básicos)
	Riesgo a la seguridad física de la población ante eventos meteorológicos extremos.	% de viviendas vulnerables (categorías 3 y 4)	No. de individuos residentes en viviendas vulnerables	% de población dependiente en viviendas vulnerables
	Nivel de vinculación de la población local a las actividades de gestión y manejo ambiental del territorio.	Número de ocupados por clasificación laboral Número de delitos ambientales ocurridos en el territorio.	Población local que trabaja en la gestión ambiental. Beneficios directos relacionados con la conservación de los humedales.	Proporción entre los ingresos promedios del territorio/media de los laborantes en la gestión ambiental. % del total de los actores que participan en actividades relacionadas con el medioambiente. No. de acciones ambientales planificadas y ejecutadas
Zonas marinas	Presencia de sedimentos debido al escurrimiento lineal concentrado en zonas de descarga al mar de los canales.	Carga anual de sólidos en suspensión (río principal de la cuenca)	Volumen de aguas canalizadas con flujo directo al mar	Áreas naturales y especies afectadas (mortalidad de manglares, corales, etc.). Presencia de P,N, K en la zona marino costera.

	Afectación de los recursos pesqueros debido a la pesca comercial	Esfuerzo pesquero (planes y volúmenes reales de captura por especie)	Población y composición de especies	Ingresos por capturas (MN y \$) Cambios en la estructura de las cadenas tróficas
	Déficit en el aporte de agua dulce y nutrientes a la zona marino costera	Cambios en el aporte de agua dulce y nutrientes a la zona marino costera	Cambios en el escurrimiento superficial y en los niveles de los acuíferos del agua dulce	Variación en los caudales y en la composición química de las aguas superficiales y los acuíferos
	Riesgo a la salud humana por contaminación bacteriológica y química de las aguas	Población no receptora de servicios de agua potable y saneamiento.	Cantidad de población con servicio de agua intradomiciliario	Cantidad de población dependiente de autogestión hídrica No. de afectados por EDAS
	PROCESOS	PRESIÓN	ESTADO	IMPACTO
	Cambio climático y las transformaciones de los escenarios térmicos, pluviales y de ascenso del nivel del mar	Incremento de las temperaturas Variación del ciclo hidrológico Incremento del nivel del mar	Cambios en el régimen de corrientes marinas Cambios en la dinámica litoral de sedimentos marinos Cambios en la posición de la línea de costa Cambios en la distribución de las especies bentónicas y de zonas litorales emergidas	Pérdida de superficie por incremento del NM Avance de la cuña salina Costos por acciones de mitigación y adaptación.

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla es reveladora de las complejidades inherentes a los humedales, en especial si se pretende una adecuada asunción de la EAI. En tal sentido puede ser revelador que la identificación de 17 problemáticas asociadas a los temas claves (y excluyendo el cambio climático), tienen conectividad con 29 presiones (reflejadas por los correspondientes indicadores), haciendo que los cambios de estado lleguen a 32, y los impactos pueden alcanzar hasta los 40, con lo que se constata una amplificación de las secuelas.

CONCLUSIONES

➔ El modelo GEO, de probada eficiencia para la EAI de diversos espacios geográficos, evidenció elementos de interés teórico y práctico para sustentar el estudio de ecosistemas tan complejos y sensibles como son los humedales, al permitir una mayor articulación e integralidad en el emprendimiento de las apreciaciones contextuales dirigidas a la EAI.

➔ El proceso de trabajo desplegado en función de la propuesta de indicadores, partió de la determinación diferenciada de los mismos por temas, acordes a las problemáticas que resultaban esenciales en cada caso. Resaltaron las conectividades internas y entrecruzamientos, especialmente en lo referente a presiones e impactos, donde se manifestó de modo elocuente el accionar sistémico.

➔ Las propias evidencias dadas en los humedales indujo hacia el abordaje de un proceso transversal a todos los temas, de compleja interpretación e inacabada presencia, pero de sustancial prospectiva, como es el cambio climático. Los cambios de estado avizorados en materia de agua y diversidad biológica son notorios e incidentes en las condiciones, recursos y servicios ambientales, pudiendo incluso magnificar las presiones socioeconómicas.

➔ Las realizaciones en función del diseño de un sistema de indicadores para los humedales cubanos, aun cuando es perfectible en el futuro mediano, aproximó la conformación de escenarios más objetivos y holísticos dentro de la EAI, haciendo un recorrido exhaustivo desde las presiones, para visualizar mejor los cambios de estado y los impactos. Con ello se hizo patente como el manejo no regulado incide negativamente en el medio, degradando recursos y servicios ambientales primordiales, que terminan por menguar las propias condiciones y expectativas en la calidad de vida del hombre.

BIBLIOGRAFÍA

Adriaanse, A. (1993): Environmental Policy Performance Indicators. A Study on the Development of Indicators for Environmental Policy in the Netherlands. The Ministry of Housing, Den Haag-The Netherlands.

Aguirre Royuela, M. (2001): Los sistemas de indicadores ambientales y su papel en la información e integración del medio ambiente. I Congreso de Ingeniería y Medio Ambiente,
http://www.ciccp.es/webantigua/icitema/Comunicaciones/Tomo_II/T2p1231.pdf

Brandt, J., N. Greeson y A. Emeson (2003): A desertification indicators system for mediterranean Europe. Kinas Collage London, UK, 78 pp.

Bucek, A. (1983): Problemas de la investigación geográfica del medio ambiente. Studia Geographica, Brno, 86:17- 26.

Bucek, A., L. González Otero, M. Arcia Rodríguez y M. C. Martínez Hernández (1989): Aseguramiento territorial de la estabilidad ecológica y sus condiciones en Cuba. En: Unidad Hombre Naturaleza, Academia de Ciencias de Cuba, pp. 9- 24.

CEPAL (1994): Organización de la Información y de los Datos Estadísticos en el Campo del Medio Ambiente: Propuestas Metodológicas. CEPAL, Santiago de Chile.

CEPDE (2001): Indicadores demográficos por provincias y municipios 2000. Centro de Estudios de Población y Desarrollo, Oficina Nacional de Estadísticas, La Habana, s.p.

EPA (1994): Indicators Development Strategy, Environmental Monitoring Assessment Program. EMAP Center, Research Triangle Park, NC, EPA 620/R- 94/022.

EPA (1995): A Conceptual Framework to Support the Development and Use of Environmental Information for Decision-Making. Environmental Statistics and Information Division, Office of Policy, Planning and Evaluation, EPA 230-R- 95-012.

Fernández, L. (2011): Proyecto: Evaluación ambiental integral de los principales humedales de Cuba. VIII Seminario Internacional de Humedales 2011.

Fondo para el Agua de Danone (2010): El cuidado de los humedales, una respuesta al cambio climático. Convención Ramsar sobre los Humedales, 16pp.

Fürst, E. (199?): El debate actual sobre indicadores de sostenibilidad. Centro Internacional en Política Económica Universidad Nacional Heredia, Costa Rica. <http://www.mideplan.go.cr/sinades/PUBLICACIONES/>

Gallopin, G. (2006): Los indicadores de desarrollo sostenible: aspectos conceptuales y metodológicos. Santiago de Chile.

González, L. M. (1994): Geografía del medio ambiente: una alternativa al ordenamiento ecológico. UAEM, México, 194 pp.

http://es.wikipedia.org/wiki/Anexo:Sitios_Ramsar_en_Cuba, 11 oct 2012

<http://glossary.eea.eu.int/EEAGlossary/I/indicador>

http://www.medioambiente.cu/ecosistemas_humedales.asp

<http://www.minambiente.gov.co>

http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/indicadores11/conjuntob/00_conjunto/marco_conceptual.html

Inst. Geografía Tropical (2008): Cuencas hidrográficas. Formulación de una guía teórico- metodológica para la elaboración de diagnósticos ambientales [Inédito]. Inst. Geografía Tropical, La Habana, 62 pp.

Instituto de Geografía e Instituto Cubano de Geodesia y Cartografía (1989): Atlas Nacional de Cuba. Ed. Rea, Madrid, 625 pp.

Instituto Nacional de Parques (INPARQUES) (2006): <http://www.inparques.gov.ve>. Accesado el 23 de agosto de 2011.

Jäger, J. (2008): Overview of the global assessment landscape considering elements of best practice.

Labrada Pons, M. (et al) (2008): Reserva de la Biosfera Ciénaga de Zapata: Estrategias para su Gestión Ambiental Acceso a Publicación. [Editora GEOTECH [1]], La Habana, Cuba. (ISBN: 978-959-7167-16-7).

Labrada, M.; J. Machín; H. González; I. Zamora; L. Cuadrado; A. Longueira; R. Oviedo; L. Torres; H. Alfonso; O. Durán; D. Vilamajó; A. Llanes y R. Borroto 2005. Plan de Manejo de la Reserva de la Biosfera de Ciénaga de Zapata, Informe final de Proyecto. Programa Ramal Medioambiente y desarrollo sostenible del Archipiélago Cubano. Instituto de Geografía Tropical, La Habana, Cuba. 115 pp.

Menéndez. L., et al. (1998): La biodiversidad del grupo insular Sabana-Camaguey y su relación con los cambios globales. Informe de PNCT de Cambios Globales y de Medio Ambiente. ACYT, CITMA.

Ministerio de Medio Ambiente (1996): Indicadores Ambientales. Una propuesta para España. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Moya, B. V. (200?): Un acercamiento al CVC en la Ciénaga de Zapata.

OCDE (1991): Environmental Indicators: A Preliminary Set, OCDE. Paris.

OCDE (1993): OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews, Environmental Monograph # 83, OCDE, Paris.

OECD (1998): Recommendation of the Council on Environmental Information (Adopted by the Council at its 922nd Session on 3 April 1998), Paris.

ONE (2006): Anuario estadístico de Cuba 2006. <http://www.one.cu>

Wautiez, F. y B. Reyes (2001): Indicadores locales para la sostenibilidad. Publicaciones Acuario, La Habana, 135 pp.

World Bank (1997): Expanding the measure Wealth Indicator of Environmentally Sustainable Development.” Environmentally Sustainable Development Studies and Monographs Series, No. 17. Washington. <http://www.wds.worldbank.org>

Anexo 1

Indicadores validados por los OACE (Saborit y Legañoa, 2011).

Indicadores validados y aprobados por los OACE	Organismo
1. Superficie boscosa afectada por incendios forestales.	Cuerpo de Guardabosques del
2. Densidad de ocurrencia de incendios forestales.	
3. Superficie agrícola cultivada, beneficiadas por concepto de Mejoramiento y Conservación de Suelos.	Instituto de Suelos del MINAG.
4. Superficie afectada por procesos degradativos.	
5. Índice de boscosidad.	Dirección Nacional Forestal del MINAG.
6. Proporción de áreas protegidas del país.	CNAP
7. Proporción de áreas protegidas por categorías de manejo.	
8. Número de áreas protegidas con reconocimiento internacional.	
9. Consumo de sustancias agotadoras del Ozono (SAO). CITMA –	
10. Total de desechos peligrosos generados.	CITMA -ORASEN.
11. Emisiones de Gases de Efecto Invernadero directo.	CITMA –INSMET.
12. Emisiones de Gases de Efecto Invernadero indirecto.	
13. Emisiones Per cápita de CO ₂ , Carbono y CO ₂ -equivalente.	
14. Índice de atenciones médicas por crisis agudas de asma bronquial.	MINSAP.
15. Índice de Enfermedades intestinales infecciosas en menores de 5 años.	
16. Tasa de neumonía y enfermedades tipo influenza.	
17. Tasa de notificación cada 100.000 habitantes: Diarrea menores de 5 años, cólera y fiebre tifoidea/ paratifoidea.	
18. Extracción pesquera total.	
19. Especies con restricción de protección.	MINAL
20. Extracción pesquera acuícola.	
21. Variación de carga contaminante.	CITMA-CIGEA.
22. Existencia de una política nacional de educación ambiental orientada al desarrollo sostenible.	
23. Proporción de la población que utiliza los combustibles sólidos.	
24. Gastos de inversión en actividades de protección del medio ambiente.	ONE.
25. Gastos de inversión en actividades de protección ambiental con relación a la inversión total.	
26. Renovabilidad de la oferta energética.	
27. Variación promedio anual en el uso de la tierra.	
28. Disponibilidad de agua por habitante.	
29. Proporción de cuencas bajo manejo.	INRH
30. Población con acceso a agua potable.	
31. Población con acceso a saneamiento.	
32. Extracción de agua con relación al agua disponible.	DMA
33. Existencia de un marco legal nacional en materia de acceso a los recursos genéticos y distribución equitativa de beneficios	

ANEXO 2.

ESPECIES DE HUMEDALES AMENAZADAS (según datos de la Lista Roja de la UICN, BirdLife International y Wetlands International).

AVES ACUÁTICAS

- ↳ De las 826 especies de aves de humedales que figuran en la lista de BirdLife International, el 17% se consideran amenazadas.
- ↳ De las 1.138 poblaciones de aves acuáticas cuyas tendencias se conocen, el 41% están disminuyendo.
- ↳ Las aves acuáticas están más amenazadas que el resto de las aves y su situación se ha deteriorado más rápidamente en los últimos 20 años.

MAMÍFEROS DEPENDIENTES DE LOS HUMEDALES

- ↳ El 38% de las especies evaluadas que dependen del agua dulce están mundialmente amenazadas; incluidos grupos como los manatíes y delfines de río en los que todas las especies evaluadas figuran en la lista como especies amenazadas.
- ↳ Los mamíferos de los humedales están más amenazados que los mamíferos terrestres (el 21% de las especies están amenazadas) y las aves de los humedales.

ANFIBIOS

- ↳ El 26% de las especies de anfibios de agua dulce del mundo se consideran amenazadas.
- ↳ En general, los anfibios atraviesan dificultades: incluyendo las especies terrestres (principalmente forestales) y de agua dulce, en el mundo el 29% de las especies están actualmente amenazadas.
- ↳ Se están reduciendo las poblaciones de al menos el 42% de todas las especies de anfibios evaluadas; menos del 1% de las especies experimentan aumentos en su población.

TORTUGAS

- ↳ El 72% de las 90 especies de tortugas de agua dulce evaluadas están mundialmente amenazadas.
- ↳ 6 de cada 7 especies de tortugas marinas figuran en la lista como especies amenazadas. Si bien las tortugas marinas pasan la mayor parte del tiempo en el mar, utilizan los humedales costeros para la cría y alimentación.

COCODRILOS

El 43% de las especies de cocodrilos están amenazadas aunque esta cifra se basa principalmente en evaluaciones realizadas hace más de 10 años. Los datos recientes (desde 2000) indican que 3 de cada 5 especies evaluadas están amenazadas (60%).

PECES DE AGUA DULCE

El 33% de las especies ícticas de agua dulce evaluadas están amenazadas.

CORALES

El 27% de las especies evaluadas que construyen corales se consideran amenazadas.

Fuente: Fondo para el agua de Danone y Evian (2010).