

Efecto de los cambios globales sobre la biodiversidad

Editores
Alejandra Vanina Volpedo
Lucas Fernández Reyes

Publicado por:
Red 406RT0285



CYTED - Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el
Desarrollo

2008

Esta obra es una contribución de la Red 406RT0285 Efecto de los cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.

© Programa CYTED, 2008

Edición: Alejandra Vanina Volpedo y Lucas Fernández Reyes

Diseño editorial: Denis Fernández Gridchin

ISBN: 978-987-05-5533-9

Indice

| | | |
|-----|--|-----|
| 1- | Prólogo de los Editores | 5 |
| 2- | Potenciales impactos del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay Alejandro Brazeiro, Marcel Achkar, Carolina Toranza y Lucía Barthesagui | 7 |
| 3- | El cambio climático y sus posibles efectos en los grupos funcionales de la vegetación del delta del río Paraná (Argentina) Nora Madanes, Rubén Darío Quintana, Patricia Kandus e Inés Camilloni | 23 |
| 4- | Cambio ambiental en América Austral: pasado, presente y perspectivas futuras Sergio Enrique Gómez, María Jimena Gonzalez Naya y Lorena Pilar Arribas | 47 |
| 5- | Efectos del ENOS sobre la temperatura superficial del mar y la abundancia de larvas de peces en las aguas oceánicas de Cuba Alina Gutiérrez Delgado, Amaury Alvarez Cruz, María del Pilar Frías e Irma Alfonso | 59 |
| 6- | Efectos del corrimiento de las isoyetas en el noreste argentino sobre la composición faunística de dos ecorregiones ictiológicas Alejandra Volpedo y Alicia Fernández Cirelli | 87 |
| 7- | Los manglares del archipiélago Sabana Camagüey: posibles escenarios en relación con el cambio climático Lázaro Rodríguez Farrat, José Manuel Guzmán Menéndez y Leda Menéndez Carrera | 101 |
| 8- | Resiliencia del ecosistema de manglar y cambio climático en el archipiélago cubano Leda Menéndez Carrera, José Manuel Guzmán Menéndez y Daysi Vilamajó Alberdi | 111 |
| 9- | Fragmentación de humedales costeros y cambio climático en el archipiélago cubano José Manuel Guzmán Menéndez, Leda Menéndez Carrera y René Capote López | 123 |
| 10- | Importancia del bosque de <i>Avicennia germinans</i> para la población de <i>Crocodrilus acutus</i> en el humedal Refugio de Fauna "Monte Cabaniguán", Las Tunas (Cuba) Leda Menéndez Carrera, José Manuel Guzmán Menéndez y Manuel Alfonso Tabet | 131 |
| 11- | Impacto del cambio climático sobre la avifauna cubana Pedro Blanco y Bárbara Sánchez | 139 |
| 12- | Modificaciones en la distribución original de especies por impacto antrópico: el caso de <i>Odontesthes bonariensis</i> (Pisces: Atherinopsidae). Andrea D. Tombari y Alejandra V. Volpedo | 155 |

- 13- Los eventos extremos de sequía e inundación y sus consecuencias sobre el coipo o nutria (*Myocastor coypus* Molina, 1782) y la actividad de caza en el Delta Medio del Río Paraná (Argentina) 167
Roberto Fabián Bó, Paula Courtalon, Florencia Spina, Roque Fernández y Gustavo Porini
- 14- Impacto del hexaclorobenceno sobre el cangrejo *Chasmagnathus granulatus* (= *Neohelice granulata*) de la Bahía de Samborombón (Argentina) 193
Gabriela Chaufan, Angela Beatriz Juárez, Sebastián Eduardo Sabatini y María del Carmen Ríos de Molina
- 15- Comunidades de crustáceos litorales de humedales del norte de la Patagonia chilena (38° S): rol potencial de la exposición a la radiación ultravioleta 209
Patricio De los Ríos, Patricio Acevedo, Reinaldo Rivera y Guido Roa.
- 16- Efectos potenciales a largo plazo de los cambios climáticos y sus efectos en la diversidad de crustáceos de aguas continentales en el sur de la Patagonia (51-53° S, Chile) 219
Patricio De los Ríos, Patricio Acevedo, Doris Soto y Juan Norambuena
- 17- Diatomeas continentales como indicadoras de cambios climáticos en Patagonia 233
Carolina Andrea Díaz Pardo, Daniela María Echazú y Nora Irene Maidana
- 18- Impactos del uso de la tierra sobre los ríos andino-amazónicos. Estudio de caso cuenca río Hacha, Colombia 247
Marlon Peláez Rodríguez, Melba Gicela Saldaña Gómez y Yineth Ximena Ome Barahona
- 19- Toxicidad de los metales pesados sobre las microalgas: efectos bioquímicos, fisiológicos y morfológicos 261
María Cecilia Rodríguez, Iara Rocchetta, Ángela Beatriz Juárez, Analía Tolvía y Visitación Conforti
- 20- Derechos y obligaciones canjeables: una herramienta para la conservación del Bosque Atlántico del Alto Paraná (Región Oriental del Paraguay) 281
Fátima Mereles y Sonia Delphin

PRÓLOGO

Los cambios globales son aquellos vinculados a los cambios en el uso y en la cobertura de la tierra, en la diversidad biológica, en la composición de la atmósfera y en el clima que pueden alterar la capacidad del planeta de sustentar la vida.

El calentamiento global por el efecto de los gases de efecto invernadero, el correspondiente ascenso del nivel del mar con la pérdida de extensas zonas de humedales marino costeros, las sequías recurrentes cada vez más prolongadas y los incendios forestales asociados, el incremento de los fenómenos meteorológicos extremos, la alteración de los caudales hidrológicos, el agotamiento de valiosos recursos naturales y del fondo de diversidad, son entre otras, algunas de las consecuencias adversas de estos cambios.

Dichos cambios se han intensificado en las últimas décadas, trayendo aparejado problemáticas a nivel ambiental (pérdida de biodiversidad, fragmentación de hábitats, deterioro de recursos), a nivel socioeconómico (conflictos sociales de uso de recursos, disminución y pérdida de fuentes de trabajo, reconversión de actividades, nuevas estrategias económicas) y a nivel jurídico-político (ajustes en las normativas asociadas a los recursos y su manejo, nuevas sinergias entre los organismos).

Los humedales aparecen como los sistemas más vulnerables ante los cambios globales los cuales están repercutiendo sensiblemente en la alteración del funcionamiento y la degradación acelerada de sus valores y servicios que proporciona al hombre. Iberoamérica, y especialmente América del Sur, es considerada el área geográfica con mayor extensión de tierras húmedas del planeta y una de las zonas con mayor riqueza de biodiversidad a nivel global. Sin embargo, son limitados los conocimientos que tenemos sobre el funcionamiento y la dinámica de los humedales, por lo que aún no podemos estimar cómo estos ecosistemas adaptados a las fluctuaciones ambientales naturales podrían responder ante presiones extremas por el cambio global.

La Red "*Efecto de los Cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica*" del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED), cuyo objetivo principal es propiciar la cooperación, el intercambio de experiencias y la transferencia de conocimientos sobre este importante tema, ha asumido el reto de integrar los esfuerzos de diferentes grupos de investigación iberoamericanos y generar sinergias entre investigadores que permitan profundizar los conocimientos en la región y buscar posibles medidas de mitigación, rehabilitación o adaptación.

En el presente libro se presentan los resultados de las investigaciones en diferentes países de Iberoamérica sobre los efectos de los cambios globales en la biodiversidad. En particular, se abordan los efectos de estos cambios en:

- la biodiversidad de los humedales iberoamericanos en diferentes taxones claves (fitoplancton, zooplancton, peces, aves, vegetación) y en comunidades de ecosistemas emblemáticos templados y tropicales, considerando como ejemplos los humedales del noreste de Argentina, del Delta del Paraná, y los manglares de Cuba.

- la intervención humana expresada a través de los cambios en el uso de la tierra y sus

implicancias sobre la biodiversidad terrestre en Uruguay y la biodiversidad acuática de ríos Andino-Amazónicos en Colombia; la contaminación y el deterioro de ecosistemas acuáticos por diferentes xenobióticos (metales pesados y compuestos orgánicos) y su efecto sobre microalgas e invertebrados (cangrejos); la fragmentación de los humedales costeros cubanos y la introducción de especies (pejerreyes) en diferentes hábitats y sus impactos.

-los efectos de eventos extremos (sequías e inundaciones) y su efecto sobre los recursos de los humedales y su uso, tomando como ejemplo al coipo o nutria (*Myocastor coypus* Molina, 1782) en el Delta Medio del Río Paraná (Argentina).

-los efectos climáticos/oceanográficos de intensidad como El Niño Oscilación del Sur (ENOS) sobre el zooplancton marino y peces de importancia comercial para Cuba.

Este libro de la Red tiene por objetivo brindar una visión general sobre algunas de las problemáticas que se manifiestan en diferentes países de Iberoamérica.

Los editores agradecen a los autores por sus contribuciones y a prestigiosos especialistas que realizaron la revisión de los manuscritos, los cuales han permitido concretar este aporte al conocimiento de los cambios globales y su repercusión sobre la biodiversidad.

Dra. Alejandra Volpedo
Dr. Lucas Fernández Reyes

Potenciales impactos del cambio de uso de suelo sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay

Potential Impacts of Land Use Change on the Terrestrial Biodiversity of Uruguay

Alejandro Brazeiro¹
Marcel Achkar²
Carolina Toranza¹
Lucía Barthesagui²

1- Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, 11400 Montevideo-Uruguay
2- Departamento de Geografía, Facultad de Ciencias, 11400 Montevideo-Uruguay
brazeiro@fcien.edu.uy

RESUMEN

Uno de los principales desafíos globales que debe afrontar el hombre moderno, es la colosal pérdida de biodiversidad que está afectando el planeta. Existe consenso respecto a que el cambio de uso y cobertura del suelo (CUCS), el componente más importante del cambio global, es el principal responsable de la actual crisis de la biodiversidad en el ámbito terrestre. En Sudamérica, si bien la deforestación de bosques tropicales y subtropicales es el CUCS más estudiado y difundido, en la región templada la sustitución de paraderas naturales por cultivos está alcanzando magnitudes alarmantes. Uruguay, con un crecimiento exponencial del área sojera y forestal, no se escapa a esta realidad regional. El objetivo del presente trabajo consiste en evaluar el impacto potencial del CUCS derivado de la expansión agrícola, sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay, especialmente sobre los “puntos calientes” de diversidad de tetrápodos (i.e., sitios de mayor diversidad por bioregión). A través del análisis de imágenes satelitales, se pudo observar que en algunas regiones ya se ha perdido alrededor del 50% de los ambientes naturales de los “puntos calientes”. De acuerdo a la simulación de un escenario potencial de CUCS, basado en la máxima expansión posible de los cultivos de soja y forestación, en cuatro de las seis bioregiones zoológicas del país se registrarían importantes impactos por pérdida de hábitats en “puntos calientes”. En estos puntos, de la superficie natural original quedaría tan solo un remanente de 36-50%. Dado que las presiones económicas por expandir la frontera agroforestal se mantienen, e incluso podrían incrementarse, es urgente gestionar medidas para la conservación del ecosistema de pradera en Uruguay y la región, donde la representación de estos ambientes en los sistemas nacionales de áreas protegidas es altamente insuficiente.

Palabras Clave: uso del suelo, forestación, soja, expansión agrícola, áreas prioritarias, conservación, biodiversidad

Abstract

One of the major global challenges facing the modern Man, is the colossal loss of biodiversity that has been hit the planet. There are no doubts that land use and land

cover change (LULC), the most important component of global change, is primarily responsible for the current crisis of biodiversity. In South America, while deforestation in tropical and subtropical forests is the most studied LULC type, in the temperate region the rate of substitution of natural prairies by crops is alarming. Uruguay, with exponential growth of the soybean and forestry areas, was not immune to this regional reality. The purpose of this study was to assess the potential impact of LULC derived from agricultural expansion, on terrestrial biodiversity of Uruguay, especially on "hot spots" of tetrapods diversity (i.e., sites of greater diversity by bioregion). Analyzing satellite images, we found in some regions, reduction of natural areas in "hot spots" of about 50%. According to the simulation of a potential LULC scenario, based on the maximum expansion of soybean cultivation and forestry, four of the six bioregions of the country would register significant impacts on habitat loss in "hot spots". At these sites, just a remnant of 36-50% of the original natural surface would persist. As economic pressures to expand the agroforestry border remain and might even increase, it is urgent to take measures to conserve the prairie ecosystem in Uruguay and the region, where the representation of these environments in national systems of protected areas is highly insufficient.

Keywords: land use, forestry, soil been, agriculture expansion, hotspots, conservation, biodiversity

INTRODUCCIÓN

Cambio de Uso/Cobertura del Suelo y Crisis Global de la Biodiversidad

Una de las tendencias ecológicas más dramáticas del siglo pasado, ha sido la pérdida de la biodiversidad y la alteración de la estructura y procesos ecosistémicos a escala global, como consecuencia de la acción humana. La destrucción/alteración de hábitats por cambios en el uso de la tierra, el incremento en las invasiones biológicas debido al aumento de la movilidad de la biota relacionada a actividades humanas (e.g., comercio internacional) y el cambio climático, derivado de la emisión creciente de anhídrido carbónico y otros "gases de efecto invernadero", constituyen diferentes componentes del denominado "Cambio Global" (Vitousek, 1994, Chapin *et al.* 1997). Esta serie de alteraciones ya ha causado la extinción del 5 al 20% de las especies de aves, mamíferos, peces y plantas de la Tierra (Pimm *et al.*, 1995) y se estima que la actual tasa de extinción es entre 100 y 1000 veces mayor que la tasa en etapas anteriores a la presencia humana en la Tierra (Wilson, 1992; Lawton y May, 1995; Pimm *et al.*, 1995). Un gran porcentaje de esta pérdida de biodiversidad puede ser atribuible al cambio de uso y cobertura del suelo (CUCS). De hecho, existe consenso respecto a que el CUCS es en la actualidad el componente más importante del cambio global (Vitousek, 1994), y que además potencia otros componentes del mismo, tales como el efecto invernadero y pérdida de biodiversidad (Lambin *et al.*, 2001).

Alrededor de un 50% de la superficie terrestre ya ha sido modificada por el hombre, principalmente a través de la sustitución de sistemas naturales por agroecosistemas o emplazamientos urbanos (Chapin *et al.*, 2000). Cabe destacar que a nivel mundial, la superficie cultivada y el área ganadera, se han incrementado en el período 1961-2000 en un 12 y un 10%, respectivamente. En este sentido, el aumento predicho de la población mundial y del consumo *per capita* actual, presuponen que la demanda de alimentos se incremente al doble o el triple para el año 2050 (Green *et al.*, 2005), en

consecuencia, la demanda por expandir a un ritmo aún mayor la frontera agrícola-ganadera. En esta línea, Sala *et al.* (2000) prevén que el CUCS seguirá siendo el factor de mayor impacto en la pérdida de biodiversidad en el año 2100, debido a la pérdida/alteración de hábitats.

La situación regional y nacional

En el caso de Sudamérica, el CUCS ha estado representado en gran medida por la transición entre sistemas naturales dominados por árboles y sistemas dominados por pasturas (Jobbágy *et al.*, 2006). La transición que más ha ocupado a los investigadores y a la comunidad internacional es la deforestación de las selvas tropicales y bosques subtropicales para implantar sistemas agrícola-ganaderos (Sokle y Tucker, 1993; Balmford y Bond, 2005; Lambin *et al.*, 2003). Sin embargo, en la región templada de Sudamérica, el CUCS está dado por la sustitución de praderas naturales por cultivos y forestación. En este sentido, es importante señalar que la tasa de reemplazo de las praderas naturales ha aumentado significativamente en las últimas décadas, impulsada principalmente por forzantes sociales y económicas, en particular el alto valor de los “comodities” en el mercado internacional (Paruelo *et al.*, 2006).

Uruguay sigue el patrón regional en lo que se refiere a la tendencia de transformación de la cobertura y uso de la tierra. En la última década se ha registrado una importante expansión de la actividad agrícola intensiva (e.g., forestación, soja) que en los últimos 20 años ha convertido 2.5 millones de hectáreas de campos naturales en cultivos (Jobbágy y Jackson, 2003; Paruelo *et al.*, 2006). El sector forestal se vio fuertemente impulsado a partir de la promulgación en 1987 de la Ley N° 15.939, que redujo la presión fiscal en áreas de prioridad forestal, llegándose a un 4% de superficie del territorio forestada en el año 2000 (Censo Agropecuario/MGAP/DIEA, 2000). En algunas regiones el ritmo de la expansión forestal ha sido particularmente elevado, como por ejemplo el noroeste del país con tasas anuales de 300% en los últimos 10 años (Carrasco-Letelier *et al.*, 2004). En el caso de la soja, el área cultivada ha venido creciendo a un ritmo muy acelerado, multiplicándose por 10 en los últimos 10 años (de 45.000 a 450.000 ha), llegando hoy día a convertirse en el principal rubro de la agricultura nacional (MGAP/DIEA).

Considerando la pérdida de hábitats naturales ya ocurrida en Uruguay, y en especial el potencial CUCS en un futuro cercano, el objetivo general del presente trabajo es evaluar el impacto potencial del cambio de uso del suelo derivado de la expansión agrícola, sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay. En primer lugar analizamos bajo el escenario actual (2007), el impacto potencial de la sustitución de hábitats naturales (básicamente pradera) por cultivos extensivos o forestación, sobre la biodiversidad terrestre de Uruguay, especialmente en las áreas de mayor diversidad (“puntos calientes” de biodiversidad, o “hotspots” en inglés). En segundo lugar, desarrollamos un escenario futuro de pérdida máxima de hábitats en base a la expansión potencial de la soja y forestación, para evaluar su posible impacto sobre las áreas de mayor diversidad. Finalmente, a modo de ejemplo, se focaliza la posible alteración del cambio de uso de suelo sobre aves amenazadas de pradera.

ÁREA DE ESTUDIO

Uruguay, con una superficie continental de 176.215 km², se sitúa en el SE de América del Sur (30°-35° S, 53°-58° W) dentro de la región templada. La temperatura

media anual es de 18° C y las precipitaciones medias, que se distribuyen uniformemente a lo largo del año, varían entre 1100 y 1200 mm.año⁻¹. La topografía predominantemente está caracterizada por colinas suaves y una densa red hidrográfica compuesta por numerosos ríos, arroyos y lagunas (Achkar y Domínguez, 2000).

Desde la perspectiva biogeográfica el país se encuentra en la Provincia Pampeana, recibiendo la influencia de las provincias adyacentes (Paranaense, Espinal y la Mata Atlántica) (Cabrera y Willink, 1973; Del Puerto, 1987; Morrone, 2001). Los pastizales naturales, incluyendo praderas y sabanas, ocupan el 71% del territorio, mientras que bosques y humedales ocupan la superficie restante 29 % (MGAP/DIEA, 2000).

MÉTODOS

“Puntos calientes” de Biodiversidad

Los puntos calientes de biodiversidad, es decir, las áreas geográficas de alta riqueza de especies, sintetizan un importante valor para la conservación. De hecho, usualmente son usados como criterio clave para la definición de prioridades de conservación, tanto a nivel global (Myers *et al.*, 2000) como nacional (e.g., Ceballos *et al.*, 1998).

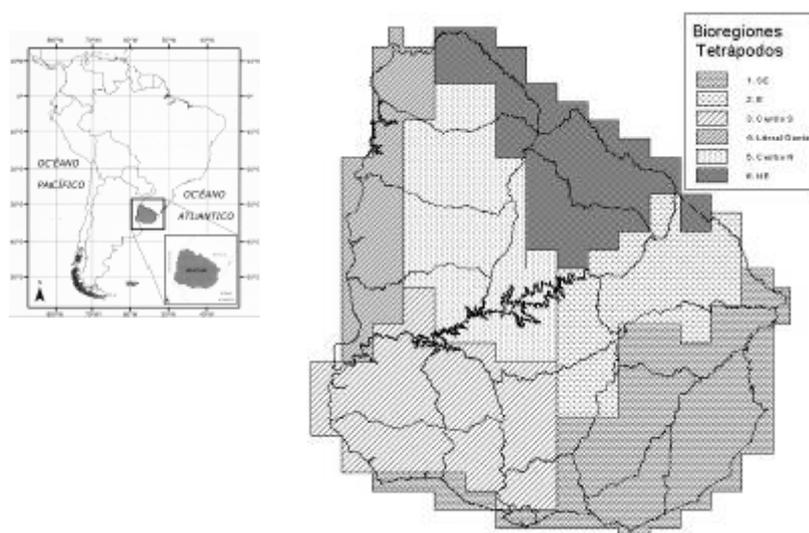


Figura 1. Localización regional del área de estudio (izquierda), y biozonificación de Uruguay en base a la distribución de tetrápodos terrestres, tomado de Brazeiro *et al.* (2007) (derecha).

La determinación de los puntos calientes de biodiversidad de Uruguay se tomaron de Brazeiro *et al.* (2007). En este trabajo, se evaluó la distribución geográfica de la riqueza potencial de tetrápodos (RPT) en Uruguay, usando una grilla base de 302 cuadrículas, de aproximadamente 625 km² (25 x 25 km). Para que cada grupo (anfibios, reptiles, aves y mamíferos) contribuyera homogéneamente a la determinación de la RPT, la riqueza de cada grupo se estandarizó previamente para variar entre 0 y 1. La riqueza potencial se estimó en función de mapas de distribución potencial por especie, que se elaboraron a partir de extensas bases de datos de registros científicos (anfibios: 13.300, reptiles: 4.700, mamíferos: 11.000) y mapas de distribución publicados (aves: Aspiroz, 2001, mamíferos: González, 2001). La RPT fue estandarizada (RPTe) dentro de cada

una de las 6 bioregiones de tetrápodos del país (Brazeiro *et al.*, 2007), como un índice que varía entre 0 y 1 (0: menor y 1: mayor RPT de la bio-región).

Interpretación de Usos y Coberturas Actuales del Suelo

Para realizar la interpretación y delimitación de los usos/coberturas del suelo se utilizaron imágenes captadas por Sensor CCD (Couple Charged Device) del Satélite CBERS 2 (China-Brazil Earth Resources Satellite), principalmente en el año 2007. En algunos casos se debió recurrir a imágenes del 2006, debido a nubes o errores de captación. Las imágenes se obtuvieron del sitio web del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) de Brasil (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>). La composición de las imágenes se realizó a través de la combinación de bandas R:G:B/4:2:3 mediante el empleo del *software* ENVI 4.2.

Una vez elaborado el mosaico de todo el país se procedió a realizar la interpretación de las imágenes mediante el uso del *software* ArcView GIS 3.2, trabajando a escala 1:120.000. Se calculó el Índice Verde Normalizado (NDVI en inglés) de cada imagen para luego realizar una clasificación no supervisada. A partir de las clases generadas se procedió a una segunda clasificación de la imagen y posteriormente se realizó la interpretación de las categorías en los distintos usos/coberturas del suelo. Las categorías determinadas fueron: agua, bañado, bosque nativo, matorral, pradera (incluyendo pradera superficial), que se agruparon bajo la supercategoría “superficie natural”, y cultivos, forestación y suelo desnudo, que se agruparon como “superficie antropizada”.

Escenario Potencial de Máxima Pérdida de Hábitats

Para definir el escenario extremo de uso del suelo para cultivos extensivos (forestación y soja) se utilizó la carta de suelos 1:1.000.000, la aptitud de suelos para cultivos de verano según Cayssials y Álvarez (1983) y la definición de suelos de prioridad forestal (Dirección Forestal/MGAP, 2008). La superficie máxima del territorio que podría llegar a ser ocupada por cultivos de soja se delimitó en base a la definición de suelos con aptitud para cultivos de verano. A partir de estos suelos se generó una carta de aptitud de cultivo de soja con las categorías muy apto con un factor 1, apto con factor 0.8 y marginales con factor 0.5. Esta superficie fue corregida de acuerdo al porcentaje de tierra arable de cada tipo de suelo, generando así el factor de uso del suelo con cultivos de soja para cada unidad de suelo.

La superficie máxima de forestación fue delimitada a partir de los suelos de prioridad forestal, corregida con el factor 0.7 de uso efectivo forestal. En los casos en que las proyecciones de uso de aptitud para soja y prioridad forestal se superpusieron, se aplicó una corrección, asignando primero la superficie a la soja, de acuerdo al factor soja, y la restante a la forestación. A partir de este mapa se calculó la superficie de cada cuadrícula que sería ocupada por cada uno de los cultivos en un escenario extremo.

Como se mencionó en la Introducción, la tasa de sustitución de praderas por cultivos de soja y forestación ha sido muy acelerada en las últimas décadas. Si bien resulta esperable que estas tasas se desaceleren en los próximos años, debido a la complejidad del sistema, resulta muy difícil predecir el comportamiento futuro de las mismas, por lo cual sería muy arriesgado estimar en cuanto tiempo se podría alcanzar el máximo potencial determinado. Por tal motivo, en este trabajo no se analiza este punto.

EVALUACIÓN DE IMPACTOS POTENCIALES DEL CUCS SOBRE LA BIODIVERSIDAD

Tanto la teoría como la evidencia empírica indican que el riesgo de extinción local de una especie aumenta a medida que su hábitat natural se reduce y/o fragmenta (Soulé, 1988). Asimismo, es bien sabido que la riqueza de especies y el área están fuertemente asociados, y que resulta esperable que la tasa de extinción local aumente al perderse área de hábitats naturales (MacArthur y Wilson, 1967). Por lo tanto, en este trabajo desarrollamos un índice de impacto potencial (IP) para estimar el efecto de la pérdida de hábitats sobre la RPTe:

$$IP_i = RPTe_i * AT_i$$

donde RPTe_i es la riqueza de tetrápodos estandarizada por bio-región de la cuadrícula i, y AT_i es la proporción de hábitats naturales substituidos por usos antrópicos (cultivos, forestación y suelo desnudo) de la cuadrícula i.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

“Puntos Calientes” de Biodiversidad

La riqueza potencial de tetrápodos terrestres de Uruguay presentó una importante variabilidad geográfica (Tabla 1). Dentro de las seis bioregiones de tetrápodos determinadas por Brazeiro *et al.* (2007), se observó también una importante variabilidad en la riqueza potencial de estos grupos, evidenciándose una relativamente baja correlación espacial entre grupos, aunque de todas formas fue evidente cierta tendencia a concentrarse las mayores riquezas en la periferia del país (Fig. 2).

Tabla 1. Riqueza de tetrápodos terrestres de Uruguay. Se presentan valores máximos, mínimos y promedios por cuadrícula (625 km²), y riqueza total del país.

| | Riqueza potencial por cuadrícula | | | Riqueza Total |
|-----------|----------------------------------|--------|-------|---------------|
| | Máxima | Mínima | Media | |
| Anfibios | 31 | 8 | 22,0 | 46 |
| Reptiles | 44 | 32 | 37,6 | 61 |
| Aves | 290 | 215 | 241 | 367 |
| Mamíferos | 49 | 33 | 38,7 | 56 |

La integración de los cuatro grupos zoológicos en un único índice de riqueza (RPTe), cuya variación geográfica se presenta en la figura 3, permitió detectar los “puntos calientes” para la diversidad de tetrápodos por bioregión. El 25% de las cuadrículas con mayor RPTe (>0,75) fueron consideradas “puntos calientes”. Finalmente se detectaron 36 cuadrículas como “puntos calientes”, 4 en el región SE, 8 en la región E, 7 en el Centro S, 3 en el Litoral W, 11 en el Centro S y 3 en la región NE (Fig. 3).

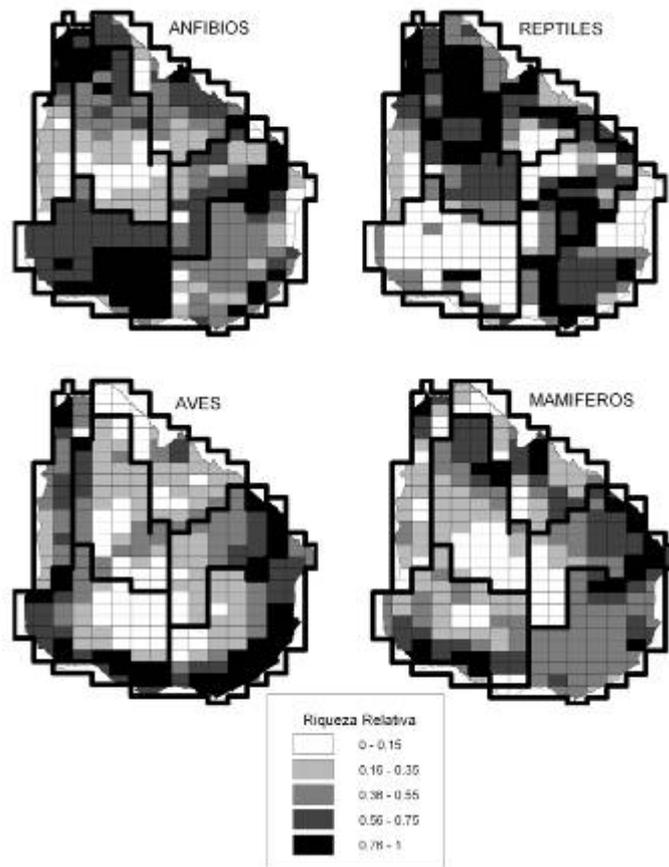


Figura 2. Distribución geográfica de la riqueza potencial estandarizada por bioregión de anfibios, reptiles, aves y mamíferos de Uruguay. Modificado de Brazeiro *et al.* (2007).

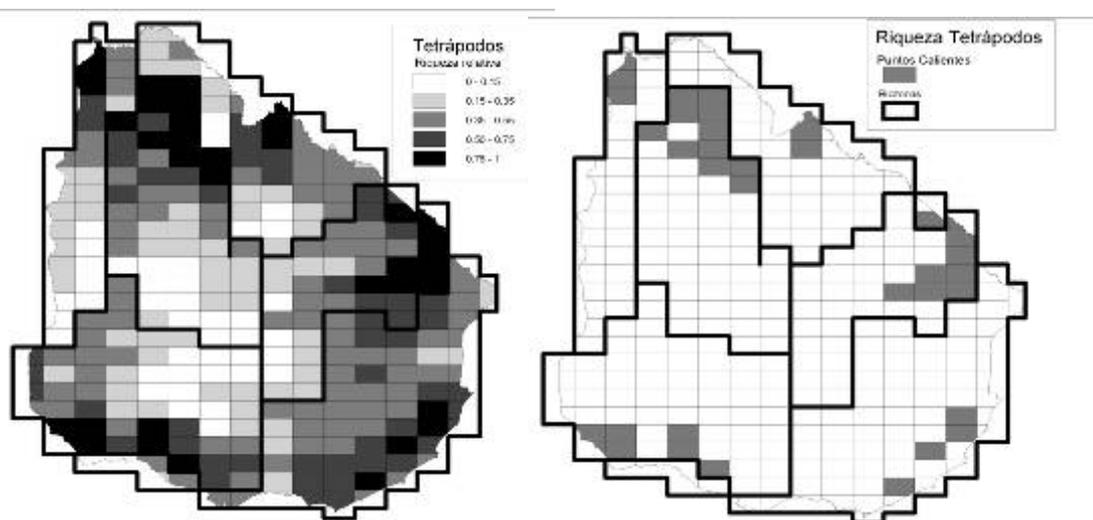


Figura 3. Distribución geográfica de la riqueza potencial estandarizada por bioregión de tetrápodos (izquierda), y localización de los "puntos calientes" de diversidad de tetrápodos por bioregión (derecha). Los "puntos calientes" se determinaron en base al cuartil superior (25%) de la distribución del RPTe ($RPTe > 0.75$) (ver texto por detalles).

Estas cuadrículas que tienden a concentrar las mayores riquezas de anfibios, reptiles, aves y mamíferos terrestres dentro de cada una de las bioregiones zoológicas de Uruguay, deberían ser consideradas prioridades para la conservación de la

biodiversidad del país. Una estrategia de conservación basada en estas cuadrículas permitiría cumplir con dos principios esenciales de la moderna planificación sistemática de la conservación (Margules y Pressey, 2000), la representatividad, al contemplar las diferentes biotas y ecosistemas de las distintas bioregiones, y la eficiencia, al enfocarse en los sitios que concentran el mayor número de especies de tetrápodos. Esta información es particularmente oportuna en Uruguay, ya que las autoridades ambientales del país se encuentran en la etapa de planificación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

CUCS: Situación Actual y Escenario de Máxima

La evaluación del uso/cobertura del suelo en el año 2007 determinó que 46.969 km² (26.4 %) de hábitats naturales del territorio uruguayo, esencialmente praderas, ya han sido substituido por cultivos y forestación (Fig. 4). En el escenario de máxima expansión potencial de los cultivos de soja y forestación, la superficie transformada ascendería a 74.027 km², lo que representaría un 41.7 % del territorio continental Uruguayo (Fig. 4).

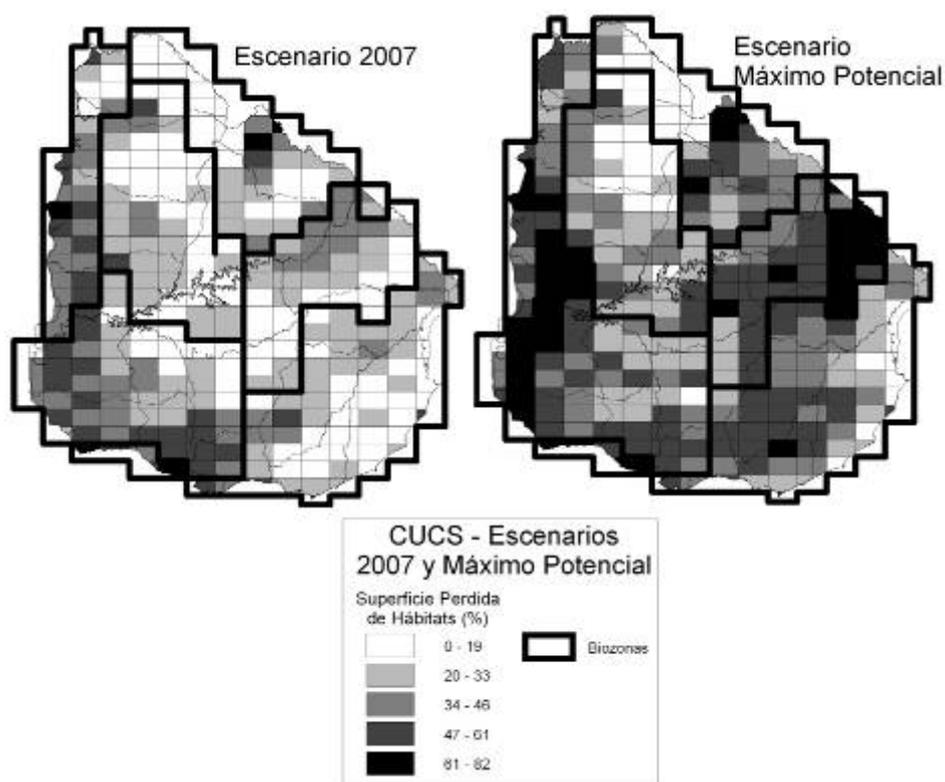


Figura 4. Grado de antropización del territorio en base a la proporción de suelo usado por cultivos y forestación. En el mapa de la izquierda se presenta la situación actual, observada a partir de imágenes satelitales (CBERS 2) del año 2007; y en el mapa de la derecha, se presenta lo esperado en un escenario potencial de máxima expansión del cultivo de soja y forestación.

La mayor pérdida de hábitat al año 2007, se ha registrado esencialmente en 3 regiones: (1) Litoral Oeste, debido básicamente a la explosiva expansión del cultivo de soja, y secundariamente a la forestación (Departamentos de Río Negro y Paysandú), (2) Zona Sur alemana a Montevideo, como consecuencia del desarrollo hortofrutícola, y (3) Zona Noreste, asociada a la intensa expansión de la forestación (Departamentos de Rivera y Tacuarembó). Cercana a esta región, se advierte al Sur una zona medianamente

afectada por la forestación, en la zona Este (Departamento de Cerro Largo). En el escenario de máxima expansión de la soja y forestación, la pérdida de hábitat se intensifica en dos de las 3 zonas ya fuertemente afectadas, el Litoral Oeste y Zona Noreste. Asimismo, como consecuencia de la consolidación de la forestación, surgirían dos nuevas regiones con una muy intensa pérdida de hábitats, las zonas Centro Este (Cerro Largo, Durazno, Treinta y Tres) y Sureste (Maldonado, Lavalleja, Rocha).

Impactos de CUCS sobre “Puntos Calientes” de Diversidad

Los “puntos calientes” de biodiversidad detectados (Fig. 3) han sufrido ya una considerable erosión de hábitats naturales al año 2007, que se profundizaría significativamente en el escenario de máxima expansión agroforestal (Fig. 5). Las regiones Centro Sur y Noreste son las más afectadas en la actualidad, donde ya se ha perdido alrededor del 50% de los ambientes naturales de los “puntos calientes” (Fig. 5), y, por ende, es allí donde se registran los mayores impactos (Fig. 6). Por su parte, los “puntos calientes” del Litoral Oeste han experimentado en la actualidad un impacto intermedio, mientras que las bioregiones Sureste, Este y Centro Sur, mantendrían sus áreas de mayor diversidad relativamente poco afectadas por el CUCS (Figs. 5 y 6).

En el escenario potencial de máxima alteración, a las bioregiones ya muy afectadas, Centro Sur y Noreste, se le sumarían la Este y Litoral Oeste. De los “puntos calientes” de estas bioregiones, quedaría como remanente tan solo un 36-50% de la superficie natural original (Fig. 5), con varios puntos altamente impactados (Fig. 6). De acuerdo a este escenario, en solo dos (Centro Norte y Sureste) de las seis bioregiones, los “puntos calientes” sufrirían impactos leves por expansión de la soja y forestación.

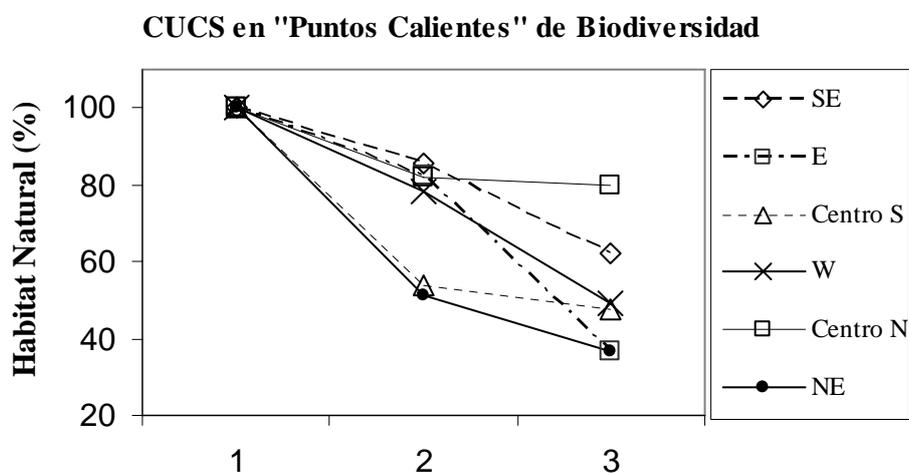


Figura 5. Reducción de la superficie de hábitats naturales en los “puntos calientes” de biodiversidad de las seis bioregiones. La superficie total de las cuadrículas que se detectaron como “puntos calientes” (100%) se presenta en el punto 1, en el 2 se representa la superficie ocupada por hábitats naturales registrada en 2007, y en el punto 3, se representa la superficie natural remanente proyectada en el escenario de máxima expansión del cultivo de soja y forestación.

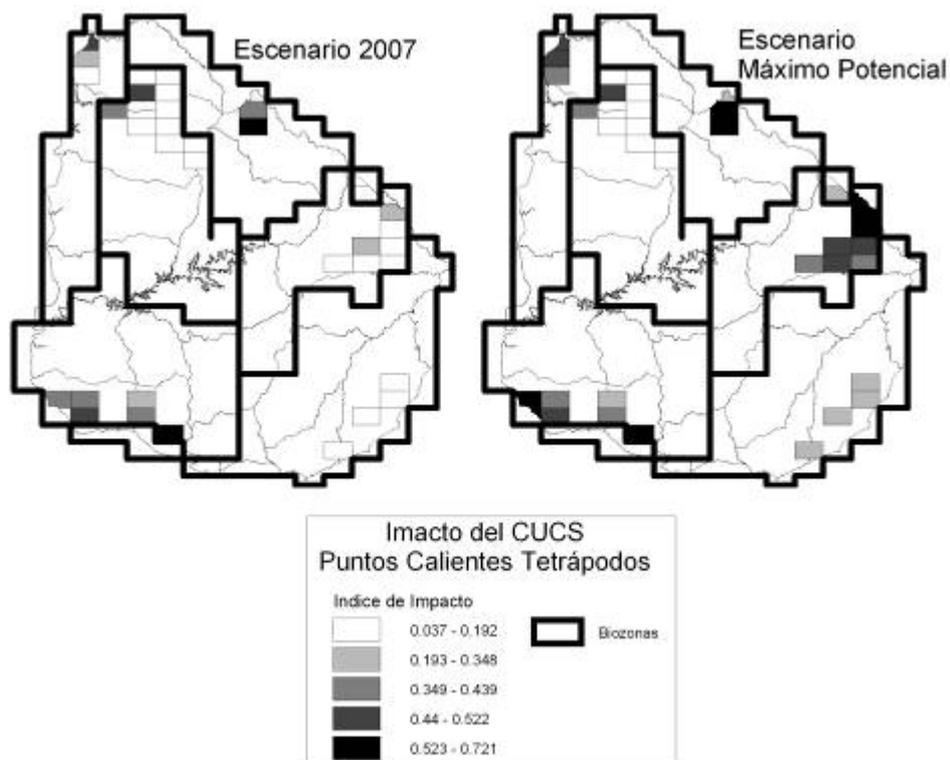


Figura 6. Grado de impacto del CUCS sobre los “puntos calientes” de diversidad de tetrápodos de Uruguay. En el mapa de la izquierda se presenta la situación actual (2007); y en el mapa de la derecha, se presenta lo esperado en un escenario potencial de máxima expansión del cultivo de soja y forestación.

Estos resultados indican que la pérdida de hábitat ya registrada amenaza seriamente la conservación de las especies en algunas de las zonas más relevantes y estratégicas para la biodiversidad terrestre de Uruguay. La posible expansión de la frontera sojera y forestal, impulsada por el mercado internacional, acentuaría significativamente este panorama, afectando los “puntos calientes” de la mayor parte del país. Además de la pérdida de hábitats, estas actividades agroforestales extensivas generan otras fuentes secundarias de amenazas para la conservación de las especies, tales como la fragmentación de hábitat y la liberación al medio de agroquímicos. A estas presiones, se le debe adicionar otra actividad extensiva no considerada en este estudio, la ganadería, que si bien no produce en general pérdidas de praderas naturales (praderas artificiales), provoca alteraciones estructurales y funcionales del ecosistema (Altesor *et al.*, 2005) que podrían afectar la viabilidad de algunas especies.

CUCS y Especies Raras: el Caso del Capuchino de collar (*Sporophila zelichi*)

El CUCS es la principal amenaza para la biodiversidad en el mediano y largo plazo, pero representa en el corto plazo un riesgo severo para las especies amenazadas y raras. Estas especies se caracterizan por tener una baja abundancia y/o distribución restringida (Gaston, 1994). Dicha condición genera una doble amenaza para estas especies, dado que tanto las bajas densidades poblacionales como la estrecha distribución pueden contribuir de forma independiente al riesgo de extinción global (Johnson, 1998; Lawton, 1993).

En el caso de Uruguay donde aún hoy no se han generado Listas Rojas para la avifauna, la rareza puede ser un buen indicativo del riesgo de extinción y por lo tanto de las prioridades de conservación a nivel nacional. En un trabajo reciente sobre el ensamble de aves de pradera de Uruguay, Toranza (2006) detectó 9 especies raras, de las cuales 3 son residentes en el país, el Capuchino boina negra (*Sporophila bruvreuil*), el Capuchino de collar (*Sporophila zelichi*) y el Carpintero del cardón (*Melanerpes cactorum*). En este sentido, debe prestarse especial atención a los impactos del CUCS sobre el área de distribución de estas especies, y particularmente sobre aquellas con un grado de amenaza global. A modo de ejemplo, en esta sección analizamos el caso del Capuchino de collar (*S. zelichi*) (Fig. 7), especie categorizada en Peligro crítico de extinción a nivel global (UICN, 2007).

Figura 7. Foto de la especie *S. zelichi* (Capuchino de collar). Fuente: www.fotosaves.com.ar



La distribución geográfica del Capuchino de Collar es en la actualidad muy reducida. Comprende dos áreas principales, una que se extiende en la frontera paraguay-argentina y otra ubicada en torno al Río Uruguay en la frontera argentino-uruguaya, y una tercer área menor asociada a las tierras bajas del sureste uruguayo (Azpiroz, 2001; BirdLife, 2008). Dentro del territorio uruguayo, el área de distribución abarca algo más de 8.000 km², que se reduce a la mitad al considerar el área potencial de ocupación, dada por la disponibilidad de praderas naturales que habría existido antes de la implantación de cultivos y forestación (Fig. 8). Esta área de ocupación se ha reducido en la actualidad en aproximadamente un 25% por la implantación de cultivos y forestación, y podría llegar a ser mayor al 50% en un escenario de máxima expansión del cultivo de soja y forestación (Fig. 8).

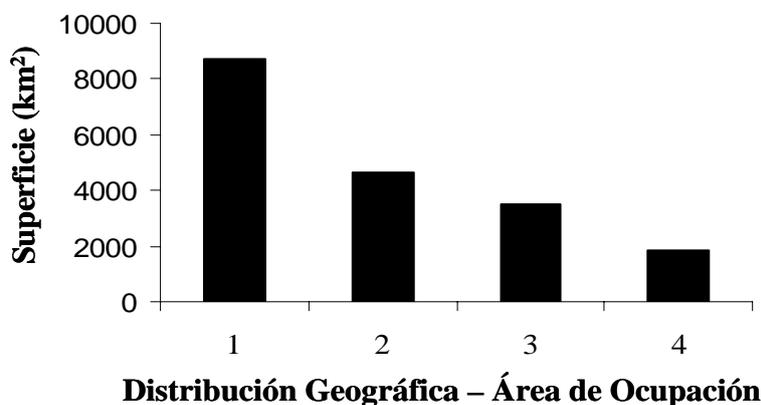


Figura 8. Reducción de la disponibilidad de pradera en el área de distribución geográfica de *S. zelichi* en Uruguay bajo distintos escenarios. Se presenta, (1) la distribución geográfica de la especie en Uruguay (o extensión de ocurrencia), estimado en base a la superficie de las cuadrículas donde la especie está presente, (2) el área potencial de ocupación definida en

base a la superficie del hábitat pradera dentro de su área distribución, antes de la implantación de cultivos y forestación , (3) el área de ocupación actual estimada en base a la superficie remanente de pradera en el año 2007 y (4) área de ocupación que podría tener la especie, en función de la pradera que quedaría remanente bajo el escenario de máxima expansión agrícola.

Por otra parte, el mapeo del área de pradera remanente en la actualidad y en el escenario proyectado, nos permite hacer otras apreciaciones acerca el impacto que puede tener el CUCS sobre esta especie. En la actualidad ninguna de las cuadrículas de ocupación de *S. zelichi* retiene más del 60% del área original, y según el escenario proyectado, en la mayoría del área de distribución quedará menos de un 20% de la superficie original de pradera (Fig. 9). De acuerdo con el escenario proyectado, el mayor y más grave impacto se daría sobre la población que reside en el entorno del río Uruguay, la cual probablemente se extinguiría por falta de hábitat (Fig. 9).

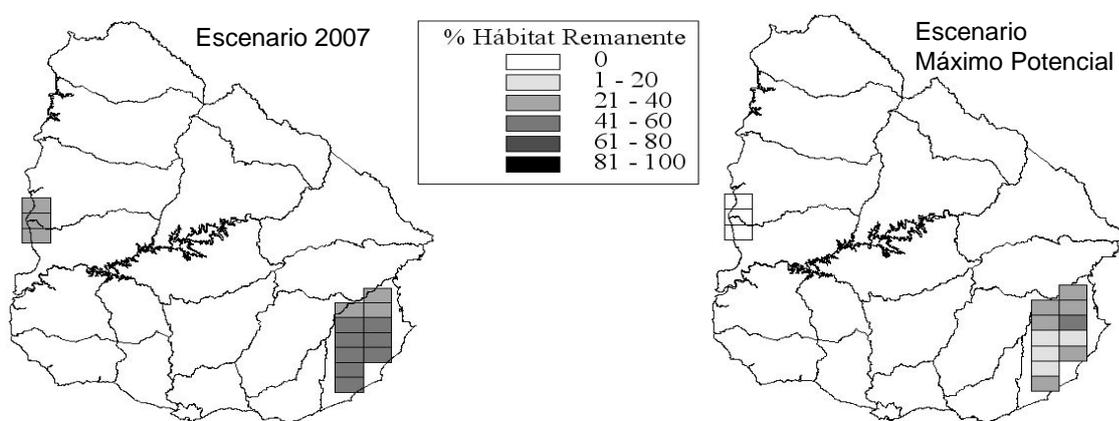


Figura 9. Porcentaje de la superficie de pradera remanente dentro del área de distribución de la especie *S. zelichi* en Uruguay, en el escenario actual (izquierda) y en el escenario proyectado de máxima expansión del soja y forestación (derecha).

De acuerdo con estos resultados, y considerando que en Argentina la expansión de la soja es igual o aún más acelerada que en Uruguay, es evidente que la conservación del Capuchino de Collar está comprometida por el CUCS. Esta situación podría también aplicarse a muchas otras especies de pradera, con baja abundancia y distribución restringida. En el caso particular de las aves, ya ha sido planteado que la agricultura y su intensificación es la mayor fuente de riesgo para las aves amenazadas, riesgo que es sustancialmente mayor en los países en desarrollo (Green *et al.*, 2005).

CONCLUSIONES

El CUCS ha sido seguramente la principal amenaza para la conservación de la biodiversidad terrestre de Uruguay, y en los próximos años, debido a la proyectada expansión de la frontera agroforestal, podría llegar a ser responsable de la extinción de numerosas especies. Los sitios más relevantes y estratégicos para la conservación de la biodiversidad terrestre de Uruguay, los “puntos calientes” de diversidad de tetrápodos, han sufrido ya una importante reducción de hábitat, y en el escenario de máxima

expansión de los cultivos de soja y forestación, la mayor parte de estos puntos serían impactados.

De mantenerse la tendencia actual de avance de la frontera agroforestal, es muy probable que muchas especies se vean afectadas, reduciendo sus abundancias y áreas de ocupación, y finalmente extinguiéndose localmente. Las especies de pradera, raras y ya amenazadas, serían las primeras afectadas por este proceso, que no sólo se da en Uruguay, sino que afecta a una buena parte del Cono Sur de Sudamérica.

Los potenciales impactos del CUCS son especialmente alarmantes en la Provincia Pampeana, debido a que el Bioma de pradera tiene un muy bajo nivel de protección, tanto a nivel mundial (Henwood, 1998) como Sudamericano (Martino, 2004). De hecho, el bioma de praderas templadas, con un 0,69% bajo protección, es el menos protegido de los 15 biomas terrestres, lo que se agrava en nuestra región (pampa Argentina), donde solo un 0,08% de las praderas son protegidas (Henwood, 1998). Por lo tanto, es urgente tomar medidas de conservación para proteger el ecosistema de pradera tanto en Uruguay como en la región. En este sentido, las áreas protegidas constituyen una de las principales herramientas de conservación, donde los hábitats naturales y la biodiversidad que albergan, pueden ser resguardados de las presiones antrópicas, y en especial del CUCS.

BIBLIOGRAFÍA

ACHKAR, M y A DOMINGUEZ, 2000. El sistema ambiental uruguayo. pp. 17-27. en: Domínguez, A., Y R.G., Prieto (eds.) Perfil Ambiental del Uruguay/ 2000. Editorial Nordan-Comunidad del Sur, Montevideo, Uruguay.

ALTESOR, AI; M, OESTERHELD; E, LEONI; F, LEZAMA y C, RODRÍGUEZ, 2005. Effects of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology*, 179:83-91.

AZPIROZ, AB, 2001. Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biología y conservación. Aves Uruguay-GUPECA, Montevideo.

BALMFORD, A y W BOND, 2005. Trends in the state of nature and their implications for human well-being. *Ecol. Letters*, 8: 1218-1234.

BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2008. *Species factsheet: Sporophila zelichi*. www.birdlife.org (9/6/2008).

BRAZEIRO, A; M ACHKAR; A CAMARGO; A CANAVERO; B COSTA; C FAGÚNDEZ, EM GONZÁLEZ; I GRELA; F LEZAMA, R MANEYRO; D NUÑEZ; I DA ROSA y C TORANZA, 2007. Bases Científicas para la planificación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay: vacíos de información, eco-regionalización y prioridades. II Congreso Latinoamericano de Parques Nacionales y otras Áreas Protegidas. Bariloche, Argentina.

CABRERA, L y YA WILLINK, 1973. *Biogeografía de América Latina* DC: Programa regional de desarrollo científico y tecnológico. Departamento de asuntos científicos, Secretario General de la Organización de los Estados Americanos.

CARRASCO-LETELIER L; G EGURENB; C CASTIÑEIRA; O PARRA y D PANARIO, 2004. Preliminary study of prairies forested with Eucalyptus sp. at the northwestern Uruguayan soils. *Env.Pol.*, 127: 49–55.

CAYSSIALS, R y C ALVAREZ, 1983. *Interpretación agronómica de la carta de reconocimiento de suelos del Uruguay*. MGAP. DGRNR. Boletín Técnico N° 9. Montevideo, Uruguay.

CEBALLOS, G; P RODRÍGUEZ y RA MEDELLÍN, 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Ecol. Applications* 8:8-17.

CHAPIN, FS; BH WALKER; RJ HOBBS; DU HOPER; JH LAWTON; OE SALA y D TILMAN, 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science*, 277: 500-504.

DEL PUERTO, O, 1987. *La extensión de las comunidades arbóreas primitivas en el Uruguay*. Facultad de Agronomía, Notas Técnicas N° 1, Montevideo, Uruguay.

GASTON, KJ, 1994. *Rarity*. Capman y Hall, London.

GREEN, ER; SJ CORNELL; JPW SCHARLEMANN y A BALMFORD, 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307:550-555.

GONZÁLEZ, E, 2001. *Guía de Campo de los Mamíferos del Uruguay. Introducción al estudio de los mamíferos*. VIDA SILVESTRE. Montevideo, Uruguay, 1-339 pp.

HENWOOD, W, 1998. An overview of protected areas in the temperate grasslands biome. *Parks*, 8(3): 3-8.

JOBBÁGY, EG; M VASALLO; KA FARLEY; G PIÑEIRO; MF GARBULSKY; MD NOSETTO; RB JACKSON y JM PARUELO, 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y sus costos ecológicos. *Agrociencia*, 10: 109-124.

JOHNSON, CN, 1998. Species extinction and the relationship between distribution and abundance. *Nature*, 394: 272–274.

LAMBIN, EF; BL TURNER; HJ GEIST; SB AGBOL; A ANGELSEN; JW BRUCE; OT COOMES; R DIRZO; G FISCHER; G FOLKE; PS GEORGE; K HOMEWOOD; J IMBERNON; R LEEMANS; X LI; EF MORAN; M MORIMORE; PS RAMAKRISHNAN; JF RICHARDS; H SKÅNES; W STEFFEN; G DSTONE; U SVEDIN; TA VELDKAMP; C VOGEL y J XU, 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11: 261-26.

LAMBIN, FE; HJ; GEIST y E LEPERS, 2003. Dynamics of land-use and cover change in tropical regions. *Ann. Rev. Env. Re.*, 28: 205-241.

LAWTON, JHy RM May, 1995. *Extinction rate*. Oxford, University Press. Oxford.

- MAC ARTHUR, R y EO WILSON, 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MARGULES, CR y RL PRESSEY, 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405:243-253
- MARTINO, D, 2004. Conservación de praderas en el Conosur: valoração de las áreas protegidas existentes. *Ecosistemas*, 13(2): 114-123.
- MGAP, DIEA. Censo General Aropecuario, 2000. Disponible en Internet: www.mgap.gub.uy
- MORRONE, JJ, 2001. *Biogeografía de América Latina y el Caribe*. MyT-Manuales y Tesis SEA, vol. 3. Zaragoza, España, 148 pp.
- MYERS, N; RA MITTERMEIER, CG MITTERMEIER; GAB DA FONSECA y J KENT, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- PARUELO, JM; JP GUERSCHMAN; G PIÑEIRO; EG JOBBÁGY; SR VERÓN; G BALDE y S BAEZA, 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10: 47-61.
- PIMM, SL; GL RUSSELL; JL GITTLEMAN y TM BROOKS, 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269:347-350.
- SALA, OE FS CHAPIN III; JJ ARMESTO; E BERLOW; J BLOOMFIELD; R DIRZO; E HUBER-SANWALD; LF HUENNEKE; RB JACKSON; A KINZIG; R LEEMANS; DM LODGE; HA MOONTEY; M OESTERHELD; NL POFF; MT SYKES; BH WALKER; M WALKER y DH WALL, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- SOKLE, D y C TUCKER, 1993. Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. *Science*, 260: 1905-1909.
- SOULÉ, ME; DT, BOLGER; AC, ALBERTS; J, WRIGHT; M, SORICE y S, HILL, 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat island. *Cons. Biology*, 2: 75-92.
- TORANZA, C, 2006. Relación distribución-abundancia en aves de pradera de Uruguay: evaluación de hipótesis explicativas. Tesis de Licenciatura, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay
- UICN, 2007. IUCN Red List of Threatened Species, www.iucnredlist.org.
- VITOUSEK, P, 1994. Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, 75(7): 1861-1876.
- WILSON, EO, 1992. *The diversity of life*. Norton WW y Company. New York, 424 pp.

El cambio climático y sus posibles efectos en los grupos funcionales de la vegetación del delta del río Paraná (Argentina)

The effects of climate change on vegetation functional groups in the Parana River delta, Argentina

Nora Madanes ¹
Rubén Darío Quintana¹
Patricia Kandus²
Inés Camilloni ³

1-Grupo de Investigación en Ecología de Humedales. Dpto. Ecología, Genética y Evolución. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales Universidad de Buenos Aires. noram@ege.fcen.uba.ar, rubenq@ege.fcen.uba.ar

2-Dpto. Ecología, Genética y Evolución. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. pato@ege.fcen.uba.ar

3-Dpto. Ciencias de la Atmósfera. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. (CONICET) ines@cima.fcen.uba.ar

RESUMEN

El objetivo del trabajo consiste en caracterizar la vegetación de la región del Delta del Río Paraná a escalas regional y de paisaje, establecer relaciones con variables ambientales y analizar los posibles efectos del cambio climático en los distintos grupos funcionales. Estos fueron definidos en función del origen, el área de distribución, el ciclo de vida y las características morfoecológicas. A nivel regional, se encontró que dominaron las especies nativas, emergentes fijas no palustres, de distribución subtropical-templada y perenne. En escala de paisaje esta tendencia se mantuvo, si bien variaron las proporciones de los grupos con distribución subtropical y templada en función del hidroperíodo y de las características geomorfológicas del paisaje. El escenario de cambio climático para esta región prevé que los cambios en las precipitaciones no contrarrestarán los incrementos de las temperaturas y de la evapotranspiración. Además, la mayor frecuencia de vientos del este sobre el estuario del Plata y el ascenso del nivel del mar conducirían a un aumento del nivel de sus aguas. En función de este escenario planteamos que en la región y en las unidades de paisaje se producirán cambios en la composición y riqueza de grupos funcionales y variaría su distribución a lo largo del gradiente topográfico. Se reducirían las áreas permanente y semipermanentemente inundadas con una disminución de los grupos morfoecológicos típicos de éstas debido a condiciones ambientales menos favorables. Por otra parte, el aumento en el nivel medio del Río de la Plata produciría en el frente de avance del Bajo Delta un cambio de su dinámica que lo transformaría en un pantanal dominando las especies palustres. En consecuencia, el efecto del cambio climático daría como resultado un cambio en la composición y abundancia de los grupos, una disminución de la calidad florística y la expansión de especies exóticas invasoras.

Palabras claves: grupos funcionales, vegetación, humedal, Delta del Río del Paraná, cambio climático.

Abstract

The objective of this work was to characterize the vegetation of the Paraná River Region at both regional and landscape scales in order to link plant-environment relationships and to analyse probable effects of climate change on the different plant functional groups. These groups were defined considering the following features: origin, distribution area, life cycle and morphoecologic features. At regional level, natives, subtropical-temperate, perennial, and non palustrine rooted species were the most frequent. At landscape level we observed the same trend, although the proportion of subtropical and temperate groups was variable due to the hydroperiod and geomorphological features of landscape units. The future climate change scenario for this region considers that changes in rainfall will not compensate increases in temperature and evapotranspiration. In addition, increases in both eastern wind frequency and sea level will conduct to an increase in the level of the de la Plata estuary. As a consequence of climate change, composition of functional groups would change as well as their variation along the topographic gradient. Permanent and semipermanent waterlogged areas would decrease together with those functional groups associated with them. Increases in de la Plata River level, on the other hand, would impact on the Delta front. This impact would modify its dynamic, transforming this area in a swamp with a dominance of palustrine species. Summarizing, the effect of climate change in this region will conduct to a change in floristic composition and species abundance, a decrease in floristic quality and an expansion of alien species.

Key words: functional groups, vegetation, wetlands, Paraná River Delta, climatic change.

INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas que se caracterizan por permanecer en condiciones de inundación o por lo menos con su suelo saturado con agua, durante prolongados períodos de tiempo. Por lo tanto, se reconoce que tanto el régimen hidrológico como el patrón geomorfológico son los factores determinantes de su presencia y permanencia (Brinson, 1993; Malvárez, 1997; Mitch y Gosselink, 2000). En estos ambientes la variabilidad espacial y temporal del nivel de agua, su origen y forma de circulación determinan las características de los ciclos y flujos biogeoquímicos, promueve el desarrollo de suelos con fuertes características hidromórficas y soporta una elevada y particular biodiversidad adaptada a un amplio rango de condiciones de disponibilidad y calidad de agua (Neiff *et al.*, 1994). Por su dimensión espacial, los humedales suelen expresarse a escala subregional, bajo una homogeneidad climática.

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más importantes en términos de diversidad y productividad (Poff LeRoy *et al.*, 2002), así como por los servicios ecológicos que brindan al hombre (NRC, 2002). Por otra parte y como resultado de su dependencia con el régimen hidrológico, los humedales tienen una alta sensibilidad frente a cambios ambientales como los derivados de procesos de cambio climático (Poff LeRoy *et al.*, 2002). También son particularmente sensibles a las acciones del hombre, tanto a escala regional o local -drenajes, rellenos, etc.- (Brinson y Malvárez, 2002; Kercher y Zedler, 2004).

LA VEGETACIÓN DE LOS HUMEDALES Y LOS GRUPOS FUNCIONALES

La vegetación es una de las características más conspicuas de los de humedales. Esencialmente, se desarrolla en el agua o en un sustrato con deficiencias periódicas de oxígeno por lo que presenta adaptaciones fisiológicas, metabólicas y compartimentales que le permiten afrontar estas condiciones (Cowardin *et al.*, 1979; Larcher, 1995; Tiner, 1999). La vegetación de los humedales también puede caracterizarse por su sensibilidad, tolerancia y respuesta a otros factores abióticos tales como la disponibilidad de nutrientes, las alteraciones hidrológicas, el incremento de la salinidad y los cambios en la sedimentación y el régimen de incendios (Adamus y Gondyau, 2000).

En este contexto, el empleo de los tipos funcionales de vegetación (TFV) es una poderosa herramienta para evaluar la respuesta de los ecosistemas al impacto antrópico y al cambio climático. La importancia del concepto radica en que estos constituyen un puente entre la fisiología vegetal y el estudio de comunidades y ecosistemas (Woodward y Kelly, 1997). Las características ecofisiológicas de los TFV han sido empleadas frecuentemente para explorar la asociación entre los distintos atributos y entre el atributo y el ambiente (Keddy, 1992; Grime *et al.* 1996; Gitay y Noble, 1996). En el caso de los humedales, la elaboración e identificación de grupos funcionales de vegetación se debe establecer en base a los atributos vegetales emergentes de los factores que controlan el ambiente antes mencionados y que en líneas generales dependen del emplazamiento geomórfico del humedal, su régimen hidrológico o hidropériodo y el origen del agua (Brinson, 2004).

LA REGIÓN DEL DELTA DEL PARANÁ

En la Argentina, las áreas correspondientes a humedales ocupan más del 21% del territorio del país (Kandus *et al.*, 2007). En particular, la región del delta del Río Paraná que abarca aproximadamente 17.500 km² en la porción final de la Cuenca del Plata, la cual es la segunda en importancia en Sudamérica después de la del Amazonas (Neiff *et al.*, 1994). Posee una longitud de 320 km y un ancho variable que va desde 18 km frente a Baradero (Provincia de Buenos Aires) hasta más de 60 km entre los ríos Luján (Buenos Aires) y Gutiérrez (Entre Ríos) (Chébez y Chiesa, 1983; Sarubbi, 2007).

Esta región tiene una posición geográfica estratégica (Fig. 1) ya que es receptora tanto de los flujos de materia y de energía de toda la cuenca del Paraná como de los fenómenos que ocurren aguas abajo, en el estuario del Río de la Plata. El Río Paraná tiene sus nacientes en una zona subtropical y desemboca en una templada, donde converge con el Río Uruguay en el estuario del Río de la Plata. El Río Paraná es uno de los más caudalosos del mundo, siendo su caudal medio de alrededor de 18.000 m³/s, alcanzando valores extremos que superan los 50.000 m³/s durante los momentos de crecidas extraordinarias (Ré, 2005).

La historia geomorfológica y el actual régimen hidrológico hacen que esta región se comporte como un macromosaico de humedales (Neiff, 1994; Malvárez, 1997). La mayor superficie de la región se compone de depósitos litorales originados por

procesos de ingresión y regresión marina ocurridos durante el Holoceno medio, a los que se yuxtaponen fases fluviales y deltaicas pasadas y presentes (Cavalotto *et al.*, 2002; Iriondo y Scotta, 1979). En la actualidad, el régimen de inundaciones es complejo y se caracteriza por la influencia de distintas fuentes de agua con diferente comportamiento. Las precipitaciones locales y el régimen hidrológico de los grandes ríos actúan combinándose de diferentes formas según la zona de la región de que se trate (Malvarez, 1997).

La compleja red hídrica definida por el Delta está sometida a inundaciones periódicas de mayor o menor magnitud que funcionan como reguladores naturales de la diversidad biológica de la región a través del transporte de nutrientes, semillas, plantas y animales y como agente modelador del paisaje (Chébez y Chiesa, 1983; Sarubbi, 2007). En este contexto y desde un punto de vista biogeográfico y ecológico, esta región constituye una unidad natural de características únicas dentro del territorio de la Argentina. Así, a diferencia de otras regiones del país, los rasgos biogeográficos que la distinguen no surgen de elementos de flora y fauna exclusivos ya que la génesis reciente del paisaje determina que casi no existan endemismos (Burkart, 1957). El ingreso de especies de linaje tropical y subtropical en una zona templada (la provincia pampeana), permite la coexistencia de especies típicas de ambas zonas, que dan al área un perfil diferencial, conformando un patrón típico de comunidades bióticas (Ringuelet, 1961).

Con respecto a su flora, la región fue considerada por distintos autores como parte del Parque Mesopotámico Argentino (Burkart, 1947; Parodi, 1945) o dentro del Distrito Uruguayense de la Provincia Pampeana (Cabrera y Willink, 1973). En los últimos años, la región conjuntamente con las islas de cauce del río Paraná ha sido definida como una eco-región dentro de la Argentina (SRNDS-APN, 1988).

Malvarez (1997) realizó una zonificación de la región (Fig. 1) a partir de considerar el patrón de paisaje, el régimen hidrológico y el tipo de vegetación dominante en base a los cuales identificó y caracterizó distintas unidades de paisaje (UP; Tabla 1).

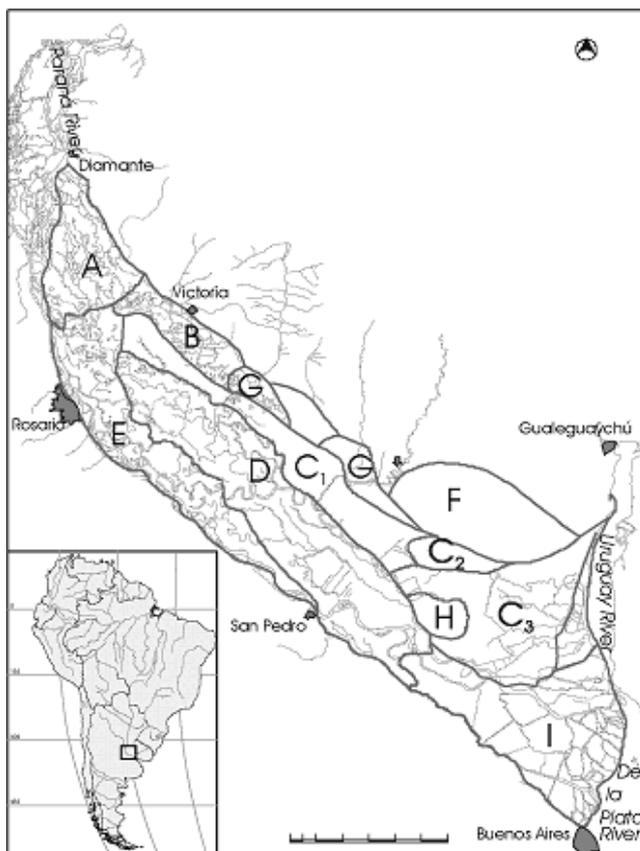


Figura 1. Mapa de unidades de paisajes (UP) del Delta del Río Paraná (Malvarez, 1977). Referencias: A: UP Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros; B: Isletas de praderas y albardones bajos; C: Unidades de cordones paralelos y depresiones; D: Pareda de la antigua llanura de mareas; E: Bosques y praderas de las islas de cauce y fajas de meandros del río Paraná; F: Praderas y sabanas de la antigua laguna litoral; G: arbustales de antiguos deltas; H: Praderas de la Isla Ibicuy; Pajonales y Bosques del Bajo Delta

Tabla 1. Unidades de paisaje de la Región del Delta del Río Paraná y sus características principales (Fuente: Malvárez, 1997).

| Unidad | Patrón de paisaje | Régimen hidrológico | Vegetación |
|---------------|---|---|---|
| A | Lagunas no vegetadas y patrón de espiras de meandro. Albardones altos en tramos del Paraná | Río Paraná. Inundación estacional. | Albardones y espiras: bosque. Media loma: praderas herbáceas altas. Bajos: praderas de herbáceas acuáticas. |
| B | Constituido por grandes superficies cubiertas de agua con algunas isletas, que se corresponden a antiguos albardones. | Río Paraná. Inundación estacional. | Isletas: praderas de herbáceas gramínoformas con algunos árboles aislados. |
| C | Alternancia de cordones arenosos y depresiones anegables. No presenta lagunas permanentes y los cauces son escasos | Río Paraná y, hacia el sur, Uruguay. Los tiempos de permanencia son intermedios. | Cordones: comunidades herbáceo-arbustivas con espinillo, seibo y tala. Depresiones anegables: composición variable según condiciones hidrológicas. |
| D | Zonas inundadas en forma permanente y semipermanente, lagunas que ocupan una pequeña extensión y riberas elevadas. | Río Paraná. Prolongado tiempo de permanencia de las aguas. | Albardones: bosques bajos. Media loma: praderas de herbáceas. |
| E | Conformado por secuencias de altos y depresiones | Río Paraná. Tiempos breves de permanencia de agua. Con aguas altas: gran proporción sin inundación. | Altos: bosques. Zonas deprimidas: comunidades de herbáceas latifoliadas o de herbáceas gramínoformas flotantes. |
| F | Constituido por una extensa planicie correspondiente a la Antigua albufera. Se encuentra a mayor altura y se separa del resto de la región por la barrera del cordón litoral. | Precipitaciones locales. | Pradera de herbáceas gramínoformas bajas sobre las que se encuentran ejemplares de especies arbóreas. |
| G | Constituido por los antiguos deltas de los ríos Nogoyá, Cle y | Ríos Paraná y Gualeguay. Tiempos intermedios de | Albardones: bosque con especies típicas de ambientes |

| | | | |
|---|--|--|--|
| | Gualeguay. | permanencia de agua. | ribereños. Media loma: arbustal y bosques bajos. Bajos o bañados: praderas de herbáceas acuáticas. |
| H | Constituido por la isla Ibicuy. Sector topográficamente elevado. | Río Paraná. Baja frecuencia de inundaciones. | Praderas de graminiformes bajas. |
| I | Patrón de islas y cauces de distinta magnitud. Islas: conformadas por albardones perimetrales que rodean áreas deprimidas. | Ríos Paraná y Uruguay, mareas del estuario Del Plata y sudestadas. Permanencia de agua breve. | Albardones: bosque. Áreas deprimidas: praderas de herbáceas altas – pajonales o juncales. |

Las actividades productivas tradicionales son la ganadería extensiva, la caza y la pesca tanto comercial como de subsistencia (Bó, 2006), la apicultura, la recolección de leña (en la porción entrerriana), la forestación con sauces y álamos y el turismo (Quintana, 2005). Estas últimas dos actividades están más desarrolladas en el Bajo Delta insular (UPI; Tabla 1). Esta unidad posee una historia de uso productivo y residencial relativamente antigua que tiende a intensificarse en la actualidad (Quintana, 2005; Bó, 2006).

ALGUNOS CAMBIOS CLIMÁTICOS E HIDROLÓGICOS OBSERVADOS DURANTE LAS ÚLTIMAS DÉCADAS EN LA CUENCA DEL PLATA

En la Argentina, los registros de temperatura media de los últimos 50 años no muestran fuertes tendencias de calentamiento debido a que en la región centro-norte del país las temperaturas mínimas aumentaron aproximadamente 1 °C mientras que las temperaturas máximas se redujeron prácticamente en la misma proporción. Con respecto a la precipitación, en el sector argentino de la Cuenca del Plata se encuentran tendencias al aumento, especialmente a partir de las décadas del '60 y '70, vinculadas a la ocurrencia de frecuentes inundaciones y el anegamiento de terrenos bajos. En esta región la precipitación anual aumentó entre el 10 y 40% en los últimos 40 años, con los mayores incrementos en el norte de Corrientes y sur de Misiones. Asimismo, en el centro y este del país se ha triplicado la frecuencia de ocurrencia de eventos extremos de precipitación (Barros, 2006).

Como consecuencia del aumento de las precipitaciones, los caudales de los ríos de la Cuenca del Plata aumentaron también en forma manifiesta. En los ríos Bermejo, Paraguay, Iguazú, Paraná y Uruguay, pese a que muestran una marcada variabilidad interanual en su caudal, es posible detectar tendencias positivas desde 1970. Si bien estos aumentos se deben en gran parte al incremento de las precipitaciones, podrían también estar vinculados al efecto de los cambios en el uso del suelo en la cuenca (Camilloni, 2008).

Otro cambio significativo en el clima de Argentina está asociado a modificaciones en la circulación del aire próximo a la superficie como consecuencia del desplazamiento hacia el sur del anticiclón del Atlántico Sur a partir de la década del '60 (Di Luca *et al.*, 2006). Los impactos más relevantes de este cambio están relacionados con una mayor frecuencia de vientos de la dirección este sobre el estuario del Río de la Plata, que sumado al mayor aporte de los ríos tributarios Paraná y Uruguay y al ascenso del nivel del mar, son los responsables de aumento del nivel de las aguas del Río de la Plata. Los datos provistos por el mareógrafo de Buenos Aires muestran un aumento en el nivel del río a razón de 1,7 mm/año durante el siglo XX (D'Onofrio *et al.*, 2003). Ante esta situación se plantea que el frente de avance del Delta del río Paraná sería una de las áreas físicamente más vulnerables al cambio climático en la zona de influencia del estuario del Plata (Codignotto y Kokot, 2006).

Escenarios climáticos futuros

Los escenarios climáticos son representaciones acerca del futuro posible a partir de suposiciones sobre emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y del conocimiento científico actualizado sobre qué efecto tendrán sobre el clima global las acciones humanas que involucran la inyección de GEI en la atmósfera. Con esta información es posible evaluar la vulnerabilidad de sistemas humanos y naturales frente al cambio climático así como diseñar medidas de adaptación apropiadas para dar respuesta a sus impactos.

Para la elaboración de escenarios climáticos, es necesario definir una línea de base o período de referencia para determinar el clima con respecto al cual la información de cambio climático es referida. La mayoría de los estudios de impacto tiene como objetivo determinar los efectos del cambio con respecto al "presente" y por lo tanto utilizan períodos de base recientes.

Los modelos climáticos globales (MCG) representan los procesos físicos en el sistema climático y constituyen la herramienta más confiable de la que se dispone en la actualidad para simular su respuesta al incremento de las concentraciones de GEI. Los MCG disponibles describen el clima utilizando una grilla tridimensional sobre la Tierra con una resolución horizontal de entre 150 y 600 km, 12 a 45 niveles verticales en la atmósfera y aproximadamente 40 niveles en el océano.

En la preparación de escenarios climáticos se utilizan proyecciones acerca de la forma en la que las condiciones socio-económicas y ambientales cambiarán en el futuro. La causa más importante de los rápidos cambios observados en la composición de la atmósfera es la actividad económica, en particular las emisiones de GEI y aerosoles y las modificaciones en la cobertura y uso del suelo. Este tipo de escenarios desarrollados por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) y comúnmente denominados "escenarios de emisiones" incluyen proyecciones hasta el año 2100, considerando una amplia variedad de suposiciones socio-económicas. El IPCC ha propuesto cuatro familias de escenarios donde en cada una se describe un futuro demográfico, político-social, económico y tecnológico. Dentro de cada familia uno o más escenarios consideran la energía global, la industria y otros desarrollos y sus implicaciones para las emisiones de GEI y otros contaminantes. Las cuatro familias de escenarios denominadas A1, A2, B1 y B2, combinan dos conjuntos o dimensiones de tendencias divergentes: una que varía entre desarrollos con prioridades en valores económicos o ambientales y otra que va desde un aumento en la homogenización

global al mantenimiento de condiciones heterogéneas entre regiones. Para que estos escenarios socioeconómicos puedan ser utilizados en los MCG, se deben obtener de los mismos los escenarios de emisión de cada uno de los gases y estos deben ser convertidos a escenarios de concentraciones utilizando información sobre sus tiempos de vida en la atmósfera.

El grupo de MCGs utilizado para la elaboración de los escenarios climáticos futuros que se presentan en este capítulo se encuentra listado en la Tabla 1. Este conjunto de modelos forma parte de un esfuerzo internacional para el análisis y comparación de MCGs denominado WCRP CMIP3 Multi-Model Dataset Archive disponible a través del Programa para el Diagnóstico e Intercomparación de Modelos (en inglés, Program for Climate Model Diagnosis and Intercomparison- PCMDI) utilizados para la preparación del Cuarto Informe de Evaluación del IPCC presentado durante 2007.

En las Figuras 2 y 3 se presentan los escenarios de cambio de temperatura y precipitación a nivel anual para el sudeste de Sudamérica para la década 2020-29 respecto de 1990-99 considerando el escenario de emisiones intermedio A1B (utilización equilibrada de combustibles fósiles y energías renovables) elaborado a partir de la composición de las simulaciones de todos los MCGs incluidos en la Tabla 2.

Variación de temperatura anual (C)

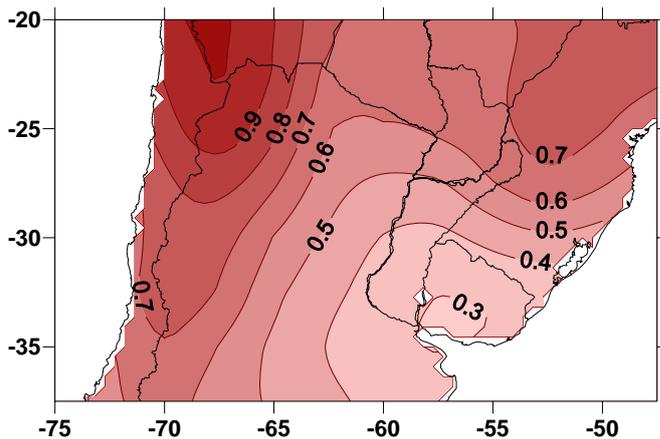
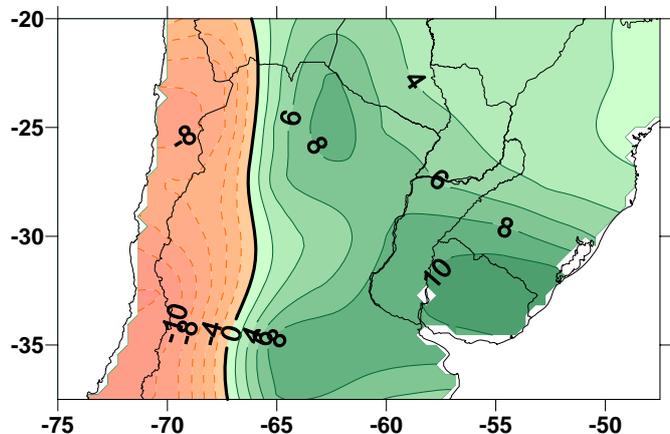


Figura 2. Variación de la temperatura anual (°C) para la década 2020-29 respecto de 1990-99 para el escenario de emisiones A1B.

Variación de precipitación anual (%)

Figura 3. Variación de la precipitación anual acumulada (%) para la década 2020-29 respecto de 1990-99 para el escenario de emisiones A1B.



Esta forma de presentar escenarios futuros en términos de diferencias entre los

resultados de los modelos entre el período futuro y el de referencia, permite reducir la incertidumbre en la exactitud de los escenarios debido a las limitaciones de los modelos.

Los escenarios de temperatura obtenidos muestran una tendencia al aumento en un rango de entre 0,3 y 0,9 °C. El calentamiento más marcado se registraría en la región noroeste y en la franja oeste del país mientras que sería menor en las provincias de Buenos Aires y Entre Ríos y en Uruguay. Los escenarios futuros de precipitación muestran una tendencia al aumento en el centro-norte de Argentina, Uruguay y sur de Brasil de entre 5 y 10% que estaría acompañada por una tendencia a la disminución de la precipitación en la región al oeste de 67 °O de hasta un 10%.

Tabla 2. Modelos climáticos globales utilizados para la elaboración de escenarios climáticos futuros.

| MODELO | INSTITUCIÓN |
|---------------|---|
| CNRM-CM3 | Météo-France / Centre National de Recherches Météorologiques FRANCIA |
| CSIRO-Mk3.0 | CSIRO Atmospheric Research AUSTRALIA |
| ECHAM5/MPI-OM | Max Planck Institute for Meteorology ALEMANIA |
| GFDL-CM2.0 | Geophysical Fluid Dynamics Laboratory ESTADOS UNIDOS |
| GFDL-CM2.1 | |
| CGCM3.1(T47) | Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis CANADÁ |
| ECHO_G | University of Bonn / Korea Meteorological Administration ALEMANIA / COREA |
| IPSL-CM4 | Institut Pierre Simon Laplace FRANCIA |
| UKMO-HadCM3 | Hadley Centre for Climate Prediction and Research / Met Office REINO UNIDO |
| MRI-CGCM2.3.2 | Meteorological Research Institute JAPÓN |

Como se mencionó anteriormente, las tendencias positivas en la precipitación en la cuenca del Plata durante los últimos 40 años fueron las principales responsables de los aumentos de los caudales de los grandes ríos. Estos incrementos estuvieron acompañados de cambios poco significativos en las temperaturas medias por lo que tampoco se registraron tendencias importantes en la evapotranspiración (Báez, 2006). Saurral (2007) aplicó un modelo hidrológico distribuido a la cuenca del río Uruguay con el objeto de evaluar el impacto sobre el caudal del río Uruguay de los cambios proyectados en temperatura y precipitación para las décadas 2050 y 2080. Si bien los resultados son preliminares, es importante destacar que los aumentos de temperatura previstos por los escenarios climáticos en combinación con los escenarios de

precipitación darían como resultado una disminución en el caudal del río Uruguay del orden del 15% para la década 2050. Estos resultados son relevantes ya que estarían indicando que las tendencias observadas en las últimas décadas en la región no continuarían en el futuro. Esto se debería a la mayor sensibilidad de los caudales al aumento de la temperatura frente a los cambios en la precipitación, los que no alcanzarían a contrarrestar el aumento en la evapotranspiración determinado por el incremento de la temperatura.

El objetivo del presente trabajo fue caracterizar desde el punto de vista de su vegetación a la región del Delta del Río Paraná a escalas regional y de paisaje, establecer relaciones con variables ambientales y analizar los posibles efectos del cambio climático en los distintos grupos funcionales.

CRITERIOS DE ELECCIÓN DE GRUPOS FUNCIONALES PARA LA REGIÓN DEL DELTA DEL RÍO PARANÁ

En el marco del objetivo planteado, se consideró que el perfil actual de la distribución de las especies en la Región del Delta (década de 1990) es el resultado de procesos que operaron a lo largo de su historia geológica (aproximadamente 6000 años), y los que tienen lugar en el pasado reciente y en la actualidad incluyendo la actividad antrópica durante su desarrollo en que ésta fue colonizada por elementos subtropicales y templados. Para ello se confeccionó la lista florística de la región a partir de relevamientos en campo realizados por Kalesnik (2001), Kandus *et al.* (2003); Malvárez (1997) y Quintana *et al.* (2005). Estos relevamientos fueron realizados en las unidades de paisaje (UP) A, B; C e I (Tabla 1) con el agregado de un sitio: Puerto Constanza (UPCC) ubicado en un área de transición entre las unidades I y C (Fig. 1). En esta lista se consideraron sólo aquellas especies que estuvieron presentes con al menos 1% del valor de abundancia de la escala de Braun-Blanquet (1979) o con valores inferiores a este porcentaje pero con repeticiones en por lo menos 5 censos en la región. De esta forma se seleccionaron 422 especies las cuales fueron utilizadas para caracterizar la región y las distintas unidades de paisaje en base a los atributos que se detallan a continuación. Dichos atributos fueron obtenidos a partir de una revisión bibliográfica exhaustiva.

Los atributos analizados fueron los siguientes:

1. **Origen.** Debido a la historia de uso de la región (agricultura, ganadería, silvicultura), las especies fueron clasificadas y agrupadas en nativas y exóticas siguiendo a Burkart (1969; 1974), Cabrera y Zardini (1993) y Mazzorca (1979). La clasificación y agrupamiento de las especies en exóticas y nativas facilita la comprensión de los procesos ecológicos y antrópicos que actuaron y actúan en el área.

2. **Área de distribución de las especies.** Como se mencionó al caracterizar biogeográficamente la región, ésta no posee especies endémicas sino que son todas de origen extrarregional (linajes pampeano, chaqueño y paranaense). Este atributo resulta interesante de explorar dados los cambios propuestos por los modelos de cambio climático, tanto en temperatura como en precipitación. Las especies fueron agrupadas de acuerdo a Burkart (1969; 1974) y Cabrera y Zardini (1993) en:

a. templadas: se incluyeron las especies de distribución templadas y templadas-frías.

b. subtropicales: se incluyó a especies subtropicales, tropicales y tropical – subtropicales.

c. subtropical-templadas: se incluyó a especies de distribución subtropical-templadas, tropical-templadas y tropical-subtropical-templadas.

Se consideraron especies de origen subtropical a aquellas que biogeográficamente se correspondieron con las Provincias Chaqueñas y Paranense y templadas a las de origen pampeano (Quintana *et al.*, 2002).

3. **Características morfoecológicas.** Todas las especies fueron clasificadas como hidrófitas (Daubenmare, 1968; Cowardin *et al.*, 1979; Tiner, 1999). Dentro de este grupo se incluyeron 5 categorías de acuerdo a Sculthorpe (1967) modificado: flotantes (FL); sumergidas fijas (SF); hojas flotantes fijas (HFL), no palustres emergentes fijas (NPEF) y palustres (PEF) (Lahitte y Hurell, 1997).

Estas categorías se vinculan con el potencial carácter dispersivo de las especies nativas de forma tal que debido a un disturbio pueden “tener una oportunidad” para la colonización de nuevas áreas o permanecer en ellas dadas las condiciones particulares del ambiente y sus cambios. Los factores que pueden explicar las causas y consecuencias de la colonización de estas especies son, entre otros, la disponibilidad de sitio, la ausencia de depredadores o competidores, un rango de tolerancia amplia, la eficiencia en el uso de los recursos (Zedler y Kercher, 2004)

4. **Ciclo de vida.** Las especies fueron clasificadas y agrupadas en función de si son anuales, anual-perennes o perennes, de acuerdo a Burkart (1969; 1974), Cabrera y Zardini (1993) y Mazzorca (1979).

Las plantas en los humedales muestran una mayor propensión a propagarse asexualmente (reproducción vegetativa), por lo que la mayoría de éstas son metapoblaciones (Harper y Bell, 1979) que forman propágulos. Estos son estructuras clonales que se independizan de la planta madre. Estas estructuras no solo juegan un papel importante en la reproducción sino que pueden desarrollar otras funciones tales como el anclaje y almacenamiento de carbohidratos (Cronk y Fannessy, 2001), razón por la cual el tipo de reproducción, es un indicador de su potencial carácter invasor y competidor en estos ambientes.

ESTADO ACTUAL Y POSIBLES CAMBIOS DE LA VEGETACIÓN

Los humedales son altamente vulnerables al cambio climático. En particular, son afectados por los cambios en la disponibilidad de agua y en el nivel de evapotranspiración. Estos cambios, a su vez, se manifiestan en su biota, debido a su sensibilidad a pequeños cambios en el contenido del agua en la superficie del suelo (Brinson, 2006). Sin embargo, las predicciones sobre cambios en el balance hídrico en humedales no resulta sencillo de predecir puesto que, de acuerdo a los MCG, las variaciones en la temperatura serían siempre positivas mientras las variaciones en las precipitaciones pueden ser tanto positivas como negativas (Brinson, 2006). De acuerdo con la frecuencia, duración e intensidad con que se produce este fenómeno será la magnitud del impacto sobre los hábitats naturales de los humedales. Las alteraciones

del caudal y los patrones de lluvias provocarían cambios en la estructura de la vegetación tales como cambios en la proporción de grupos funcionales presentes, en la composición y riqueza de especies y en sus funciones (e.g., fenología, productividad, etc.).

En el Delta del Paraná, la vegetación actual está formada por un conjunto de especies cuyos atributos le permitieron sortear los distintos filtros de selección que actuaron en la región a lo largo de su historia (*sensu* Lambers *et al.*, 1998). En líneas generales, los estudios de prospección de la porción inferior de la Cuenca del Plata definieron escenarios que implicarían un incremento de la temperatura y de la evapotranspiración que no se alcanzarían a contrarrestar con el incremento de las precipitaciones. Si se considera como modelo conceptual la distribución actual de especies a lo largo de un gradiente de humedad y temperatura (Euliss *et al.*, 2004), un escenario posible es asumir que las especies de plantas y animales de los humedales de agua dulce serán capaces de redistribuir sus poblaciones ante estos cambios climáticos. Esta situación podría favorecer el avance de ciertos grupos funcionales que puedan adaptarse a estas nuevas condiciones y el retroceso de aquellos que no.

En la Tabla 3 se observa que el grupo de plantas emergentes fijas no palustres (NPEF) fue el más abundante en la región, representando el 82,2%. El resto de los grupos morfoecológicos presentó valores inferiores al 8%. Cabe señalar que el grupo NPEF estuvo integrado por una diversidad de formas de vida, por lo cual este grupo cubre una mayor amplitud de hábitats (e.g., *Eritrina crista-galli* -árbol-, *Aeschynomene montevidensis* -arbusto- y *Solidago chilensis* -herbácea latifoliada-).

Tabla 3: Porcentaje de los distintos grupos morfoecológicos según su origen para la Región del Delta del Río Paraná. Referencias: NPEF: no palustres emergentes fijas; PEF: palustres emergentes fijas; FL: flotantes; HFL: hojas flotantes fijas y SF: sumergidas fijas

| Origen | Grupos morfoecológicos | | | | |
|----------|------------------------|---------|--------|---------|--------|
| | NPEF (%) | PEF (%) | FL (%) | HFL (%) | SF (%) |
| Exóticas | 15,4 | 0,4 | 0 | 0 | 0 |
| Nativas | 66,8 | 8,1 | 4,5 | 3,7 | 1,2 |
| Total | 82,2 | 8,5 | 4,5 | 3,6 | 1,2 |

Por otra parte, en la figura 4a se observa que, dentro de las nativas, las de distribución subtropical-templada dominaron en los grupos NPEF, PEF y HFL, con alto valor de importancia (tienen un elevado número de especies) en los dos primeros.

En el grupo EF el segundo en valor de importancia fueron las especies de distribución templada, en tanto que en los grupos PF y HFL las segundas fueron el grupo de especies de distribución subtropical. A su vez, en el grupo FL co-dominaron las especies de distribución subtropical y tropical-templada, mientras que en el grupo SF se observó una dominancia de especies de origen templado y las segundas fueron las especies tropical-subtropicales.

Con respecto al área de distribución de las especies, a escala regional se observó una dominancia del grupo subtropical-templado (53,9%), seguido por el constituido por especies de distribución templadas (23,6%) y el subtropical (22,6%), los cuales co-

dominaron.

El área de distribución de los distintos grupos morfoecológicos está determinada por las adaptaciones morfológicas y funcionales de las plantas que lo componen. De esta manera, cada grupo está constituido por especies que desarrollan estrategias similares para optimizar el uso de los recursos y permitir así su supervivencia. Así, el límite natural de distribución de un grupo morfoecológico es el resultado de la interrelación de dicho grupo con los factores físicos y bióticos que en el caso de los humedales estarían condicionados por el hidroperíodo, la posición topográfica (Malvárez, 1997) y la tolerancia a la inundación (Brändle *et al.*,1996).

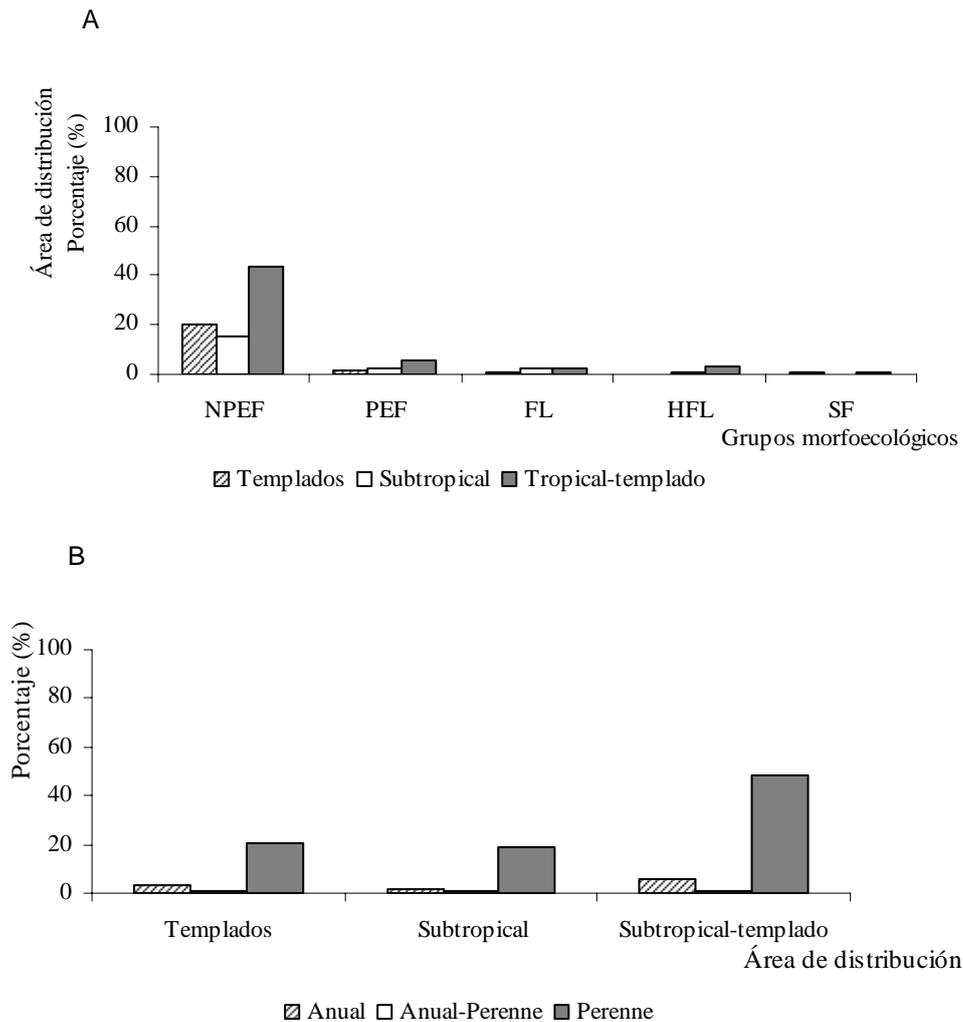


Figura 4. a) Porcentaje de los distintos grupos morfoecológicos y b) Porcentaje de los distintos grupos en función de su ciclo de vida para las especies nativas de la Región del Delta del Río Paraná Referencias: NPEF: no palustres emergentes fijas; PEF: palustres emergentes fijas; FL: flotantes; HFL: hojas flotantes fijas; SF: sumergidas fijas.

Históricamente, los ríos Paraná y Uruguay funcionaron como corredores naturales de especies de linaje tropical y subtropical que alcanzan así la porción terminal de la cuenca, instalándose muchas de ellas exitosamente en la región del Delta del Paraná.

En dicha región estas especies conviven con otras provenientes de zonas templadas

(Quintana *et al.*, 2002). Sin embargo, en las próximas décadas los ríos Paraná y Uruguay podrían ver restringida su función como vía migratoria dado que se espera una disminución de sus caudales, lo que limitaría la llegada de propágulos de origen subtropical.

Por otra parte, dentro del ensamble de especies características del Delta, gran parte de éstas son típicas de ambientes de humedal. Las especies de ambientes más terrestres se limitan solo a las áreas más elevadas del gradiente topográfico local. Ante el escenario de cambio previsto, la dispersión e instalación de especies de distinta distribución en las décadas futuras se verían reducidas a solo aquellas que podrían soportar condiciones de mayor sequedad. En este contexto, se esperaría un incremento de las especies pertenecientes al grupo de NPEF, las que en esta situación contarían con una mayor disponibilidad de sitios aptos para su establecimiento y desarrollo. Contrariamente, las pertenecientes a los grupos PEF, HFL y SF se verían restringidas a los relictos de zonas húmedas remanentes. Estos cambios tienen una íntima relación con las adaptaciones de las plantas de humedales a las condiciones ambientales. Dependiendo del hidropériodo, las limitaciones por inundabilidad pueden estar seguidas por limitaciones por sequía y esta alternancia puede, además, estar acompañada por otros factores limitantes como el frío y el fuego. Por otra parte, las plantas de humedales necesitan adaptaciones para sobrevivir en un medio anóxico. El desarrollo de tejido aerenquimático constituye una solución a la falta de oxígeno. También la elongación de los pecíolos es una respuesta a la submergencia (Amstrong *et al.*, 1994). Otras adaptaciones son la formación de sistemas radiculares poco profundos, respiración anaeróbica, heterofilia, raíces adventicias, entre otras (Brändle *et al.*, 1996).

En la Tabla 4 se observa que en la región dominó el grupo constituido por especies nativas perennes.

Tabla 4. Porcentaje de los distintos grupos de ciclo de vida según su origen para la Región del Delta del Río Paraná.

| Origen | Ciclo de vida | | |
|-----------------|----------------------|-------------------|-------------|
| | Anual (%) | Anual-perenne (%) | Perenne (%) |
| Exóticas | 3,6 | 0,4 | 11,7 |
| Nativas | 8,5 | 1,6 | 74,1 |
| Total | 12,1 | 2,0 | 85,8 |

El ciclo de vida perenne implica un desarrollo vegetativo o de reproducción asexual que es el característico en la vegetación de los humedales aunque preservan la reproducción sexual. Según Cronk y Fanessy (2001) esta última garantiza un mayor rango de dispersión mientras que la vía asexual permite a las especies expandirse rápidamente formando stands monoespecíficos (e.g., *Schaenoplectus californicus*, *Zizaniopsis bonariensis* y *Typha latifolia*). En cuanto a las especies arbustivas o arbóreas, las que colonizan las márgenes de los ríos presentan una alta reproducción vegetativa. Estas están adaptadas a condiciones de cambio constante por causa de los procesos de erosión y sedimentación como es el caso del sauce (*Salix humboldiana*; Málvarez, 1997) y del aliso – (*Tessaria integrifolia*; Reboratti *et al.*, 1987)

En la Figura 4b se observa que la mayoría de las especies fueron perennes independientemente de su distribución, lo que remarca la adaptación de este ciclo de

vida en los ambientes de humedal.

Frente a condiciones de mayor sequedad, entre las especies adaptadas a situaciones de anegamiento temporario o permanente, aquellas cuya forma de reproducción sea principalmente vegetativa se verán más o menos afectadas en función del incremento en los valores de evapotranspiración y a su variación intraanual, los que pueden afectar a los órganos involucrados en este tipo de reproducción (rizomas, estolones, etc.).

A nivel de unidades de paisaje, en todas ellas dominaron las especies nativas. El mayor porcentaje de exóticas se registro en la UPI, siguiendo en importancia UPPC, UPF y UPA mientras que en el resto de la unidades las exóticas estuvieron presentes con valores inferiores 7% (Tabla 5).

Tabla 5. Porcentaje de los diferentes orígenes de las especies presentes en las distintas unidades de paisaje de la Región del Delta del Río Paraná.

| Origen | Unidades de paisaje de la región del Delta del Río Paraná | | | | | |
|----------|---|-------|-------|-------|--------|-------|
| | A (%) | B (%) | F (%) | C (%) | PC (%) | I (%) |
| Exóticas | 10,26 | 7,69 | 14,06 | 6,82 | 16,19 | 21,05 |
| Nativas | 89,74 | 92,31 | 85,94 | 93,18 | 83,81 | 78,95 |

Kalesnik (2007) encontró del total de especies exóticas presentes en los albardones de la UPI, que sólo siete pueden ser consideradas invasoras (*Ligustrum sinense*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Gleditzia triacanthos*, *Lonicera japonica*, *Rubus* spp., *Acer negundo* y *L. lucidum*). En los bajos de esta misma unidad sólo se encontraron cinco especies exóticas (*Iris pseudacorus*, *Lonicera japónica*, *Ligustrum sinense*, *Amorpha fruticosa* y *Rubus* spp.; Kandus, 1997; Valli, 1990) las que no son consideradas como invasoras ya que fueron poco abundantes (Kalesnik, 2007). El resto de las unidades de paisajes presentó menor porcentaje de especies exóticas debido, entre otros factores, a que las actividades antrópicas no están tan desarrolladas o como en la UPI o que éstas dificultan su establecimiento y desarrollo (e.g., fuego, ganadería, etc.). En este contexto, McIntyre (1988) plantea que altos niveles de disturbio endógeno ayudarían a conferir resistencia a los ecosistemas para prevenir la invasión de especies. Los escenarios de cambio climático previstos para la región darían como resultado una modificación de los ambientes de forma tal que la relación de especies exóticas y nativas se vea alterada, de manera que dichas condiciones favorezcan el avance de especies exóticas invasoras mencionadas anteriormente sobre áreas ocupadas inicialmente por ambientes de bajo. Un ejemplo de ello sería la invasión de *Datura ferox*, una especie ausente en humedales, en la última década en los humedales relictuales de *Spartina densiflora* de la Reserva Natural “Rómulo Otamendi” (Madanes, obs. pers.).

En todas las unidades de paisaje dominó el grupo NPEF. En UPA el segundo grupo en importancia fue el de HFL mientras que en el resto de las unidades las PEF y las HFL presentaron mayores porcentajes (Tabla 6).

Los distintos porcentajes de los grupos morfoecológicos podrían ser explicados en función de la tipología de elementos del paisaje y por las características hidrológicas de cada unidad (Málvarez, 1997). Esta tipología incluye por una parte cuerpos de agua libre y por la otra, cursos de agua (arroyos, riachos y ríos), en los que se encuentran principalmente los grupos HFL, FL y SF). Por otra parte, en los bajos con inundación semipermanente-permanente y en las medias lomas o altos relativos con inundación

temporaria domina el grupo PEF y está presente el HFL. Por último, en los altos con inundación temporaria y en las áreas drenadas para explotación forestal domina el grupo NPEF y está presente el PEF. En la organización de los ecosistemas de las planicies aluviales, Junk *et al.*, (1989) señalan la importancia de la recurrencia periódica de las fases de inundación (pulso). En este sentido, es posible explicar que la distribución de muchas comunidades y especies en el espacio no tienen límites estables a través del tiempo sino que estos pueden presentar variaciones estacionales o interanuales. Esto se acentúa especialmente en los ambientes sujetos a inundación temporaria y semipermanente de las unidades con mayor influencia fluvial (e.g., UPA y UPB).

Tabla 6. Porcentaje de los distintos grupos morfoecológicos en las distintas unidades de paisaje de la región del Delta del Río Paraná. Además, para cada grupo morfoecológico se muestra el porcentaje de especies según su origen. Referencias: CM: características morfoecológicas, NPEF: no palustres emergentes fijas; PEF: palustres emergentes fijas; FL: flotantes; HFL: hojas flotantes fijas, SF: sumergidas fijas; SD: sin dato

| Unidades de paisaje de la región del Delta del Río Paraná | | | | | | |
|---|-------|-------|-------|-------|--------|-------|
| | A (%) | B (%) | F (%) | C (%) | PC (%) | I (%) |
| CM | | | | | | |
| NPEF | 87,2 | 61,53 | 73,4 | 81,8 | 79,9 | 76 |
| PEF | 2,6 | 15,4 | 9,4 | 6,8 | 7,7 | 12,9 |
| HFL | 7,7 | 7,7 | 6,3 | 2,3 | 4,8 | 3,8 |
| FL | SD | 12,8 | 7,83 | 6,83 | 6,7 | 6,8 |
| SF | 2,6 | 2,6 | 3,13 | 2,3 | 1 | 0,8 |

Por otra parte, en todas las unidades de paisaje analizadas dominaron las especies de distribución subtropical-templada (Fig. 5).

Las segundas en importancia en las UPA, UPB, UPF y UPC fueron subtropicales en tanto que en la UPCC y en la UPI fueron las templadas y las templadas y subtropicales, respectivamente. Cuando se relacionó la distribución con los grupos morfoecológicos (Fig. 6), se observó que en todas las unidades de paisaje dominaron las NPEF del grupo subtropical-templado, las especies del subtropical fueron las segundas en importancia en las UPA y UPB, en tanto que en las UPF, UPC y PC fueron las templadas.

En el grupo HFL dominaron las subtropicales-templadas en todas las unidades de paisaje. Dentro del grupo de las FL dominaron las subtropicales- templadas y siendo segundas en valor de importancia las subtropicales en UPB, mientras que en las UPF y UPC fueron las especies de distribución subtropical. Finalmente, las SF, cuando estuvieron presentes, nunca incluyeron especies con distribución subtropical-templada. Malvárez (1993) señala que las especies vegetales de origen chaqueño (distribución subtropical) se desarrollan principalmente a lo largo de la zona de barrancas de la ribera y en las zonas altas de las islas del río Paraná y, por lo tanto, se las encuentra principalmente en las UPA, UPB, UPC y UPI.

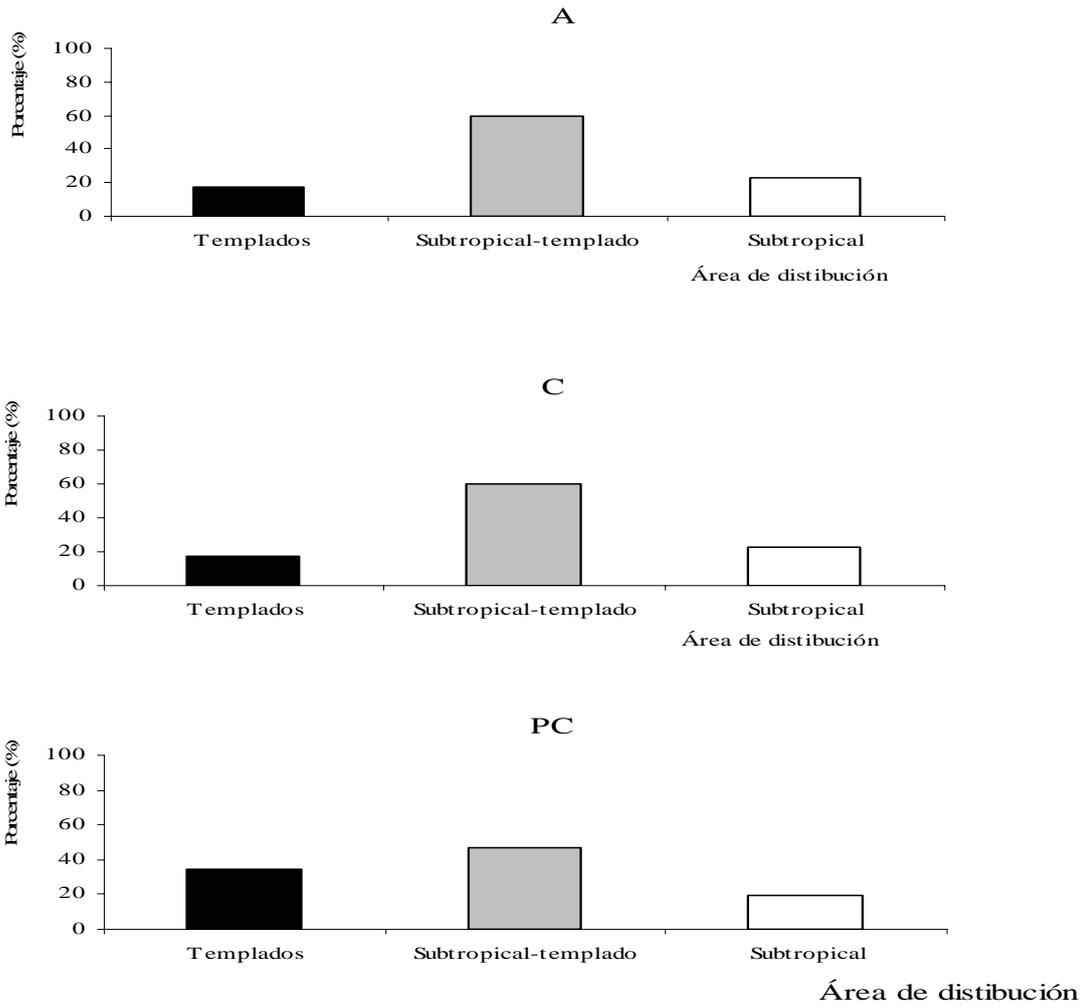


Figura 5. Porcentaje de abundancia de especies en función de su área de distribución de en las distintas unidades de paisaje de la Región del Delta del Río Paraná

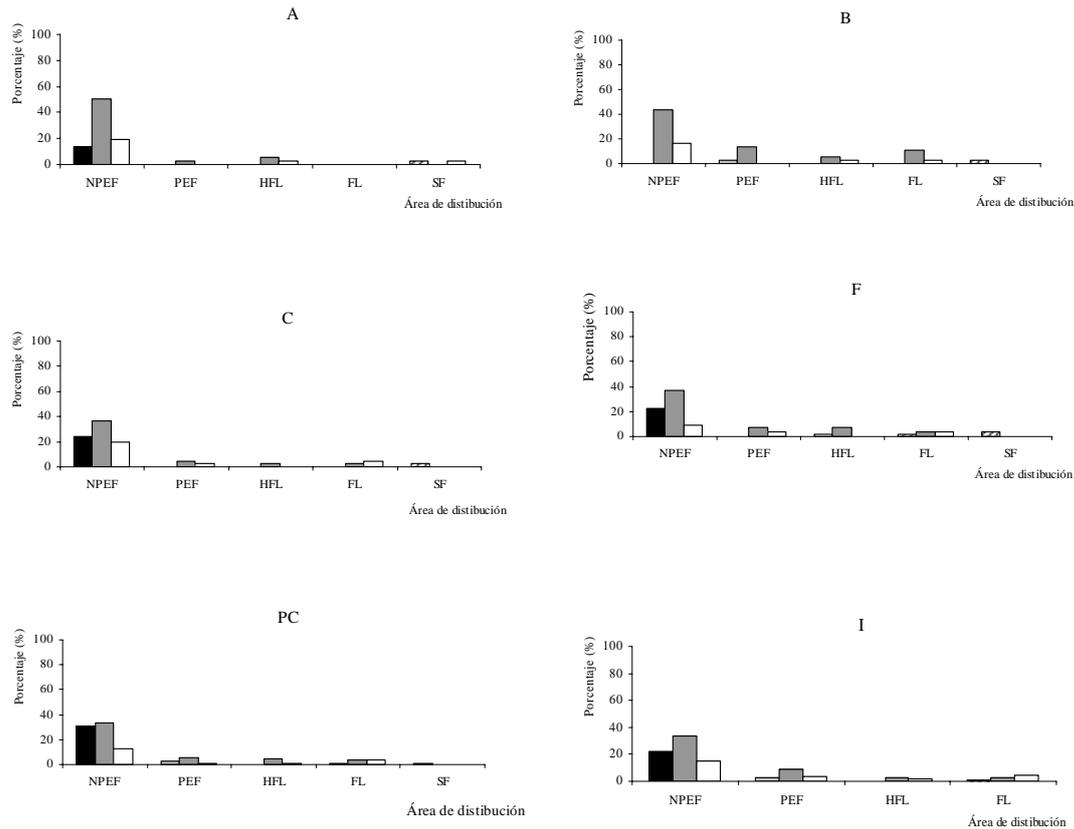


Figura 6. Porcentaje de abundancia los grupos morfoecológicos en función de su área de distribución en las distintas unidades de paisaje de la Región del Delta del Río Paraná. Referencias: NPEF: no palustres emergentes fijas; PEF: palustres emergentes fijas; FL: flotantes; HFL: hojas flotantes fijas; SF: sumergidas fijas; Área de distribución: subtropical en negro, subtropical-templado en gris y templado en blanco.

Las especies de la selva Paranaense (distribución subtropical), por otra parte, colonizan diferencialmente de acuerdo a su vía de acceso: las que ingresan por el río Paraná se establecen en la zona del denominado Delta Superior (UPA y UPB) mientras que las que bajan por el Uruguay se dispersan hacia el Delta Inferior (UPC y UPI). Los ambientes de media loma y bajo de todas las unidades de paisaje presentan comunidades que poseen asociaciones de especies de distribución subtropical-templado y templado (Paranaense-Pampeano; Cabrera y Willink, 1973). Por último, se pueden mencionar distintos tipos de ambientes no insulares en los que se desarrollan principalmente comunidades vegetales de origen chaqueño. Entre las mismas se destacan los bosques o sabanas de algarrobo (*Prosopis nigra*, especie que tiene su límite de distribución austral en la región) presentes en la UPF.

La caracterización de la vegetación de la región del Delta y de las distintas unidades de paisaje es emergente de los distintos factores abióticos que actuaron y actúan en el presente. En función de los cambios climáticos planteados para la región, se espera que los mismos tengan efectos sobre su biota. Es de esperar que el incremento de evapotranspiración en el Delta no compensada por las precipitaciones de como resultado una tendencia a la conversión de parte de los ambientes anegados en ambientes terrestres, perdiendo así una de sus funciones más importantes que es la de

amortiguar los excedentes hídricos producto de los eventos de inundación.

Por otra parte, el incremento del nivel medio de las aguas del Río de la Plata, cuyo régimen de mareas afecta principalmente a la UPI conduciría a un aumento de la acción erosiva de las mismas, de forma tal que se esperaría una disminución de la tasa de avance del frente deltaico (Sarubbi, 2007). Sin embargo, más que un cambio cuantitativo mensurable, lo que esos factores regresivos podrían llegar a producir es un cambio de su dinámica, pasando por una transgresión. Es decir, que se generaría una redistribución de los sedimentos del Delta que transformaría a la zona del frente en un pantanal y luego, parcialmente, en una planicie de marea (Codignotto y Kokot, 2006). En este contexto, se esperaría un incremento de la abundancia de especies pertenecientes al grupo PEF en detrimento de los otros.

CONCLUSIONES

El escenario de cambio climático para la región del Delta del Paraná prevé que los cambios en las precipitaciones no contrarrestarán los incrementos de las temperaturas, y por consiguiente, de la evapotranspiración. Además, la mayor frecuencia de vientos del este sobre el estuario del Río de la Plata y el ascenso del nivel del mar conducirían a un aumento del nivel de sus aguas. En función de este escenario planteamos que en la región y en las distintas unidades de paisaje se producirán cambios en la distribución y riqueza de los grupos funcionales. Como consecuencia del cambio climático no sólo se modificaría la composición de grupos funcionales sino que también podría variar la distribución de especies a lo largo del gradiente topográfico. Se reducirían las áreas permanente y semipermanentemente inundadas con una disminución de las formas HFL, FL y PEF. Esto se debería a condiciones ambientales menos favorables para éstas con respecto otras como las NPEF, cuya riqueza y abundancia podrían aumentar debido a un incremento de la superficie de su hábitat. Por otra parte, el aumento en el nivel medio del Río de la Plata producirá en el frente de avance del Bajo Delta un cambio su dinámica que llevaría a su transformación en un pantanal con dominancia de especies palustres y una reducción de las otras categorías morfoecológicas. En consecuencia, este proceso podría dar como resultado un cambio en la composición y abundancia de especies en la región, una disminución de la calidad florística y la expansión de especies exóticas invasoras.

Agradecimientos

A la Universidad de Buenos Aires (UBA) y a la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica por el financiamiento de los proyectos X 273 y PICT 1849, respectivamente donde se enmarca este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

ADAMUS PR y A GONDYAW, 2000. *National Data Base of Wetlands Plant Tolerances*. Prepared for the U.S. Environmental Agency. Internet address <http://www.epa.gov/owow/wetlands/bawwg/publicat.html>.

- AMSTRONG W; R BRAENDLE y MB JACKSON, 1994. Mechanisms of floods tolerance in plants. *Acta Bot. Neerl.* 43: 307-358.
- BAEZ, J., 2006. Tendencias de la evaporación. Capítulo VI I .Pp. 93-109. En: V. Barros, R. Clarke y P. Silva Días (eds.). *El Cambio Climático en la Cuenca del Plata*. 1 a edn. CIMA. Buenos Aires.
- BARROS, V, 2006 Introducción. Capítulo I Pp. 11-18. En: V. Barros, R. Clarke y P. Silva Días (eds.). *El Cambio Climático en la Cuenca del Plata*. 1 a edn. CIMA. Buenos Aires
- BO RF, 2006. Situación ambiental en la ecorregión Delta e Islas del Paraná. Pp 131-143. En: Brown A., U. Martinez Ortiz, M. Acerbi y J. Cercuera (eds.). *Situación ambiental Argentina 2005*. 1 a edn. Fundación Vida Silvestre .Buenos Aires.
- BRÄNDLE R; J POKORNY; J KVET y H CIZKOVA, 1996. Wetland plants as a subject of interdisciplinary research, *Folia Geobot. Phytotax.* 31 : 1-6.
- BRAUN-BLANQUET, J, 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*.H. Blume. Barcelona.
- BRINSON, MM, 1993. *A hydrogeomorphic classification for wetlands. Wetlands Research Program Technical Report WRP-DE-4*, U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- BRINSON, MM, 2004. Niveles extremos de variación de patrones y procesos en humedales. En: A. I. Malvárez (ed.) Documentos del curso-taller *Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina*. 1a. ed. Buenos Aires
- BRINSON, MM, 2006. Consequences for wetlands of a changing global environment. Capítulo 12. Pp 436-461. En: D.P.Batzer y R.R. Sharitz (eds). *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands*. University of California. Berkeley, CA.
- BRINSON, MM. y AI MALVÁREZ, 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Env. Conserv.* 29:115-133.
- BURKART, A, 1947. Parque Mesopotámico. Tomo VIII. Pp. 91-143, En: GAEA (ed.) *Geografía de la República Argentina*, Buenos Aires
- BURKART, A, 1957. Ojeada sinóptica sobre la vegetación del Delta del Río Paraná. *Darwiniana* 11: 457-561
- BURKART, A, 1969. *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina)*. Parte II. Col. Cient. INTA. Buenos Aires.
- BURKART, A, 1974. *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina)*. Parte VI. Col. Cient. INTA. Buenos Aires.
- CABRERA A y A WILLINK, 1973. *Biogeografía de América Latina*. OEA, Serie Biología, Monog. N° 13, Secretaría General de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington, D.C.

- CABRERA, AL y EM ZARDINI, 1993. *Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires*. ACME. Buenos Aires.
- CAMILLONI, I, 2008. Cambio Climático. *Ciencia Hoy*, 103, 42-49.
- CAVALOTTO JL; F COLOMBO y RA VIOLANTE, 2002. Evolución reciente de la llanura costera de Entre Ríos. Pp 500-505. *Actas del XV Congreso Geológico Argentino*. El Calafate.
- CODIGNOTTO, J y R KOKOT, 2006. Geología y geomorfología. Capítulo VIII. Pp 85-105 En: V. Barros, R. Clarke y P. Silva Días (eds.). *El Cambio Climático en el Río de la Plata*. 1 ed. CIMA . Buenos Aires.
- COWARDIN, LM; MV CARTER; FC GOLET y ET LE ROE, 1979. *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*. U.S. Fish and Wildlife Service Pub. FWS/OBS-79/31. Washington.D.C.
- CRONK, JK y MS FANNESSY, 2001. *Wetlands Plants: Biology and Ecology*. Lewis Publishers . Washington D.C.
- CHÉBEZ, JC y P CHIESA, 1983. *Salvar al Delta*. Vida Silvestre Capítulo 1.Pp. 8-14 Fundación Vida Silvestre .Buenos Aires.
- DAUBENMIRE, RF, 1968. *Plants and environmental*. A Textbook of Plant Autoecology. Harper and Row. New York.
- DI LUCA, A; I CAMILLONI y V BARROS, 2006. Sea-level pressure patterns in South America and the adjacent oceans in the IPCC AR4 Models. Preprints of 8th *International Conference on Southern Hemisphere Meteorology y Oceanography*. Foz de Iguazu, Brasil.
- D'ONOFRIO, E; FIORE ME y E H.RUIZ, 2003. Tendencia relativa del nivel medio del Río de La Plata, en el Puerto de Buenos Aires. Pp7-14. Contribuciones a la Geodesia Aplicada. Instituto de Geodesia de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Buenos Aires.
- EULISS, NH; JRJW LABAUGH; LH FREDRICKSON; DM MUSHET; MK LAUBHAN; GA SWANSON; TC WINTER; DO ROSEMBERRY y RD NELSON, 2004. The wetlands continuum. A conceptual framework to interpreting biological studies. *Wetlands* 24:448-458.
- GITAY, H y RI NOBLE, 1997. What are functional types and how should we seek them?. Cap 1: 3-19.En: T.M. Smith, H.H. Shugart y F.I. Woodward. (Eds.) *Plant functional types. Their relavance to ecosystem properties and global change*. Cambridge University Press . Cambridge. U.K.
- GRIME, JP; JG. HODGSON; R HUNT; K. THOMPSON; GAF HENDRY; BD CAMPBELL; A JALILI; SH HILLIER; S DÍAZ y MJW BURKE, 1996. Functional types: testing the concept in Northern England. Pp: 123-131. En: Smith, T.M. Shugart, H.H. y Woodward, F.I. (eds.) *Plant functional Types*. Cambridge Unyversity Press .

HARPER, JL y AD BELL, 1979. The population dynamics of growth form in organism with modular construction. Pp 29-52. En: R.M. Anderson, B.D. Turnery: L.R. Taylor (eds.). *Population dynamics*. Blackwell Scientific. London.

IRIONDO, M y E SCOTTA, 1979. The evolution of the Paraná River Delta. Pp. 405-418. En: Proceedings of the 1978 International Symposium on Coastal Evolution in the Quaternary. San Pablo, Brazil

JUNK, WJ; PB BAYLEY y RE SPARKS, 1989. *The flood pulse concept in river-floodplain systems*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. 106:110-127.

KALESNIK F., 2001. Relación entre las comunidades vegetales de los neoecosistemas de albardón y la heterogeneidad ambiental del Bajo Delta del Río Paraná. Tendencias sucesionales y proyecciones sobre la composición Futura. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires.

KALESNIK, F; P ACEÑOLAZA; y AI MALVÁREZ, 2007. La distribución de las especies exóticas invasoras y nativas en los albardones del bajo delta del río Paraná. Argentina. *Acta sci., Biol. sci.* En prensa

KANDUS, P, 1997. *Análisis de patrones de vegetación a escala regional en el Bajo Delta del Río Paraná (Argentina)*. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires.

KANDUS, P; P MINOTTI y AI MALVÁREZ, 2007. La distribución de humedales en Argentina y su estimación a partir de la carta de suelos. *Acta sci., Biol. sci.* En prensa

KANDUS, P; AI MALVÁREZ y N MADANES, 2003. Estudio de las Comunidades de Plantas Herbáceas Naturales de las Islas del Bajo Delta del Río Paraná (Argentina). *Darwiniana* 41:1-16.

KEDDY, PA, 1992. A pragmatic approach to functional ecology. *Func. Ecol.* 6: 621-626.

KERCHER SM y JB ZEDLER, 2004. Flood tolerance in wetland angiosperms:a comparison of invasive and non invasive species. *Aq. Bot.* 80: 89-102.

LAHITTE, HB y JA HURELL, 1997. *Plantas de la Costa. Las plantas nativas y naturalizadas más comunes de las costas del Delta del Paraná, Islas Martín García y Ribera Platense*. LOLA. Buenos Aires.

LAMBERS, H ;FS CHAPIN III y TL PONS, 1998. *Plant Physiological Ecology*. Pringer-Verlag. New York.

LARCHER, W, 1995. *Physiological Plant Ecology. Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups*. 3 a edn. Springer-Verlag . New York.

MALVÁREZ, AI, 1993. El Delta del Río Paraná como Región Ecológica. En: Iriondo, M. (ed). *El Holoceno en Argentina*. 2: 81-93. CADINQUA (INQUA-AGA-CONICET). Paraná.

MALVÁREZ, AI, 1997. *Las comunidades vegetales del Delta del Río Paraná. Su relación con factores ambientales. Tesis doctoral.* Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

MAZZORCA, A, 1979. *Manual de Malezas.* 3 a edn. Hemisferio Sur . Buenos Aires.

MCINTYRE, S; P LADIGES y G ADAMS, 1988. Plant species-richness and invasion by exotics in relation to disturbance of wetland communities on the Riverine Plain, NSW. Australian . *J. Ecol.* 13: 361-373.

MITSCH, WJ y JG GOSSELINK, 2000. *Wetlands.* John Wiley y Sons (Ed.). New York

NEIFF, JJ; MH IRIONDO y R CARIGNAN, 1994. Large Tropical South American Wetlands: An Overview. Pp. 56-165. Proceedings of the International Workshop on *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial: Ecotones:* MAB-UNESCO-IHP-Center for Streamside Studies. Seattle.

NRC, 2002 *Riparian Areas: Functions and Strategies for Management.* Washington DC, USA: National Academic Press .

PARODI, LR, 1945. Las regiones fitogeográficas argentinas y sus relaciones con la industria forestal. Pp. 127-132. En: F. Verdoon (ed.) *Plant and plant science in Latin American,* Waltham, Mass.

POFF LEROY, N; MM BRINSON y JW DAY, 2002. *Aquatic ecosystems and Global Climate change. Potential impacts on island freshwater and coastal wetland ecosystems in the United States.* PEW Center on Global Climate Change.

QUINTANA, R; RF BÓ y F KALESNIK, 2002. Flora y fauna silvestres de la porción terminal de la cuenca del Plata Pp 99-124. En: Borthagaray, J.M. (ed.). *El Río del la Plata como territorio.* Infinito. FADU.FURBAN.

QUINTANA, RD; N MADANES; AI MALVÁREZ; FA KALESNIK y M CAGNONI, 2005. Caracterización de la vegetación en tres tipos de hábitat de carpinchos en la baja cuenca del Río Paraná, Argentina. *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II INSUGEO,* Miscelánea, 14: 83 – 96.

QUINTANA, RD, 2005. El patrimonio natural y cultural como herramienta para el manejo sostenible de humedales: el caso del Bajo Delta del Paraná. Pp. 327-353 En: *Humedales Fluviales en América del Sur. Hacia un manejo sustentable.* Peteán J. y Capatto, J. (compiladores). PROTEGER .

RÉ, M, 2005. *Impacto del Cambio Climático Global en las Costas del Río de la Plata. Tesis de Maestría.* Maestría en Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Buenos Aires.

REBORATTI, HJ; JJ NEIFF y M ROMANO, 1987. Estructura de los “Alisales” de *Tessaria integrifolia* (Ruiz Pavón). Rev. Asoc. Cs. Naturales del Litoral 18(1):77-83

Ringuelet R., 1961. Rasgos fundamentales de la zoogeografía de la Argentina. *Physis XXII,* Bs. As. 63: 152-170.

SARUBBI A., 2007 *Análisis del Avance del Frente del Delta del Río Paraná. Tesis de grado*

en *Ingeniería Civil*. Facultad de Ingeniería. Universidad de Buenos Aires.

SAURRAL, R, 2007. *Impacto de las variaciones climáticas en la cuenca del río Uruguay*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

SCULTHORPE CD, 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. Arnold (Ed.). London
Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable y Administración de
Parques Nacionales, 1998. *Eco-Regiones de la Argentina*. Buenos Aires.

TINER, R, 1999. *Wetland Indicators. A guide to wetland identification, delineation, classification, and mapping*. Lewis (Ed), Washington.

VALLI, S, 1990. Tendencia de las forestaciones en el Delta del Río Paraná y sus implicancias ecológicas. Pp. 43-60. En: J. Adámoli y A.I. Malvárez (Eds.). *Condicionantes ambientales y bases para la formulación de alternativas productivas y ocupacionales en la Región Delta*. Inf. Téc. UBACyT N° 135.

WOODWARD, FI y CK KELLY, 1997. Plants functional types: towards a definition by environmental constrains. Pp 47-65. En: Smith, T.M., H.H. Shugart y F.I. Woodward (Eds.). *Plants functional types. The relevance to ecosystems proprieties and global change*. Cambridge University Press (Ed).

ZEDLER, JB y S KERCHER, 2004. Causes and Consequences of Invasive Plants in Wetlands: Opportunities, Opportunists and Outcomes Plant. *Sciences*, 23(5):431-452

Cambio ambiental en América Austral: pasado, presente y perspectivas futuras

Environmental change in southern South America: past, present and future perspectives

Sergio Enrique Gómez^{1,2}
María Jimena González Naya^{1,2}
Lorena Pilar Arribas¹

1-Museo Argentino de Ciencias Naturales, Av. A. Gallardo 470 (CP 1405 DJR). CA de Buenos Aires.

2-CONICET. sgomez@macn.gov.ar

RESUMEN

Se describe la situación “estable” topográfica y climática de fines del siglo XX para distintos cuerpos de agua argentinos. Tres importantes bases gráficas de datos (río Paraná, Río de la Plata, laguna Vitel) anteriores a 1977 son tabuladas y reanalizadas para futuras comparaciones. Hipótesis o pronósticos enunciados en 2002 relacionados con cambios climáticos y topográficos son confirmados con la descripción de tres ataques recientes de pirañas y también con la dispersión direccional de *Hypostomus sp.* desde laguna Chascomús hacia el SW. Se compilan y comentan los movimientos y cambios recientes de la ictiofauna, desde el 2000, en el SW de la pampasia, antigua zona árida. Las hipótesis a corto y mediano plazo implican: calentamiento, profundización de termoclinas, ampliación de zonas litorales, disminución del número de lagunas pampásicas, pero con aumento de sus áreas y reducción del caudal del Paraná. En cada caso las posibles consecuencias sobre la ictiofauna tienen bajo valor predictivo por la diversa complejidad y naturaleza de las variables involucradas.

Palabras clave: Argentina, cambio climático, cambio topográfico, cambio ambiental, peces pampásicos, peces patagónicos, distribución de peces neotropicales.

Abstract

End of 20th century stable topographic and climatic situation for different Argentine water bodies are described. Prior to 1977 three important graphic databases (Paraná river, Río de la Plata, Vitel Laguna) are tabulated and reanalyzed for future comparisons. Hypothesis and predictions stated in 2002 related to climatic and topographic changes are confirmed with the description of three recent piranha attacks and to the *Hypostomus sp.* directional dispersal from Chascomús lagoon to the SW. Since 2000 movements and recent changes in the ichthyofauna in the pampasic SW, old west zone, are collected and commented. Long and short term hypothesis include: warming, thermoclines deepening, extension of littoral zones, reduction in the number of pampasic lagoons but with an increase in their areas and a reduction of the Paraná's water flow. In each case the possible consequences upon the ichthyofauna are of low predictable value due to the diverse complexity of the variables involved.

Key words: Argentine, climatic change, topographic change, environmental change,

pampasic fishes, patagonic fishes, neotropical fishes distribution.

INTRODUCCIÓN

A fines del siglo XX la ecología y la zoogeografía de peces paranaenses y patagónicos se encontraba bien establecida. Ringuelet (1975); Arratia *et al.*, (1983) y Almirón *et al.*, (1997), consideraban un clima estable, con variaciones solo estacionales. y con cambios topográficos, realizados o en proceso, como represas y canales. Estaban claros los límites de distribución entre peces paranaenses y patagónicos, una zona seca sin agua y sin peces y una pequeña franja “ecotonal” entre el río Colorado y el río Negro. Además, la fauna del río Salado del sur (López *et al.*, 2001) se componía de 24 especies, que son un subset de los peces paranaense más eurióticos. La numerosidad de especies autóctonas está negativamente relacionada con la latitud y positivamente con la temperatura. En un trabajo, que pasó desapercibido, Hoffmann (1989) documentó el cambio de posición de la isoyeta de 800 mm que se desplazó unos 200 km hacia el oeste. Este evento aumentó la inestabilidad natural de algunos ambientes como la llanura aluvial, la estacionalidad en muchos ríos cordilleranos y de las lagunas pampásicas. Oldani (1990) probablemente fue el primero en relacionar los movimientos de peces paranaenses con fenómenos climáticos a nivel continental. El área de estudio involucra a la Argentina, con énfasis en la ecoregión de las pampas (33 a 39°S).

Desde 1850 aproximadamente el aumento de consumo de combustibles fósiles, motivado por la revolución industrial, generó la acumulación de dióxido de carbono en la atmósfera y el “efecto invernadero”, rápidamente se detectó el fenómeno conocido como “calentamiento global”, que conceptualmente en la primera década del siglo XXI evolucionó en corto tiempo incorporando otras variables al cambio climático global.

El ambiente acuático presenta marcadas diferencias con el terrestre y los vertebrados que lo habitan explotan ampliamente las tres coordenadas espaciales presentando distintas estrategias para combatir el frío. Entre éstos, los peces son particularmente sensibles a la temperatura que afecta de manera importante alguno de los tres aspectos básicos de su nicho ecológico, ya sea distribución, alimentación o reproducción, y son particularmente afectados por el cambio ambiental. En este marco se considera cambio ambiental (CA) al producto de la interacción dinámica en el tiempo del cambio climático (CC) con el cambio topográfico (CT) y con las interacciones biológicas, especialmente las de origen antrópico (Gómez, 2008). Los análisis de movimientos de fauna y CA necesariamente requieren de datos previos de clima, topografía y distribución de especies. En la Argentina los datos anteriores a 1950 son muy escasos y estamos limitados al estudio de cambios y situaciones actuales puntuales. El objetivo de este trabajo es describir la situación actual en comparación a la del siglo XX y enunciar algunas hipótesis a corto y mediano plazo para la ictiofauna continental argentina.

SITUACIÓN HISTÓRICA A FINES DEL SIGLO XX

En datos históricos para el embalse Río Tercero se puede ver que en 1979 la isoterma de 23°C se encontraba a 17 metros de profundidad Boltovskoy (1985). En el lago Mascardi (Drago, 1974) en enero de 1972 la temperatura de superficie tenía un valor equivalente a la temperatura del aire de 14°C y existía una isoterma significativa de 9°C a 30 metros de profundidad.

Salvo en la Central Nuclear Atucha, sobre el río Paraná, no existen registros periódicos de temperaturas de agua. A los efectos de futuras comparaciones y tener datos históricos disponibles hemos recuperado un ciclo anual para el Paraná medio en base a Drago (1984), para el Río de la Plata (López, 1970) y para la laguna Vitel (Olivier, 1961), gráficos antiguos con datos no tabulados, fueron digitalizados y tratados con un procesador de gráficos, recuperando los valores originales y calculando los promedios mensuales (Tabla 1).

Tabla 1. Temperatura (°C) media diurna del agua y otros valores estadísticos para tres localidades en los años indicados, a lo largo de los 12 meses del año.

| | Paraná medio (31° 47'S) | Río de la Plata (34° 34'S) | Laguna Vitel (35° 31'S) |
|----------------------------------|--|---|--|
| | 1965 | 1976-77 | 1957 |
| Temperatura del agua (°C) | | | |
| Enero | 27,65 | 24,27 | 26,30 |
| Febrero | 27,45 | 26,67 | 19,70 |
| Marzo | 27,00 | 20,25 | 21,90 |
| Abril | 22,00 | 17,65 | 18,20 |
| Mayo | 19,50 | 14,75 | 14,10 |
| Junio | 16,25 | 13,17 | 9,40 |
| Julio | 17,20 | 11,82 | 9,60 |
| Agosto | 17,60 | 13,20 | 12,30 |
| Septiembre | 20,00 | 15,50 | 12,30 |
| Octubre | 24,15 | 18,67 | 18,90 |
| Noviembre | 24,55 | 21,07 | 24,10 |
| Diciembre | 28,75 | 22,83 | 22,40 |
| Media aritmética | 22,68 | 18,32 | 17,43 |
| Desvío estándar | 4,51 | 4,80 | 5,76 |
| Coefficiente de Variación | 19,88 | 26,18 | 33,05 |

Los datos meteorológicos más confiables son la estadística decaídica 1961-1970 (SMN, 1985), ésta es la primera antes de la detección en Argentina del cambio climático. Aunque estos datos son útiles para futuras comparaciones la situación final dependerá de la temperatura y del balance hídrico total (precipitaciones, evaporación, caudal en las turbinas etc.).

SITUACIÓN ACTUAL

Las descripciones correctas de la ictiogeografía dentro de un panorama estático del siglo XX cambiaron muy rápidamente a principios del siglo XXI.

En la Argentina, las regiones Oeste de la Pampasia y Norte de Patagonia, están siendo intensamente estudiadas y, de hecho, son los únicos casos que documentan cambios y movimientos significativos en poblaciones de peces por el CA. En el oeste de la Pampasia entre las Encadenadas del Oeste y Gral. Villegas se originaron nuevos cuerpos de agua y otros ampliaron su superficie por CC y CT. El ambiente pampásico

actualmente tiene una pendiente promedio del 1%. Cada canal implica un terraplén y cada depresión sufre la acción de deflación eólica; estas depresiones se inundan ya sea por alcanzar niveles freáticos, por canalizaciones o por el notorio aumento de la pluviosidad. En las últimas décadas del siglo XX, al menos dos grandes canales se construyeron en el oeste, el Gran canal del Oeste en la zona de Trenque Lauquen y el canal Ameghino que conectó las Encadenadas del Oeste con la cuenca del río Salado. Los nuevos cuerpos de agua fueron colonizados por un subconjunto de las especies más eurióticas del río Salado. El descubrimiento, en el año 2000, de lagunas con poblaciones de peces en General Villegas (Gómez *et al.*, 2004), mostró que había un desplazamiento del límite de distribución de los peces pampásicos hacia el oeste. Actualmente se conocen 10 especies de los Bañados de La Amarga, 10 de los alrededores de Gral. Villegas y 4 de Trenque Lauquen, presuntamente estos ambientes se originaron o fueron construidos en la década de 1980 (Trenque Lauquen). Las lagunas Encadenadas del Oeste son un caso singular, su ictiofauna aumentó de 7 a 18 especies en aproximadamente treinta años (Ringuelet, 1975; Miquelarena y López, 1995) y tiene actualmente 75% de similitud con la ictiofauna de la cuenca del río Salado.

El oeste de la Pampasia, a la longitud del meridiano 64°W ya no es una región seca sin peces, se la incluye en la Subregión Brasílica y en sus cuerpos de agua se pueden encontrar hasta 18 especies de peces brasílicos, con poblaciones presuntamente en expansión debido a un aumento de 1°C de la temperatura mínima y el 35% de la precipitación en aproximadamente los últimos 40 años. En el siglo XX el aumento promedio del nivel del mar fue del orden de los 10 a 20 cm, con mayor erosión de la línea de costa. La temperatura media de 1°C aumentará en los próximos 20 años y habrá un aumento de la pluviosidad, los vientos dominantes ya se establecieron en el cuadrante este (Gómez *et al.*, 2004; Gómez y Menni, 2005).

Algunas poblaciones de peces pampásicos se han desplazado desde la cuenca del Salado hacia el sudoeste originando pequeños ensamblajes con un balance apropiado al menos en sus cadenas tróficas. Dos especies singulares fueron bien “rastreadas” y podrían servir de referencia para comparaciones futuras.

Las pirañas (gro. *Serrasalmus*) son peces medianos, gregarios, carnívoros y muy agresivos en determinadas condiciones ambientales, especialmente en espacios limitados y con altas temperaturas (>28°C). En las represas de Brasil es común que ataquen en grupo lesionando gravemente a las personas (Braga, 1975). En Argentina son comunes en madrejones de la llanura aluvial del Paraná, alcanzando en verano el Río de la Plata en poca numerosidad; la temperatura del agua de invierno (12°C) es letal para estas especies. Curiosamente, en el Río de la Plata se mantuvieron activas hasta mayo del 2007. Existen pocos registros de ataques en la Argentina (Ringuelet *et al.*, 1967) pero en la presente década documentamos 3 casos; en los dos primeros las pirañas quedaron confinadas en espacios reducidos por cambios topográficos, diques o terraplenes que les impidieron el retorno al cauce principal del río. El primero de estos casos ocurrió en un balneario de la ciudad de Salto (34°15'S) a 270 Km del río Paraná, donde algunas personas sufrieron amputación de alguno de sus miembros (Gómez *et al.*, 2004), siendo el registro más austral del mundo. En el año 2007 (Diario Clarín, 15/08/07) en el Bañado La Estrella (Formosa, 26°S) numerosos vacunos perdieron sus genitales por ataques de estos peces. El tercer caso sucedió en febrero del 2008 en un balneario cercano a Rosario (33°S) parcialmente conectado con el Paraná, atacando a humanos y produciendo lesiones diversas (www.conicet.gov.ar/noticias; 02/08). El

cambio ambiental sin duda potenciará el comportamiento agresivo y ampliará hacia el sur la distribución de estos peces.

La vieja de río, *Hypostomus commersoni*, es una especie común de la cuenca parano-platense, son peces no migratorios, sedentarios, de tamaño mediano, identificables por su morfología característica. Si se analiza la dispersión de *H. commersoni* en el este de la pampasia desde 1957 hasta la actualidad, las referencias conocidas son numerosas para el río Paraná y Río de la Plata, pero la primera referencia para las aguas interiores de la provincia de Buenos Aires es inexacta, Ringuelet y Arámburu (1957) indican a esta especie como presente para la “cuenca del río Salado de Buenos Aires”; posteriormente se confirmó su presencia en la laguna Chascomús (35°S) (Iwaszkiw y Sendra, 1981). Gómez (2008) compila datos para 8 lagunas y opina que “...muy probablemente ya esté distribuido en todo el grupo de las Encadenadas del Este y otras localidades de la pampasia...”.

Recientemente se la encontró en las cabeceras del río Samborombón y se documentó su presencia en la laguna Indio Muerto, un “ensanchamiento del Arroyo Saladillo” (Roque Pérez), ésta laguna pertenece a la Cuenca del río Salado a los 35°S (Toresani *et al.*, 1994) a 200 km al sudoeste, siguiendo una tendencia general de expansión direccional (Gómez *et al.*, 2007). Esta especie presuntamente comprimió o fragmentó el nicho de *Lorycaria annus* y actualmente, considerando la biomasa, ocupa el tercer lugar en las capturas de laguna Chascomús, mientras que *L. annus* ocupa el sexto lugar (Berasain *et al.*, 2005).

Las condiciones ambientales actuales de vida de *H. commersoni* y otros peces del sector este de la cuenca del río Salado son: una temperatura media de 22,7 (Enero) a 8,4°C (Junio), una precipitación total de 1062 mm anuales considerando la Estación Bolívar 36°15'S y 93 m.s.n.m. (1981-1990), (www.smn.gov.ar; Oct., 2007). La poca tolerancia al frío de *H. commersoni* sugiere que su distribución, muy incrementada a partir de 1960, puede responder al aumento de la temperatura y la pluviosidad, inundaciones y a los numerosos canales artificiales que han “interconectado” las cuencas (López *et al.*, 2001).

Los cambios en Patagonia comenzaron a principios del siglo XX con la introducción de salmónidos y posteriormente con la expansión de la ictiofauna brasílica que alcanzó el norte de la Patagonia aparentemente después de 1951 cuando se canalizó la boca del río Colorado. La situación actual es compleja incluyendo a) la ictiofauna Austral interactuando con salmónidos desde 1904 y sin retrocesos notables hacia el sur, b) cambios topográficos y cambios climáticos significativos desde 1900 y c) un desplazamiento hacia el sur de la ictiofauna Brasílica con, al menos, nueve especies representadas al sur del río Colorado (Aigo *et al.*, 2008). La zona litoral de los lagos presenta diferencias térmicas con el epilimnion que condicionan su uso por parte de los peces. Estas situaciones micro-ambientales de exclusión, espacial y temporal, tendrán repercusión sobre el acceso al alimento, el crecimiento y la depredación. El uso diferencial de la zona litoral es la clave que permite la coexistencia de salmónidos y peces nativos. Es importante el aumento del número de especies brasílicas en Patagonia y hay indicios de deterioro de las poblaciones de salmónidos en su zona norte, (Cussac *et al.*, 2008).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Dado que la temperatura del agua es un componente crítico del hábitat de los peces,

esta información será de utilidad en la planificación y manejo de futuras represas. Las consecuencias del cambio climático son múltiples, las represas actúan como una trampa de calor, produciendo aguas abajo un calentamiento mayor al producido por calentamiento global, esto incrementa el estrés y la posibilidad de mortandades masivas de peces (Gooseff *et al.*, 2005). El calentamiento global ha producido un incremento en las mortandades y una reducción significativa de los stocks pesqueros (Kangur *et al.*, 2007). Los efectos generales del cambio climático en los sistemas de agua dulce incrementarán la temperatura del agua, con disminución del oxígeno disuelto y aumento de la toxicidad de contaminantes. En los sistemas lóticos, se modificarán los regimenes hidrológicos y aumentará la temperatura afectando la calidad del hábitat de los peces. En los sistemas lénticos, la eutrofización será incrementada y la estratificación será más pronunciada. Las comunidades de peces pueden cambiar y esto probablemente ocurrirá en un nivel de especie y se agregará una nueva presión biótica. El cambio genético también puede ocurrir y es la única opción para las especies que no puedan migrar o adaptarse (Ficke *et al.*, 2007). Un aspecto muy importante en los ríos tropicales, con estacionalidad de caudal, es que se producirá una disminución del caudal y una alteración del régimen de crecidas debido al cambio climático. Fluctuaciones estacionales extremas en la descarga de los ríos tropicales causan efectos en la disponibilidad y condiciones del hábitat. La evaluación inicial de los efectos del cambio climático sobre los peces debe centrarse en los cambios en las variables de los ambientes costeros (Meisner y Shuter, 1992).

Entre los innumerables cambios topográficos ocurridos en la región figuran las tosqueras para la extracción de tierra y fabricación de adobe, utilizado en ranchos y corrales, las canteras destinadas a extraer material para los terraplenes de caminos y ferrocarriles que alteraron la dirección de la escorrentía y produjeron endicamientos, las represas, los canales que inicialmente desagotaban la baja cuenca del Salado y la desembocadura del río Colorado y los canales más recientes (Mercante, Canal del Oeste y Ameghino) que conducen al oeste de la pampasia.

La presencia de cuerpos de agua permanentes es la condición básica para la existencia de peces y las conexiones entre cuencas posibilitan la dispersión. Si se considera además, que la temperatura es un factor limitante para la distribución de los peces brasílicos en la Pampasia (Gómez, 1996), los nuevos cuerpos de agua, la construcción de canales y el aumento de la temperatura, explican las ampliaciones en la distribución de los peces discutidas en Gómez *et al.* (2004) y en este trabajo. Los cambios topográficos recientes, básicamente canales de drenaje, alteración de pendientes y terraplenes, conectaron distintas regiones del oeste con la cuenca del río Salado, permitiendo que fueran colonizadas por los peces más eurióticos. El río Salado es un corredor desde la Bahía de Samborombón hacia el interior de la Pampasia y los canales Mercante, Jauretche, Ameghino y Piñero son un corredor hacia el oeste para la ictiofauna de la cuenca del río Salado. Aún un pequeño cambio climático en cortas distancias es suficiente para modificar la composición de la fauna dentro del mismo ambiente, como en los arroyos Las Tortugas y Las Mojarras en la provincia de Córdoba (Menni, 2004).

Hasta el presente no hay registros de peces patagónicos ni cuyanos en el oeste de la Pampasia, y los peces de los nuevos ambientes son siempre un subjuogo de la ictiofauna de la cuenca del río Salado. Considerando que la ecoregión de las Pampas tiene su límite actual en el meridiano 64°W, estimamos que, como resultado de cambios ambientales, seguirán formándose nuevos humedales en el oeste de la Pampasia, con

nuevas presencias de ictiofauna brasilica.

La comunidad de peces parano-platenses tiene actualmente una dinámica muy compleja que incluye migraciones tróficas, migraciones reproductivas, estrategias de cría muy diversas y gran variedad de relaciones tróficas. No es posible predecir los cambios en esta comunidad frente al cambio ambiental, por lo que las hipótesis que siguen deben entenderse como posibles, siendo muchas de ellas contradictorias y sin valor probabilístico.

Las antiguas bases de datos (Tabla 1) muestran que la temperatura del agua en lagunas pampásicas es semejante a la del aire con mínimas de 9.4°C, en el Río de La Plata las mínimas son del orden de 12°C, algo mayores a las del aire y en el río Paraná son de 2 a 4°C mayores, porque este río de gran caudal se origina en regiones cálidas de baja latitud. El cambio climático reducirá la diferencia de temperaturas entre estos ambientes.

Por la disminución del caudal en los ríos Paraná y Uruguay y un aumento del nivel del mar, la salinidad del estuario del Río de la Plata podría aumentar hasta la latitud de la Isla Martín García (con valores de 20 g/l), esto constituirá una barrera zoogeográfica separando poblaciones de peces (*e.g.*, Gros. *Prochilodus*, *Salminus*, *Pseudoplatystoma*) y la única ruta abierta sería el río Paranacito. Algunas poblaciones como la del sábalo quedarían fragmentadas en dos grupos, uno sobre el río Uruguay (que no tiene llanura de inundación) y otro en el río Paraná. El aumento del nivel del mar también aumentará la salinidad en la Bahía de Samborombón, en esta última se cortará el corredor descrito por Gómez (en Menni, 2004) y posiblemente especies marinas colonicen el tramo inferior del río Salado. Aumentará la erosión de la línea de costa y afectará la desembocadura de ríos y arroyos, algunos de los cuales ya están canalizados como el río Colorado y el río Samborombón.

Para la cuenca parano-platense se prevé una disminución del caudal del 30% (Barros, 2006; IPCC, 2002), además del ya conocido aumento global de la temperatura de, al menos, 1°C; ésta situación hace que sea muy difícil establecer o predecir un “balance térmico final” para el Río de la Plata. La disminución de caudal traería una pérdida significativa de la llanura aluvial del Paraná y la pérdida de hábitats ribereños con lo cual desaparecerían importantes áreas de cría de especies claves y ocurriría un incremento de las mortandades masivas de peces. Si el Río de la Plata se estabiliza con una temperatura media anual superior a la actual (12 ó 13°C son los valores normales en invierno), muchas de las especies que actualmente son de presencia estacional serían permanentes y la alteración de la temperatura modificaría los patrones estacionales de migración de muchas especies.

Los efectos del cambio climático en la cuenca del Plata y otras regiones de la Argentina son notorios (Barros *et al.*, 2006). En la pampasia el régimen de lluvia se alteró desde 1989 y según la permeabilidad de cada región habrá menos lagunas pero más grandes, los peces tendrán períodos de crecimiento más prolongados y la ictiofauna se está desplazando claramente hacia el sur y el oeste. Es de destacar que si el tamaño del cuerpo de agua aumenta, la estabilidad térmica aumenta, de acuerdo a los modelos de Shuter y Post (1990), el ciclo de vida del pejerrey se verá alterado, pero es evidente que algunas de las sus distintas poblaciones se unificarán.

Algunos cambios topográficos producen cambios climáticos; Lima Iván (com. pers.)

determinó que las 52000 represas en el mundo contribuyen en más del 4% del calentamiento global debido al metano emitido por procesos de difusión y burbujeo, originado por la descomposición de la materia orgánica de los embalses (Lima *et al.*, 2007).

Para peces de aguas templado frías del hemisferio norte se han desarrollado modelos adecuados de respuesta frente al CA. Estos incluyen como factores abióticos básicos el calentamiento, la profundización de la termoclina y la ampliación de la zona litoral que trae aparejado una nueva distribución de los recursos tróficos. Las repuestas incluyen el cambio de distribución geográfica, la alteración de parámetros poblacionales como son la temporada reproductiva, el período de crecimiento y las relaciones intra e interespecíficas (Shuter y Post, 1990; Jansen y Hesslein, 2004). Este tipo de modelos, con las modificaciones adecuadas, podría aplicarse en la Argentina a los pejerreyes y salmónidos para su manejo en la actual situación de CA. Las localidades para los peces nativos en la Patagonia muestran un patrón claro, donde la diversidad muestra una tendencia decreciente con la latitud, similar a la observada en el hemisferio norte, esto ya se ha informado para la subregión Brasílica Cussac *et al.* (2008). La exclusión de los salmónidos de la zona litoral debido a un aumento en la temperatura del agua en las costas de los lagos (Jansen y Hesslein, 2004) podría beneficiar a *Percichtics trucha* y afectar negativamente a los salmónidos (Aigo *et al.*, 2008). Lo cierto es que la profundidad de la termoclina ampliará la zona litoral y afectará a la comunidad de peces, al menos, en la distribución de recursos tróficos y estacionalidad reproductiva.

Los cambios climáticos pueden producir cambios topográficos, más raramente cambios topográficos producen cambios climáticos. La acción humana genera muchos de estos cambios y los acelera notablemente. Cambios como la dispersión hacia el sur, la variación en la abundancia relativa y los patrones geográficos de abundancia relativa y diversidad, son conceptos básicos necesarios no solo para futuras investigaciones sino también para el diseño del manejo de poblaciones de peces paranenses, pampásicos y patagónicos. Gran parte del cambio climático tal vez sea modelable y predecible, pero los cambios topográficos y el factor humano tienen un alto grado de aleatoriedad, por lo que los efectos del cambio ambiental son, por ahora, impredecibles.

BIBLIOGRAFÍA

- ALMIRÓN, A; M AZPELICUETA; J CASCIOTTA y A LOPEZ CAZORLA, 1997. Ichthyogeographic boundary between the Brazilian and Austral Subregions in South America, Argentina. *Biogeographica* 73(1):23-30.
- AIGO, J; V CUSSAC; S PERIS; S ORTUBAY; S GÓMEZ; H LÓPEZ; M GROSS; J BARRIGA; y M BATTINI, 2008. Distribution of introduced and native fish in Patagonia (Argentina): patterns and changes in fish assemblages. *Rev. Fish Biol Fisheries*, Springer Science, DOI 10.1007/s11160-007-9080-8.
- ARRATIA, G; MB PEÑAFORT y S MENU-MARQUE, 1983. Peces de la región sureste de los Andes y sus probables relaciones biogeográficas actuales. *Deserta* 7:48-107.
- BARROS, V; R CLARK y P SILVA DIAS, 2006. El cambio climático en la Cuenca del Plata. CONICET, Buenos Aires.

BERASAIN, GE; DC COLAUTI; M REMES LENICOV y CA VELASCO, 2005. *Biología Acuática* (22):47-58.

BOLTOVSKOY A y M FOGGETTA, 1985. Limnología física del Embalse Río III (Térmica, hidrología y derivaciones biológicas) *Biología Acuática* 7:2-26.

BRAGA, RA, 1975. Ecología y eteología de piraña no nordeste do Brasil. (Pisces-*Serrasalmus* Lacépède, 1803). *Boletín Cearense de Agronomía* (15-16):1-268.

CUSSAC, VE, DA FERNÁNDEZ; SE GÓMEZ; y HL LÓPEZ, 2008 Fishes of southern South America; a story driven by temperature. *Fish Physiol Biochem*. DOI:10.1007/s10695-008-9217-2.

DRAGO, ECE, 1974. Estructura térmica del Lago Mascardi (Provincia de Río Negro, Argentina). *PHYSIS* 33: 207-216.

DRAGO, ECE, 1984. Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del río Paraná. *Rev. de la Asoc. de Cs. Naturales del Litoral* 15: 79-92.

FICKE, AD; CA MYRICK y LJ HANSEN, 2007. In press. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Rev. Fish Biol. Fisheries*.

GÓMEZ, SE, 1996. Resistenza alla temperatura e salinitá in pesci della Provincia di Buenos Aires (Argentina), con implica-zioni zoogeografiche. En: *Atti Con-gressuali, IV Convegno Nazionale Asso-ciazione Italiana Ittiologi Acque Dolci*, Trento, Italia (1991):171-192.

GÓMEZ, SE y RC MENNI, 2005. Cambio ambiental y desplazamiento de la ictiofauna en el oeste de la pampasia (Argentina central). *Biología Acuática* 22:151-156.

GÓMEZ, SE; CA BENTOS y JL RAMIREZ, 2004. Humans attacked by piranhas (Pisces:Serrasalmidae) in Buenos Aires Province,Argentina. *aqua, Journal of Ichthyology and Aquatic Biology*. 9(1):25-28.

GÓMEZ, SE; PS TRENTI y RC MENNI, 2004. New fish populations as evidence of climate change in former dry areas of the pampa region (Southern South America). *Physis* (Buenos Aires) Sec. B (136-137):43-44.

GÓMEZ, SE; CA BENTOS; GR LÓPEZ y EM FERNANDEZ, 2007. Ampliación de la distribución de *Hypostomus commersoni* en la pampasia.. En: *Primeras Jornadas Interdisciplinarias Sobre Cambio Climático*. UBA, Sec. De Ciencia y Técnica (Programa PIUBACC, 14 a 16 de noviembre 2007).

GÓMEZ, SE, 2008. *En prensa*. Notas sobre el cambio ambiental en ictiología. *Biología Acuática* 24.

GOOSEFF, MN; K STRZEPEK y S CHAPRA, 2005. Modeling the potential effects of climate change on water temperature downstream of a shallow reservoir, lower Madison River, MT. *Climate Change* 68:331-353.

HOFFMANN, JA, 1989. Las variaciones climáticas ocurridas en la Argentina desde fines del siglo pasado hasta el presente. *Servicio Meteorológico Nacional (FAA)*. Serie Divulgación 15:1-9.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2002. *Third Assessment Report. The Scientific Basis*. Cambridge University Press.

IWASZKIW, JM y ED SENDRA, 1981. Nuevas citas para la ictiofauna de la laguna de Chascomús y análisis de las relaciones merísticas en *Gymnogeophagus australis* (Gosse) (Cichlidae) y *Plecostomus commersoni* (Val.) (Loricariidae). *Limnobiós*, La Plata, Argentina, 2(4):247-252.

JANSEN, W y RH HESSLEIN, 2004. Potential effects of climate warming in fish habitats in temperate zone lake with special reference to Lake 239 of the experimental lakes area (ELA), north-western Ontario. *Environmental Biology of Fishes* 70: 1-22.

KANGUR, A; P KANGUR; K KANGUR y T MÖLS, 2007 (in press). The role of temperature in the population dynamics of smelt *Osmerus eperlanus eperlanus* m. spirinchus Pallas in Lake Peipsi (Estonia/Russia). *Hydrobiología* DOI 10.1007/s10750-007-0614-9.

LIMA, IBT; FM RAMOS; LAW BAMBACE y RR ROSA, 2007. Methane Emissions from Large Dams as Renewable Energy Resources: A Developing Nation Perspective. *Mitig. Adapt. Strat. Glob. Change* DOI 10.1007/s11027-007-9086-5.

LÓPEZ, HL; CRM BAIGÚN; JM IWASKIW; RL DELFINO y OH PADÍN, 2001. La cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Editorial de la Universidad de La Plata, *Serie Ambiente y Desarrollo*, La Plata, Argentina, 75 pp.

LÓPEZ, RB, 1970. Viejas del Río de la Plata (Pisces, Loricariinae). *Rev. Mus. Arg. Cs Nat. "Bernardino Rivadavia"* (8):113-129.

MEISNER, JD y BJ SHUTER, 1992. Assessing potential effects of global climate change on tropical freshwater fishes. *GeoJournal* 28:21-27.

MENNI, RC, 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. Monografías del *Mus. Arg. Cs Nat. "Bernardino Rivadavia"* N°5, 316 pp.

MIQUELARENA, AM y HL LÓPEZ, 1995. Fishes of the Lagunas Encadenadas (Province of Buenos Aires, Argentina), a wetland of international importance. Freshwater Biological Association, *Freshwater Forum* 5(1):48-53.

MÜLLER, P, 1979. Introducción a la zoogeografía. *Blume ecología*. Barcelona, 232 pp.

OLDANI, NO, 1990. Variaciones de la abundancia de peces del valle del río Paraná (Argentina). *Rev. Hydrobiol. Trop.*, París, Francia, 23(1):67-76.

OLIVIER, SR, 1961. Estudios limnológicos en la Laguna Vitel (Partido de Chascomús, Bs. As., Arg.). *Agro*, Argentina, 3(6):1-128.

RINGUELET, RA, 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2: 1-122.

RINGUELET, RA y RH ARÁMBURU, 1957. Enumeración sistemática de los Vertebrados de la Pcia. de Buenos Aires. *Ministerios de Asuntos Agrarios de la Pcia. de Bs. As.* (La Plata) Publ 119: 1-94.

RINGUELET, RA; AA ARÁMBURU y RH ARÁMBURU, 1967 a. Los peces de agua dulce de la República Argentina. *Comisión de Investigaciones Científicas*, La Plata, 602 pp.

SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL (SMN), 1985. Estadística climatológica 1961-1970. *FAA Estadística* N° 35, Buenos Aires.

SHUTER, BJ y JR POST, 1990. Climate, population viability , and the zoogeography of temperate fish. *Transactions of the American Fisheries Society* 119:314-336.

TORESANI, NI, HL LÓPEZ y SE GÓMEZ, 1994. Lagunas de la Provincia de Buenos Aires. *Dirección de Intereses Marítimos, Ministerio de la Producción de la Provincia de Buenos Aires*, La Plata, 108 pp.

Efectos del ENOS sobre la temperatura superficial del mar y la abundancia de larvas de peces en las aguas oceánicas de Cuba

The effects of ENOS on the sea superficial temperature and the abundance of larvae of fish in the oceanic waters of Cuba.

Alina Gutiérrez Delgado¹
Amaury Alvarez Cruz¹
María del Pilar Frías²
Irma Alfonso²

1-Instituto de Oceanología. Academia de Ciencias de Cuba. 1ra ave % 184 y 186 Reparto Flores. Playa Cuba

2-Centro de Investigaciones Pesqueras, 5^{ta} Ave y 246, Barlovento, Santa Fe, Playa Cuba
alinarita@gmail.com, amaurya@ama.cu

RESUMEN

Esta investigación muestra los efectos del evento ENOS 1997-1998 en la temperatura superficial del mar (TSM) y en la abundancia de larvas de peces de las familias *Thunnidae*, *Carangidae* y *Lutjanidae* en las aguas oceánicas adyacentes a Cuba. La data histórica está integrada por 37 cruceros oceanográficos realizados entre los años 1966 y 1999. De ellos, 3 cruceros fueron realizados bajo el efecto del ENOS 1997-1998 en los meses de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999. También fue utilizada la serie de TSM desarrollada en el Centro Meteorológico Nacional de la NOAA para la cuadrícula de Cuba 23°-24°N y 74°-85°O entre los años 1966 y 1999. Las anomalías térmicas de la TSM, durante septiembre de 1998, provocaron un aumento tanto de la distribución espacial como de la abundancia del desove en las especies pelágicas de las familias *Thunnidae* y *Carangidae*. Durante septiembre de 1998, es notorio un aumento significativo del total de larvas de las especies estudiadas (9325 larvas/100m²) en comparación con mayo de 1999 (5945 larvas/100m²) cuando históricamente el mes de mayo coincide con el pico de desove de la mayoría de las especies estudiadas.

Palabras clave: desove, temperatura, peces, pelágico, Mar Caribe

Abstract

This investigation shows the effects of event ENOS 1997-1998 on the Sea Surface Temperature (SST) and the abundance of larvae of fish of the families *Thunnidae*, *Carangidae* and *Lutjanidae* in oceanic waters adjacent to Cuba. Historical data consists of 37 oceanographic cruises, which took place from 1966 to 1999. Some data come from three oceanographic cruises carried out under ENSO 1997-1998 in December 1997, September 1998 and May 1999. The SST series developed in NOAA's National Meteorological Center for Cuba's grid 23°-24°N and 74°-85°W between 1966 and 2000 was also used. Thermal SST anomalies, during September 1998, caused an increase in both the space distribution and the abundance of spawning in pelagic species of *Thunnidae* and *Carangidae*. During September 1998, a significant increase in the total

of larvae of the studied species (9325 larvae/100m²) in comparison with May 1999 (5945 larvae/100m²) is noticeable, when historically May coincides with spawning peaks of studied species.

Key words: spawning, temperature, pelagic, fish, Caribbean Sea

INTRODUCCIÓN

En diferentes latitudes han sido observadas evidencias de la influencia del ENOS (El Niño – Oscilación del Sur) en los cambios de distribución, abundancia larvaria y captura de algunas especies pelágicas (Kimura *et al.*, 1997; Lehodey *et al.*, 1997; Castro *et al.*, 2000; Sugimoto *et al.*, 2001; Lavaniegos *et al.*, 2002; Escribano *et al.*, 2004; Sánchez-Velasco *et al.*, 2004). Una de las interpretaciones de mayor aceptación es que los eventos El Niño ocurren dentro del acoplamiento del sistema océano-atmósfera del Pacífico tropical, donde las ondas Kelvin ecuatoriales se propagan desde el oeste hacia Suramérica deprimiendo la termoclina y aumentando el nivel del mar en las costas. El resultado de estos cambios se traduce para Cuba en efectos sobre el clima caracterizados por anomalías en la presión atmosférica, las lluvias, la temperatura del aire (Cárdenas, 1998) y anomalías en la temperatura superficial del mar (TSM) (Hernández, 2001).

Durante los últimos seis eventos ENOS, la serie de TSM de Reynolds en la cuadrícula cubana 17-25°N y 73-87°O indica un comportamiento anómalo. El promedio anual de las anomalías de las TSM entre los años 1970-1998 señala los años más fríos entre 1974 y 1976, siendo este último el más frío, con un promedio anual de -0,42°C. Los años de anomalías positivas recayeron entre 1980 y 1983, 1995, 1997 y 1998, siendo este último el más cálido (Hernández, 2001). Específicamente, los efectos físicos del ENOS 1997-1998 sobre el clima en Cuba se caracterizaron por un verano cálido en extremo con record de temperaturas máximas y mínimas altas (Cárdenas, 1998), anomalías positivas de la TSM (esta investigación). Sin embargo, los efectos biológicos del ENOS son menos reportados e insuficientemente entendidos, por la carencia de monitoreos sistemáticos. Los estudios en general han sido aislados y descriptivos de un evento. Los eventos ENOS pueden incrementar la fertilización del océano en la región del Caribe (Melo *et al.*, 2001), intervienen en la retención y reclutamiento larval (Pringle, 1986); en el desove y pesquerías (Pearce y Philips, 1988), adelantando o retrasando su ciclo biológico estacional de las especies, las anomalías térmicas asociadas al evento pueden afectar a peces, crustáceos (Criales *et al.*, 2003) y demás componentes de la fauna. Estos efectos llegan a través de los mecanismos receptores del sistema nervioso central de los organismos, modificando los estímulos, los procesos metabólicos y finalizando muchas veces, con una actividad migratoria que los mueve hacia zonas de “máximo confort” (Sugimoto *et al.*, 2001).

Muchas especies son sensibles a una pequeña variación de la temperatura. Un aumento de sólo un grado podría tener efectos en la mortalidad y distribución de los organismos marinos. Las especies de mayor movimiento tienen la posibilidad de evadir las mayores temperaturas y podrían ajustar sus rangos de tolerancia térmica, pero las especies menos móviles no podrían (Kennedy *et al.*, 2002).

Las investigaciones de (García *et al.*, 1994) sobre la dinámica estacional de los procesos fisiológicos en los peces tropicales demuestran que pequeñas fluctuaciones de las

condiciones ambientales del trópico (temperatura, iluminación, etc.), pueden provocar notables variaciones en el estado fisiológico y por tanto conducir a un ritmo reproductivo específico. Además de la temperatura, existen aspectos claves en la retención y concentración de las larvas, como son giros y eddies (Lee y Williams, 1999), las rutas de migración, localidades y tiempo de desove, tasas de crecimiento y mortalidad, comportamiento de las larvas en la vertical, disponibilidad de alimento, habilidades sensoriales y de nado de las especies (Spounagle *et al.*, 2002). Todos estos factores interactúan durante un tiempo para determinar la concentración y/o dispersión de las larvas.

Las especies tropicales tienen períodos de desove típicamente largos. Un número considerable de especies desovan durante todo el año. En las aguas cubanas muchas especies fecundan entre marzo y agosto, cuando la temperatura del agua tiene 26-27°C, sin embargo, este patrón puede ser específico para las condiciones ambientales en el área y las particularidades de cada especie (Claro *et al.*, 2001).

Los pargos (*Lutjanidae*) son particularmente importantes en la economía pesquera y en las comunidades arrecifales del archipiélago cubano por su valor estético y enlace trófico. Las especies neríticas de esta familia realizan migraciones desde las aguas interiores de la plataforma hacia mar abierto, para desovar en momentos en que las corrientes y el viento facilitan el transporte de los huevos y larvas hacia el océano, donde permanecen hasta que concluye el período de duración larval. De algunas especies se conoce con exactitud su período de desove. Por ejemplo, el caballero (*L. griseus*) tiene un desove máximo en julio-agosto, cuando el fotoperíodo y la temperatura del agua alcanzan valores máximos. El desove pico de la biajaiba (*L. synagris*) es en mayo y el del pargo criollo (*L. analis*) en junio (Claro *et al.*, 2001).

Dentro de las especies pelágicas que habitan próximas a la plataforma cubana, los principales recursos pesqueros son el bonito (*Katsuwonus pelamis*) y la albacora (*Thunnus atlanticus*). Estas dos especies se encuentran formando grandes cardúmenes, con frecuencia, muy cerca de la superficie donde se realiza la captura comercial. De todas las capturas de peces, estas especies representan el segundo grupo más importante por volumen de captura. Las especies de Thunnidos son eminentemente migratorias con picos de desove principalmente entre mayo y agosto (Frías, 1998).

Las especies de Carangidae de amplia distribución en las regiones tropicales y subtropicales, forman parte de las principales pesquerías en Cuba. La mayoría de estas especies exhiben los principales picos de desove en abril-mayo, agosto-septiembre y en octubre-noviembre (Montolio, 1978; Frías y Montolio, 1986).

En Cuba los efectos del ENOS mejor documentados son referidos a las anomalías de la TSM y anomalías de factores meteorológicos (Lapinel *et al.*, 2002). Los efectos biológicos del ENOS son generalmente ignorados y las evaluaciones de estos efectos aún no ofrecen suficientes evidencias (Hernández, 2001; Melo *et al.*, 2001). La escasa información biológica de los efectos del ENOS conlleva a una evidente desinformación del efecto de El Niño en comunidades del plancton. Esta investigación carece de un cúmulo de información que permita realizar comprobaciones más robustas. En general, aún cuando se logra alguna observación durante el evento, no existe información entre eventos, disminuyendo las comparaciones entre situaciones con y sin evento. A pesar de esta situación los autores encontraron provechoso exponer el resultado de tres muestreos realizados bajo los efectos del ENOS 97-98, el más fuerte reportado en el

siglo XX y realizar comparaciones con años sin este efecto.

En este trabajo se estudia la respuesta de la temperatura superficial del mar (TSM) y de la abundancia de larvas de peces de las familias *Thunnidae*, *Carangidae* y *Lutjanidae* en relación al evento ENOS 1997-1998. La densidad larvaria muestreada durante la presente investigación fue comparada con otros cruceros realizados en el mismo mes de diferentes años.

MÉTODOS

La región de estudio seleccionada comprende las aguas oceánicas adyacentes a Cuba, entre los 19° y 24° N y los 74° y 85° O. (Fig. 1).

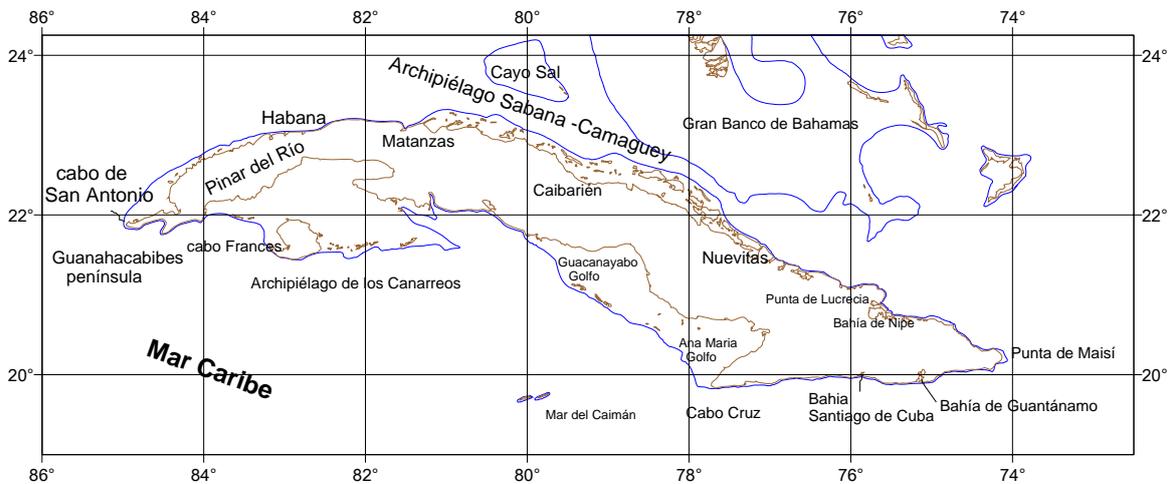


Figura 1. Ubicación geográfica de la región de estudio

Las evidencias físicas y biológicas del ENOS 1997-1998 en las aguas oceánicas adyacentes a Cuba fueron analizadas a través de tres cruceros oceanográficos a bordo del BIC-Ulises. Los cruceros de septiembre de 1998 y de mayo de 1999 cubren la misma red de estaciones alrededor de Cuba, con 167 estaciones cada uno (Fig. 2 a y b).

Particularmente, el crucero de diciembre de 1997 es realizado en la costa norte de Cuba, cubriendo una red de 119 estaciones que coinciden con la ubicación de las estaciones de la costa norte, durante septiembre de 1998 y mayo de 1999.

Las muestras de plancton fueron tomadas con una red Trapecio, de un metro de diámetro en la boca (Guitart,1971), en lances dobles oblicuos con malla filtrante de 0.505 mm, a partir de los 200 metros de profundidad hasta la superficie, la cual fue suficiente para muestrear las especies de las tres familias.

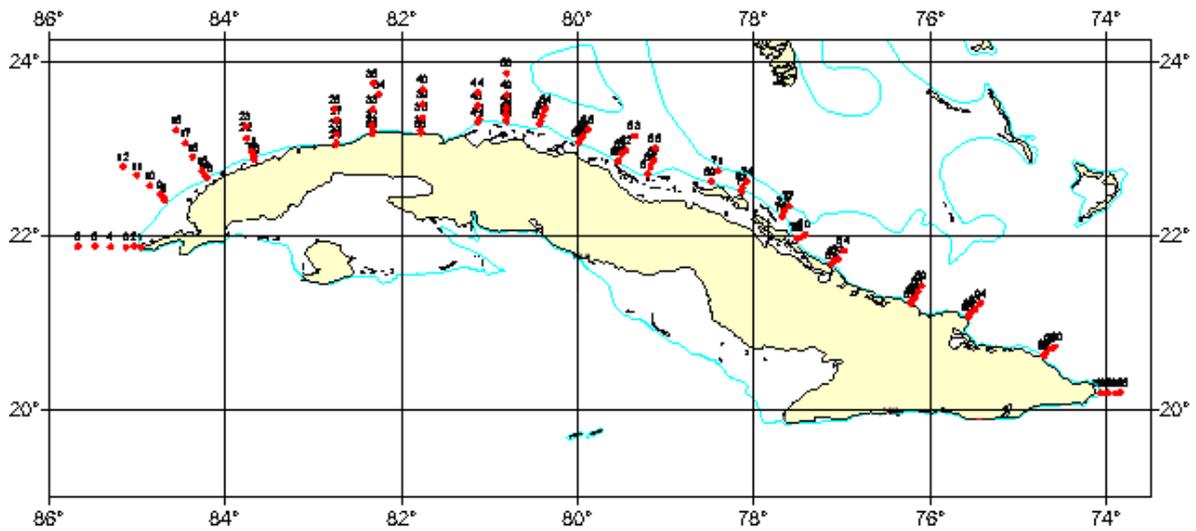


Figura 2a. Red de estaciones realizada durante el crucero de diciembre de 1997.

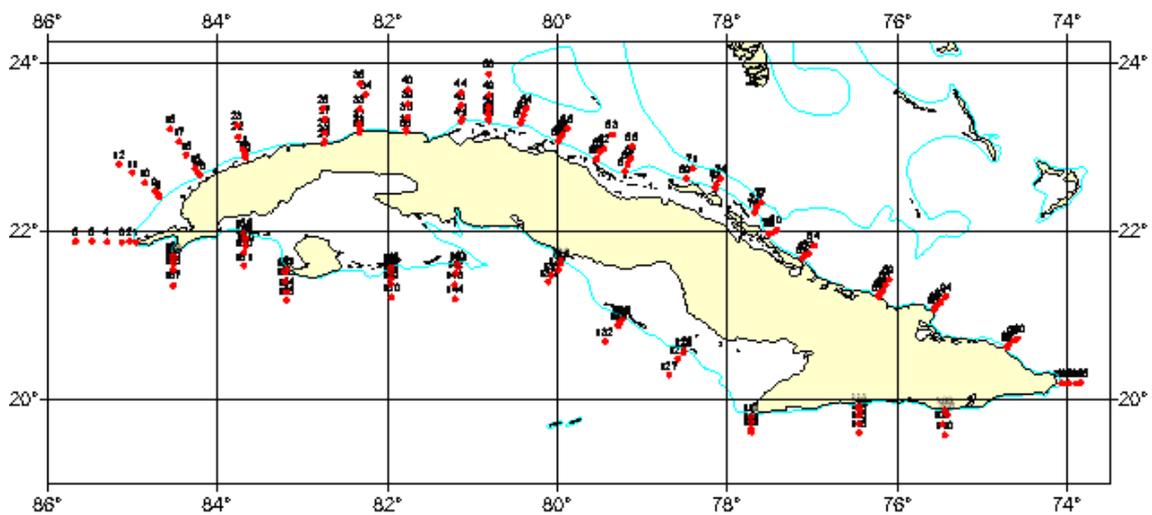


Figura 2b. Red de estaciones realizada durante los cruceros de septiembre de 1998 y mayo de 1999

El volumen de agua filtrada y la profundidad de arrastre son medidos mediante un flujómetro, y un registrador de distancia-profundidad, colocados en la boca de la red respectivamente. Las larvas son clasificadas por especies de la familia Thunnidae, Carangidae y Lutjanidae y las concentraciones totales determinadas mediante la conversión del diámetro de la red a un área de 100 m² (Kramer *et al.*, 1972).

Cada lance de la red, equivalente a un arrastre por estaciones, fue precedido por mediciones *in situ* de la TSM utilizando termómetros de precisión 0.01°C. (Emery y Thomson, 2001).

A modo de cuantificar el total del desove por cruceros fueron sumadas las colectas de las tres familias estudiadas, aunque el hincapié del estudio se realiza mediante una estadística básica de cada familia. De esta manera, los promedios de concentración de larvas se calcularon con el total de las especies de una misma familia. Los rangos de

valores se establecieron entre 0 y 50, 51 y 100, 101 y 200 y mayores de 200 larvas/100m² de superficie marina.

La comparación de las colectas de larvas entre cruceros fue posible cuando los cruceros cumplían homogeneidad con igual región de monitoreo, similar número de estaciones y estacionalidad con igual mes de observaciones.

El análisis de los datos consiste en mostrar evidencias de la influencia de las anomalías de la TSM sobre el desove de especies de las tres familias estudiadas. Las colectas de larvas fueron comparadas: primero, teniendo en cuenta la totalidad del desove en cada uno de los cruceros de la presente investigación; segundo, de forma independiente por familias de peces en cuanto a densidad y diversidad y tercero, son comparadas las colectas y sus respectivas anomalías de la TSM con otros cruceros que cumplieran con las exigencias anteriormente descritas. Por último, son actualizados los rangos de TSM asociados al desove de las especies estudiadas.

El estudio de la temperatura superficial en las aguas oceánicas cubanas y el cálculo de las anomalías de la TSM durante los meses de muestreo (diciembre, septiembre y mayo) provienen de mediciones *in situ* realizadas entre los años 1966 y 1999. La Tabla 1 muestra la irregularidad de los datos *in situ*, los cuales se caracterizan por no estar espaciados en el tiempo de manera homogénea. Independiente a esta particularidad los datos de cruceros oceanográficos constituyen una información muy útil en los estudios del clima, pues aunque espaciados, permiten realizar una caracterización de la TSM a partir de la segunda mitad del siglo XX.

Tabla 1. Cruceros oceanográficos realizados en aguas cubanas entre los años 1966 y 1999

| No | Crucero | Fecha de ejecución | No | Crucero | Fecha de ejecución |
|-----|------------------------|--------------------|-----|--------------|--------------------|
| 1. | EF/1 | 8-9/ 1966 | 2. | Abril 1986 | 4-5/1986 |
| 3. | EF/2 | 2/1967 | 4. | Maltsevo I | 7-8/86 |
| 5. | EF/3 | 5/1968 | 6. | Maltsevo II | 11/1986 |
| 7. | octubre 1968 | 9-10-11/ 1968 | 8. | Maltsevo 4 | 12/1986 |
| 9. | Diciembre 1968 | 12/1968 | 10. | Streles I | 1/1987 |
| 11. | EF/6 | 8/9/1972 | 12. | Streles II | 2/1987 |
| 13. | Mayo s | 5/1980 | 14. | Ulises 0 | 12/1987 |
| 15. | Mayo s | 5/1981 | 16. | Ulises 1 | 7/1988 |
| 17. | Julio agosto | 7/8/1982 | 18. | Ulises 2 | 10-11/1988 |
| 19. | Korchatov | 3/1984 | 20. | Ulises 3 | 2/1989 |
| 21. | Yuca I | 5/6 / 1984 | 22. | Ulises 4 | 5-6/1989 |
| 23. | Julio 1984 | 7/1984 | 24. | Ulises 5 | 7-8-9/1989 |
| 25. | Septiembre 1984 | 9/1984 | 26. | Bugaev | 11-12/1989 |
| 27. | Febrero marzo 1985 | 2/3 1985 | 28. | Yuca II | 11-12/ 1989 |
| 29. | I Bojeo | 9/1998 | 30. | Vitias | 2/1990 |
| 31. | Marzo 1999 Ecofront | 3/1999 | 32. | Yuca III | 4 /1991 |
| 33. | EF/1 | 8/19 66 | 34. | Ulises 6 | 9-10 1991 |
| 35. | EF/2 | 2/1967 | 36. | Ergoclina I | 7 /1994 |
| 37. | EF/3 | 5/1968 | 38. | Ergoclina II | 3/ 1995 |
| 39. | octubre 1968 | 10-11/ 1968 | 40. | Ulises 8/95 | 8-9/1995 |
| 41. | Diciembre 1968 | 12/1968 | 42. | Ulises2/96 | 2/1996 |

| | | | | | |
|-----|-------------|----------|-----|------------|--------|
| 43. | EF/6 | 8-9/1972 | 44. | Ulises9/96 | 9/1996 |
| 45. | Abril 1985 | 4-5/1985 | 46. | Ulises2/97 | 2/1997 |
| 47. | Agosto 1985 | 8-9/1985 | 48. | II Bojeo | 5-6/99 |

La anomalía de la TSM se definió como el valor del dato, menos la media mensual de los años analizados ($t_i - T$); donde: $t_i = 1, 2, 3, \dots, n$.

A partir de los datos de TSM medidos *in situ* son calculadas las medias históricas de la TSM de los meses de diciembre, septiembre y mayo con el objetivo de conocer las anomalías térmicas durante los cruceros de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999.

Para corroborar los cálculos de anomalías de los datos *in situ* es utilizada la serie de Reynolds, entre los años 1966 y 1999, en el mismo cuadrante de las observaciones *in situ* 19°-24 °N y 74°-85 °O. La serie de Reynolds desarrollada en el Centro Meteorológico Nacional de la NOAA consiste en observaciones mensuales de la TSM, obtenidas por una interpolación óptima (IO) (Reynolds y Smith, 1994).

La serie de mediciones *in situ* tiene una separación entre estaciones de 0.05 grados como mínimo y de 0.16 grados entre las estaciones más alejadas. Los datos de la serie de Reynolds aparecen en una rejilla de 1x1 grados, por esta razón no interesan las comparaciones cuantitativas entre ambas series, sino el hecho de que ambas reflejan los efectos del ENOS 97-98.

RESULTADOS

Temperatura superficial del mar

El estudio de la TSM en aguas cubanas entre los años 1966 y 1999 exhibe un valor medio anual de 27.7 °C, un máximo promedio en agosto - septiembre de 29.61 °C y un mínimo promedio en febrero de 25.64 °C, asociados estos con los meses más cálidos y fríos del año (Fig. 3).

En concordancia con estos resultados (Melo *et al.*, 2000) obtiene para la serie entre 1978 y 1986 una variación estacional promedio de la TSM de 27.53 °C, un máximo en agosto-septiembre de 29.00 °C y un mínimo en febrero de 25.84 °C.

En las aguas de la costa norte en el verano (julio-agosto-septiembre) generalmente existe un patrón de disminución de la TSM desde la región noroeste (29.10°C) hasta la región noreste (28.1°C) de Cuba. Esta característica de la TSM responde probablemente a la marcada difusión de calor de la corriente cálida del Lazo en la región noroeste de Cuba. (Tabla 2).

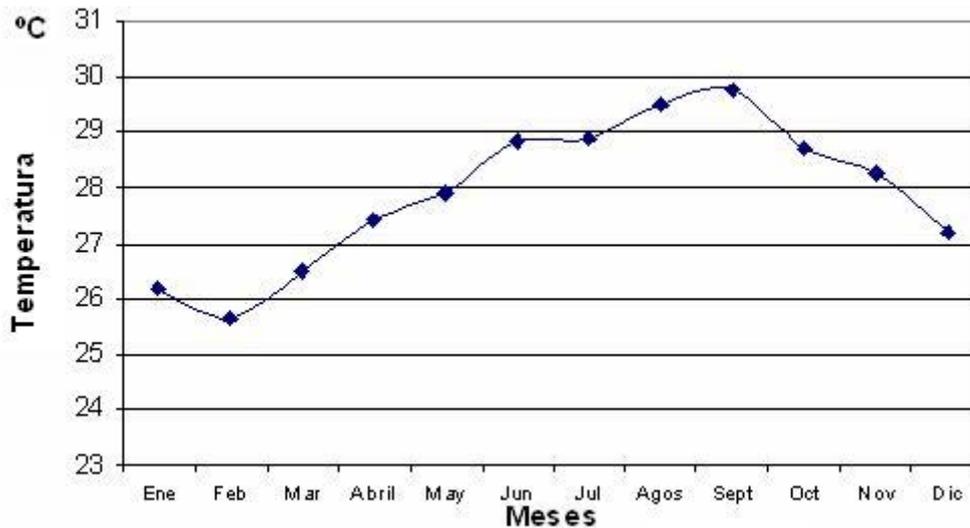


Figura 3. Valores mensuales promedios de la TSM para la serie entre 1966 y 1999

Tabla 2. TSM promedio en la región NW, canales de San Nicolás y Viejo de Bahamas y la región NE de la costa norte de Cuba durante las estaciones climáticas de verano e invierno.

| Región | TSM (°C) verano | TSM (°C) invierno |
|----------|-----------------|-------------------|
| Noroeste | 29.10 | 26.00 |
| Canales | 28.38 | 26.30 |
| Noreste | 28.1 | 27.10 |

En el período invernal, como consecuencia de una alta frecuencia de frentes fríos sobre la región noroeste, los patrones térmicos en la costa norte de Cuba se invierten en relación a los del verano de tal manera que las aguas más frías (26.10 °C) de la costa norte se observan en la región noreste mientras las más cálidas se corresponden con la región oriental (27.10 °C).

En los canales de San Nicolás y Viejo de las Bahamas la TSM promedio es de 28.38 °C en el verano y de 26.3 °C en el invierno, las características térmicas de esta región responden a la mezcla de las aguas cálidas de la corriente de la Florida con las corrientes del extremo noreste de Cuba.

De manera general las mediciones *in situ* muestran que en la costa sur la TSM promedio es más alta (28.18 °C) en aproximadamente 0.89 °C que en la costa norte (27.29 °C) (Tabla 3).

Tabla 3. Reporte de la TSM promedio en las costas N y S de Cuba. La TSM promedio proviene de mediciones *in situ* entre los años 1966 y 1999.

| Estaciones climáticas | TSM (°C) | TSM (°C) |
|-----------------------|-------------|-----------|
| | Costa Norte | Costa sur |
| verano | 28,02 | 29,17 |
| invierno | 26,56 | 27,19 |
| Promedio | 27,29 | 28,18 |

Utilizando la serie de Reynolds en el período comprendido entre los años 1966 y 1999 se obtiene que la TSM promedio en la costa norte es de 27,32 °C, mientras que en la costa sur es de 28,25 °C. La diferencia de 0,93 °C entre ambas costas confirma el patrón espacial de la TSM procedente de mediciones en cruceros oceanográficos.

Los promedios mensuales de la serie de TSM *in situ* en los meses de diciembre, mayo y septiembre son de 27,2 °C, 28 °C y de 29,75 °C, respectivamente. Durante el crucero de diciembre de 1997 la TSM se mantuvo alta en comparación con la media histórica de ese mes. Las anomalías positivas 0,82 °C sugieren la existencia de un efecto modulador de la temperatura en las aguas oceánicas, el cual también afectó el área durante el crucero de septiembre de 1998. Este crucero reafirma que los patrones térmicos de la TSM muestran alteraciones de 0,63°C por encima del valor medio histórico del mes de septiembre (Tabla 4).

Tabla 4. Reporte de la TSM mínima, máxima y media y anomalía de la TSM *in situ* y de la serie de Reynolds entre los años 1966 y 1999.

| Fecha del crucero | Temp. Mínima °C | Temp. Máxima °C | Temp. Media C | Anomalías <i>in situ</i> °C | Anomalías serie de Reynolds °C |
|-------------------|-----------------|-----------------|---------------|-----------------------------|--------------------------------|
| diciembre 1997 | 23,6 | 28,28 | 27,21 | 0,82 | 0,40 |
| septiembre 1998 | 29,03 | 30,63 | 29,87 | 0,63 | 0,44 |
| mayo 1999 | 26,94 | 28,41 | 28,01 | -0,28 | -0,17 |

A diferencia de los anteriores muestreos, el de mayo de 1999 encuentra anomalías térmicas negativas (-0,28°C), lo cual parece indicar que el efecto cálido de El Niño 97-98 había cesado para dar lugar a los efectos de La Niña 99.

Con el objetivo de corroborar los resultados de la TSM *in situ*, son comparados estos con la serie de TSM de Reynolds (Reynolds y Smith, 1994). Las anomalías térmicas de la serie de Reynolds en los meses de diciembre de 1997 (0,40°C), septiembre de 1998 (0,44°C) y mayo de 1999 (-0,17°C) también confirman el efecto del evento ENOS sobre las aguas oceánicas cubanas.

Ictioplancton

Las larvas colectadas de acuerdo con la red utilizada estuvieron en un rango entre 1.1 mm y 8.0 mm, lo que indica por el tamaño de las larvas que ocurrió el desove en el período de cada muestreo.

De forma general es notorio un aumento del total de larvas de las especies estudiadas (9325 larvas/100m²) en el mes de septiembre de 1998, en comparación con mayo de 1999 (5945 larvas/100m²) cuando históricamente coincide el mes de mayo con los picos de desove de la mayoría de las especies estudiadas (Tabla 5).

Tabla 5. Densidad Total de todos los arrastres realizados por cruceros (diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999). La densidad total es dada por las especies de cada familia y equivale en espacio al número de larvas por 100 m².

| Especies | D.T Diciembre | D.T Septiembre | D.T Mayo |
|------------|------------------|-------------------|-------------|
| Thunnidae | 1178 | 5376 | 3101 |
| Carangidae | 1371 | 3016 | 1648 |
| Lutjanidae | 2000 | 933 | 1196 |
| TOTAL | 4549 | 9325 | 5945 |

En el caso de las especies de Lutjanidae, en diciembre de 1997 la densidad larvaria (2000 larvas/100m²) fue mayor que la colectada en septiembre de 1998 (933 larvas/100 m²) y en mayo de 1999 (1196 larvas/100 m²). Las abundantes colectas de Lutjanidae en diciembre de 1997 específicamente de *Lutjanus synagris* (Biajaiba), fueron comprobadas en las pesquerías dos años después del muestreo.

Larvas de la familia Thunnidae

En diciembre de 1997 las mayores densidades, entre 50 y 100 larvas/100m² ocurrieron en la región nororiental y norte de Matanzas respectivamente, siendo la especie más representativa *K. pelamis*, seguida de *T. atlanticus*. (Fig. 4)

En septiembre de 1998 la distribución de las larvas de Thunnidae es significativamente mayor en relación a los muestreos de 1997 y 1999. El bonito (*K. pelamis*), fue la especie más distribuida en las aguas oceánicas adyacentes a Cuba, aunque la falsa albacora (*T. atlanticus*) fue la especie que presentó las mayores densidades con valores superiores a las 200 larvas/100m² en la región noroccidental de Cuba, norte de Cayo Coco, región suroccidental del archipiélago de los Canarreos y sur del Golfo de Guacanayabo.

En mayo-junio de 1999 las mayores densidades corresponden al *T. atlanticus* con más de 200 larvas/100m² al norte del archipiélago Sabana - Camagüey (ASC) y *T. albacares*, con 100 y 200 larvas/100m² también en este lugar y norte de Punta Guarico (región nororiental de Cuba).

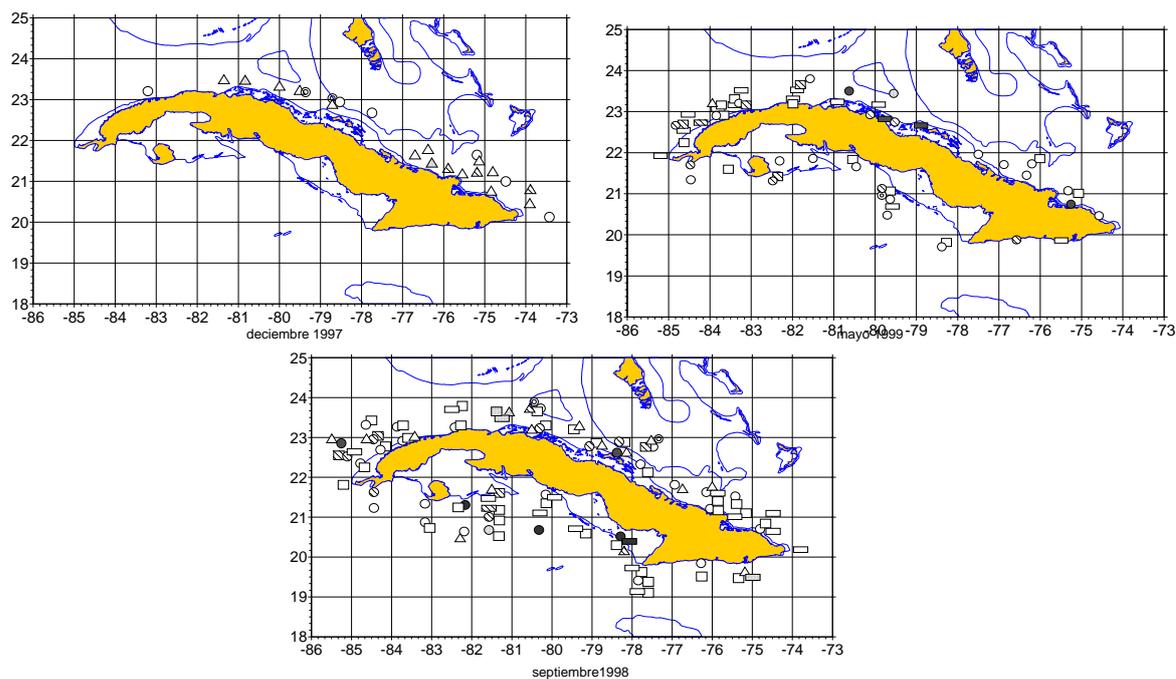


Figura 4. Distribución y concentración de larvas de Thunnidae (Cruceros de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo 1999.)

○ *T. atlanticus* △ *K. pelamis* □ *E. alleteratus* ▭ *T. albacares* ⊙ *A. thazard*
 ○ 0 - 50 ▨ 51 - 100 ⊘ 101 - 200 ● + 200

Larvas de la familia Carangidae

En diciembre de 1997 el desove fue registrado principalmente en la región noroccidental y nororiental de Cuba. (Fig. 5).

La especie *D. punctatus*, con más de 100 y 200 larvas /100m² es la más abundante en aguas cubanas, coincidentemente con los resultados de 14 campañas de investigación (Gutiérrez y Orozco, 1986).

En el crucero de septiembre de 1998 las especies más abundantes fueron *S. crumenophthalmus*, *Ch. chrysurus*, y *T. lathami* con más de 100 larvas/100m² en las regiones central y oriental de Cuba y *Decapterus punctatus* y *Caranx crysus* con más de 200 larvas/100m² al sur de Cuba.

En la temporada de mayo-junio de 1999 las especies dominantes fueron *Decapterus punctatus* y *Caranx crysus*. Ambas especies muestran más de 200 larvas /100 m² en el archipiélago Sabana – Camagüey.

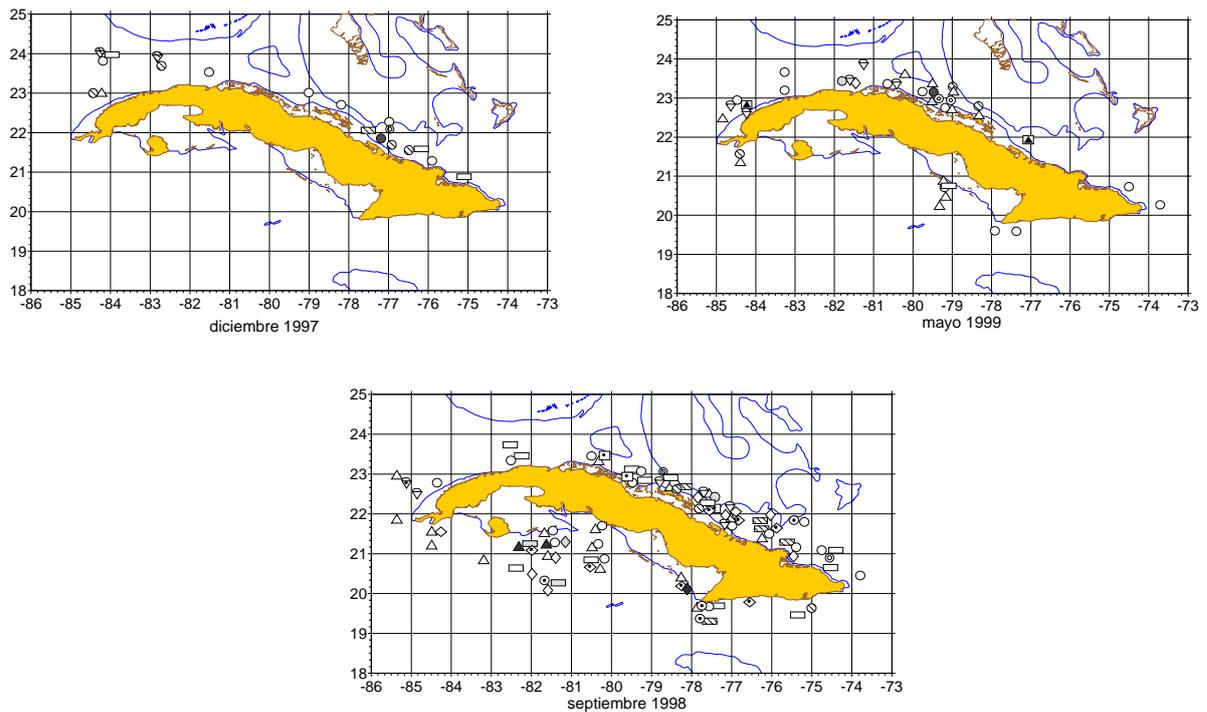


Figura 5. Distribución y concentración de larvas de Carangidae (Cruceos de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999.)

- *Decapterus punctatus* □ *Seriola dumereli* △ *Cananx crysus* ◇ *Trachurus lathami* ◻ *Chloroscombrus crysurus*
 ▽ *Selar crumenophthalmus* ▲ *Selene setapinnis* ⊙ *Caranx hippos* ♡ *S. dumereli* ◻ *O. saurus* ◇ *N. ductor*
 ⊙ *C. hippos* ◇ *S. setapimis* ▲ *Caranx latus*
 ○ 0 - 50 ⊖ 51 - 100 ⊕ 101 - 200 ● + 200

Las colectas realizadas en diciembre de 1997 y mayo de 1999 muestran igual variedad de especies. Sin embargo, en los muestreos de septiembre de 1998 son observadas tres especies (*Oligoplites saurus*, *Caranx ruber* y *Caranx ductor*), no reportadas en diciembre y mayo. Otra característica notoria durante el muestreo de septiembre fue la mayor densidad de 3016 larvas/100m², casi el doble de la reportada en los cruceos de diciembre y mayo.

Larvas de la familia Lutjanidae

Durante el muestreo de diciembre de 1997, la especie predominante *L. synagris* realizó grandes desoves de más de 200 larvas/100 m² al norte de Cayo Coco y de Nuevitás. (Fig. 6).

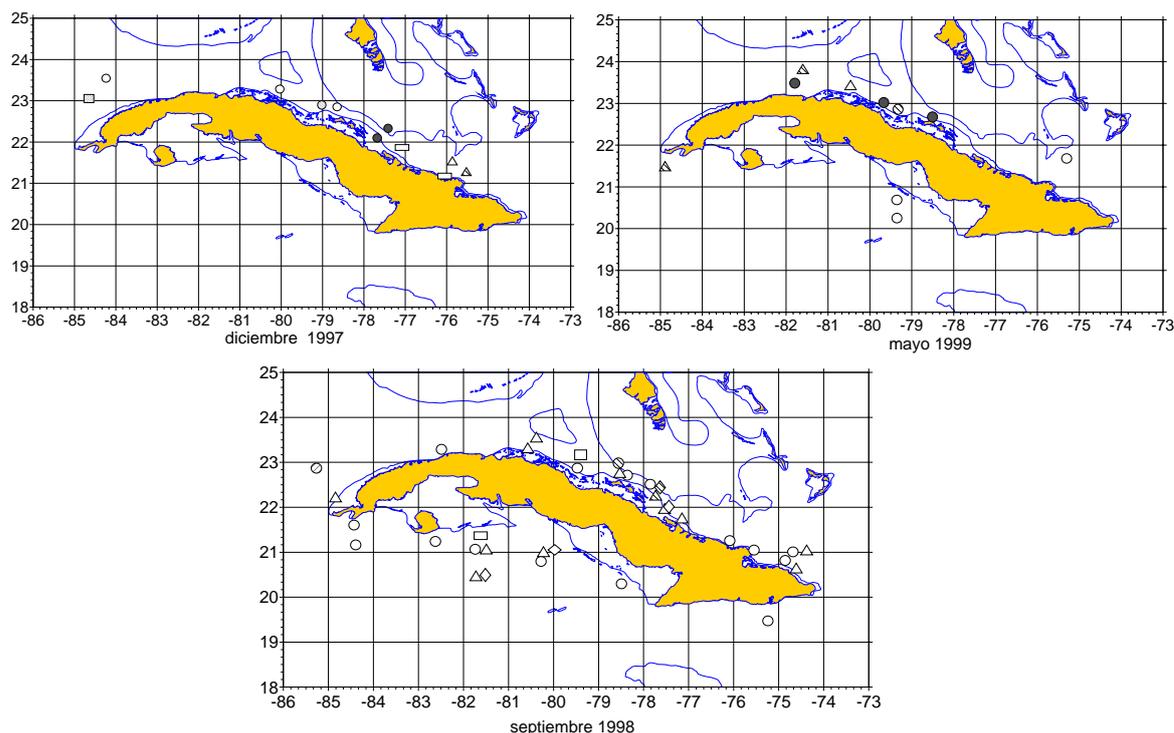


Figura 6. Distribución y concentración de larvas de Lutjanidae (mayo 1999).

○ *L. synagris* △ *L. griseus* □ *L. campechanus* ◻ *Rhomboplites aurorubens* ◇ *L. bucanella*
 ○ 0 - 50 ◐ 51- 100 ◑ 101 - 200 ● + 200

A continuación *L. griseus* desovó con más de 100 larvas/100m² principalmente al norte de Punta Lucrecia (región nororiental de Cuba). Aunque fueron observadas altas concentraciones de larvas, estas no aparecen distribuidas ampliamente en el área. Es posible que las áreas específicas de concentración de adultos para el desove fuera una limitante para la dispersión de las larvas.

En septiembre de 1998 predominaron: *L. synagris* y *L. campechanus*, con las mayores densidades de 100 larvas/100m² al norte de cayo Coco, y norte de cayo Romano respectivamente. En mayo-junio de 1999 la especie *L. synagris* fue la mayor desovadora (+200 larvas/100m²) al norte de Matanzas y de los cayos Fragoso y Romano, sitios estos de agrupación de adultos para el desove (Claro *et al.*, 2001).

Estadística básica de las colectas

La estadística básica de las densidades de larvas de las especies de Thunnidae, Carangidae y Lutjanidae durante los tres muestreos realizados bajo el efecto del ENOS 97-98 es resumido en la (Tabla 6).

Tabla 6. Estadística básica de las colectas (larvas /100 m²) realizadas en los tres cruceros de investigaciones de mayo de 1999, septiembre de 1998 y diciembre de 1997

| Familias | Promedio | Mínimo | Máximo | Desv. Std |
|--------------------|----------|--------|--------|-----------|
| Thunnidae 5-1999 | 78 | 3 | 480 | 105 |
| Thunnidae 9-1998 | 107 | 13 | 576 | 127 |
| Thunnidae 12-1997 | 40 | 0 | 130 | 30 |
| Carangidae 5-1999 | 68 | 3 | 594 | 122 |
| Carangidae 9-1998 | 81 | 8 | 384 | 86 |
| Carangidae 12-1997 | 96 | 16 | 351 | 94 |
| Lutjanidae 5-1999 | 136 | 6 | 555 | 179 |
| Lutjanidae 9-1998 | 36 | 5 | 137 | 2 |
| Lutjanidae 12-1997 | 194 | 12 | 1253 | 382 |

Las concentraciones máximas de las especies pelágicas fueron observadas en los Thunnidos (576 larvas /100m²) durante septiembre de 1998 y en los Carangidos (594 larvas /100m²) durante mayo de 1999, mientras la mayor concentración de larvas de Lutjanidos (1253 larvas /100m²) fue colectada en diciembre de 1997.

El valor promedio de concentración de larvas de Thunnidae (107 larvas /100m²) durante septiembre de 1998, es superior a la de mayo de 1999 y diciembre de 1997. Las especies de Carangidae (96 larvas /100m²) y Lutjanidae (194 larvas /100m²) mostraron la concentración promedio más alta durante el crucero de diciembre de 1997 (mes invernal). Este hecho llama la atención porque durante el mes de diciembre no son esperadas las concentraciones promedios más altas de las especies de Carangidae y Lutjanidae, éstas deben corresponder a las épocas de primavera y verano cuando históricamente se producen los picos de desove.

La concentración promedio y la máxima de las colectas de Lutjanidae muestran los valores más altos en el crucero de diciembre de 1997. Es posible que para estas especies los efectos de las anomalías positivas de la TSM en combinación con otros factores proporcionaran una mayor colecta en el mes de diciembre.

Las colectas entre decenas y miles de larvas/100m² de las especies de Lutjanidae, durante diciembre de 1997 explican la desviación estándar de la densidad de larvas en 382 larvas /100 m². Específicamente las larvas de biajaiba (*Lutjanus synagris*), fueron las de mayor densidad en el orden de 1000 larvas/100m² en estaciones localizadas cerca de Caibarién, lo cual es comprobado en las pesquerías dos años después del desove.

DISCUSIÓN

Las anomalías de la TSM y de la temperatura del aire en el Caribe y su relación con el evento ENOS han sido estudiadas (Carton *et al.*, 1996; Melo *et al.*, 2001; Hernández, 2001; Gutiérrez *et al.*, 2001) para comprobar teleconexiones climáticas entre la cuenca del Caribe y el Pacífico, las cuales han sido probadas por (Enfield, 1997).

Hernández, (2001) analiza una serie de la TSM en aguas cubanas entre el año 1970 y 1998 y encuentra anomalías positivas durante el evento ENOS 1972-73 y a fines de

1976 y primeros meses de 1977. En el evento ENOS 1982-83 la TSM alcanzó valores positivos a partir de diciembre de 1982 y durante todo 1983. El episodio 1987-88 propició anomalías positivas durante 1987 y hasta agosto de 1988. El ENOS 1992-93 presentó anomalías positivas máximas de la TSM hacia fines de 1992, enero de 1993 y primeros seis meses de 1994. Particularmente el ENOS 1997-1998 es caracterizado por un verano cálido en extremo con record de temperaturas del aire máximas y mínimas altas (Cárdenas, 1998) y por anomalías positivas de la TSM discutidas en esta investigación.

Algunas evidencias biológicas de los efectos del ENOS sobre la región oceánica próxima a Cuba, exponen una máxima concentración de pigmentos de clorofila durante el evento ENOS 1982-1983 contrastando con el decrecimiento de la productividad primaria en el Pacífico oriental reportado por (Chávez, 1985) durante estos años. Al sur de Cuba los eventos ENOS se han relacionado con las pesquerías de la langosta (Hernández y Puga, 1995) pero aún no quedan claras estas relaciones (Criales *et al.*, 2003).

La escasa información biológica de los efectos del ENOS conlleva a una evidente desinformación del efecto de El Niño en comunidades del plancton. La presente investigación carece de un cúmulo de información de colectas anteriores que permita realizar comprobaciones más robustas. En general, aún cuando es generada alguna observación durante el evento, se carece de información entre eventos, disminuyendo las posibilidades de comparación entre períodos bajo los efectos con y sin El Niño. Para esclarecer la presencia de este evento en las aguas oceánicas adyacentes a Cuba durante los años 1997-1998 son descritas evidencias físicas por medio de las anomalías de la TSM y respuestas biológicas encontradas en la densidad de las larvas de cruceros realizados con y sin ENOS.

Las anomalías de la TSM observadas durante los tres cruceros oceanográficos de la presente investigación confirman el efecto del ENOS 97-98 sobre las aguas cubanas. Las anomalías térmicas calculadas a partir de la media histórica de cruceros oceanográficos y las anomalías térmicas de la serie de Reynolds en los mismos meses de las investigaciones no muestran diferencias contrastantes. Las diferencias en las magnitudes de las anomalías de la TSM en ambos cálculos son intuitos por las diferentes fuentes de procedencia de los datos. La TSM procedente de cruceros oceanográficos fue medida en redes de estaciones con diferencias entre un punto y otro de 0.09 y 0.16 grados, mientras que en la serie de Reynolds los datos proceden de una rejilla de 1x1 grado. Sin embargo, para los fines de la presente investigación es suficiente notar que ambas series muestran anomalías positivas durante el evento El Niño 1997-1998 y negativas durante la Niña 1999.

La TSM es una de las variables más utilizadas para explicar cambios ambientales, como indicadora de variabilidad en numerosos procesos oceánicos, físicos (Lee y Williams, 1999; Folland *et al.*, 1990) o biológicos (Criales *et al.*, 2003). Para desarrollar esta investigación es escogida esta variable por las facilidades de medición *in situ*, por las posibilidades que ofrecen los datos de satélites y por representar el fenómeno biológico tratado.

Las especies de las familias estudiadas desovan a profundidades que no sobrepasan la termoclina. Estudios realizados por (Frías, 1998) explican que el desove ocurre en toda la capa mezclada, a profundidades principalmente entre 20 y 50 m. En las aguas

oceánicas cubanas la capa mezclada es caracterizada por la homogeneidad térmica hasta aproximadamente los 100 m de profundidad en el invierno y hasta 50 ó 60 m en el verano. Este hecho sugiere que la TSM, es una variable apropiada para estudiar el desove de estas especies.

Las estrategias de reproducción como es la profundidad del desove es diferente para las especies tropicales. Johannes (1978) argumenta que la depredación es el elemento adaptativo determinante en las aguas tropicales y según este autor no parecen existir relaciones entre el proceso de reproducción y las lluvias o la temperatura del agua. Según Claro (1994), no debe ser considerada una única estrategia reproductiva para todos los peces tropicales por la gran variedad ecológica de éstos, además no se conocen las particularidades por especie. En este sentido esta investigación ofrece evidencias de estrategias de reproducción no reportadas para las especies estudiadas al mostrar rangos térmicos de desove que pudieran obedecer a anomalías de la TSM.

Incidencia de la temperatura en el desove

Aún cuando ha existido un interés en determinar los efectos de las anomalías térmicas que provoca El Niño en Cuba (Hernández, 2001; Gutiérrez, 2001) son escasos los trabajos que evalúan su efecto en las comunidades oceánicas. El Niño ha sido incorporado como un factor de variabilidad interanual, a la que los organismos marinos podrían o no estar adaptados. En este sentido durante el muestreo de septiembre de 1998 (año ENOS) ocurre el mayor desove de las especies de *Thunnidae* y *Carangidae*, sin embargo, las especies de *Lutjanidae* desovarón menos (Fig. 7).

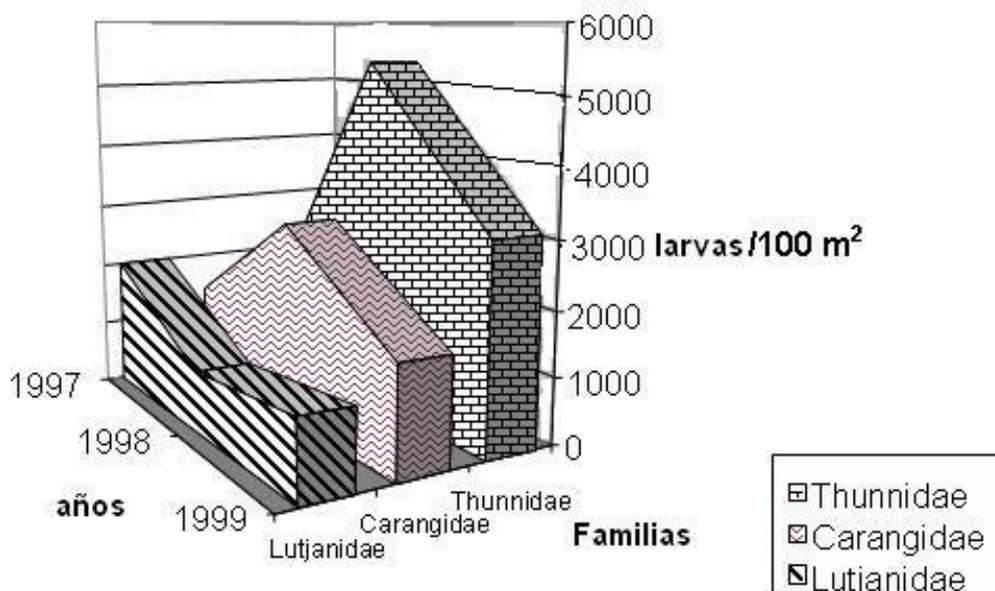


Figura 7. Resultados del muestreo biológico de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999. Densidad (Número de larvas por 100m²) de las especies estudiadas de las familias *Thunnidae*, *Carangidae* y *Lutjanidae*. La mayor densidad de larvas de las especies de *Thunnidae* y *Carangidae* se encuentra en el muestreo de septiembre de 1998. Las especies de *Lutjanidae* no desovarón intensamente durante las altas temperaturas de 1998.

Es probable que los diferentes hábitos de las especies de las familias estudiadas respondieran de manera desigual a los cambios térmicos. Las especies de *Thunnidae* y *Carangidae* son de hábitos pelágicos mientras que las especies de *Lutjanidae* frecuentan

las aguas de la plataforma cubana, las cuales a diferencia del océano responden rápidamente ante los cambios océano-atmósfera por las bajas profundidades que la caracterizan. Bajo estas condiciones las especies de Lutjanidae pueden estar expuestas a temperaturas aún mayores que las reportadas para el océano.

Históricamente coinciden los meses de abril y mayo con el principal pico de desove de la mayoría de las especies estudiadas. Sin embargo, esta investigación encuentra un notorio aumento del total de larvas específicamente de las especies pelágicas (9325 larvas/100 m²) durante el muestreo de septiembre de 1998 en comparación con mayo de 1999 (5945 larvas/100 m²) (Fig. 7).

Las mayores colectas realizadas bajo el efecto ENOS 97-98 podrían resultar de las anomalías positivas de la concentración de clorofila α bservadas en aguas cubanas por efecto del ENOS (Melo *et al.*, 2001). Una mayor concentración de clorofila debe favorecer mayor disponibilidad de alimento para numerosas especies planctónicas.

En el caso de las especies de Lutjanidae la densidad larvaria (2000 larvas/100 m²) fue mayor en diciembre de 1997 que en septiembre de 1998 (933 larvas/100m²) y mayo de 1999 (1196 larvas/100 m²). Las colectas de las especies de Lutjanidae en diciembre, acentúan la idea de la sensibilidad de estas especies a los cambios de la TSM, lo cual será discutido en la sección de sensibilidad a la temperatura de las especies colectadas.

El momento de reproducción de cada especie está determinado por la interacción de varios factores ambientales. Según García (1994), los cambios estacionales del fotoperíodo generalmente coinciden con los de la temperatura. La temperatura es un factor que afecta diferentes comunidades planctónicas (Castro *et al.*, 2000, Chávez *et al.*, 2002, Lavaniegos *et al.*, 2002), también los ciclos lunares parecen ser importantes dentro del proceso reproductivo pero sólo cuando el organismo posee las condiciones fisiológicas adecuadas (Claro *et al.*, 2001).

Ahora serán comparadas las colectas de las especies de la familia *Thunnidae*, *Carangidae* y *Lutjanidae* de los muestreos biológicos de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999 y sus correspondientes anomalías térmicas con datos de cruceros históricos. Los resultados de estas comparaciones no son definitivos pues los estudios de desove de estas especies encuentran que la variedad de formas en que se manifiesta el desove complica el estudio detallado de la reproducción.

La figura 8 muestra las anomalías térmicas anuales durante los meses de mayo, septiembre y diciembre. En rojo son señaladas las anomalías térmicas correspondientes a las fechas de los cruceros comparados.

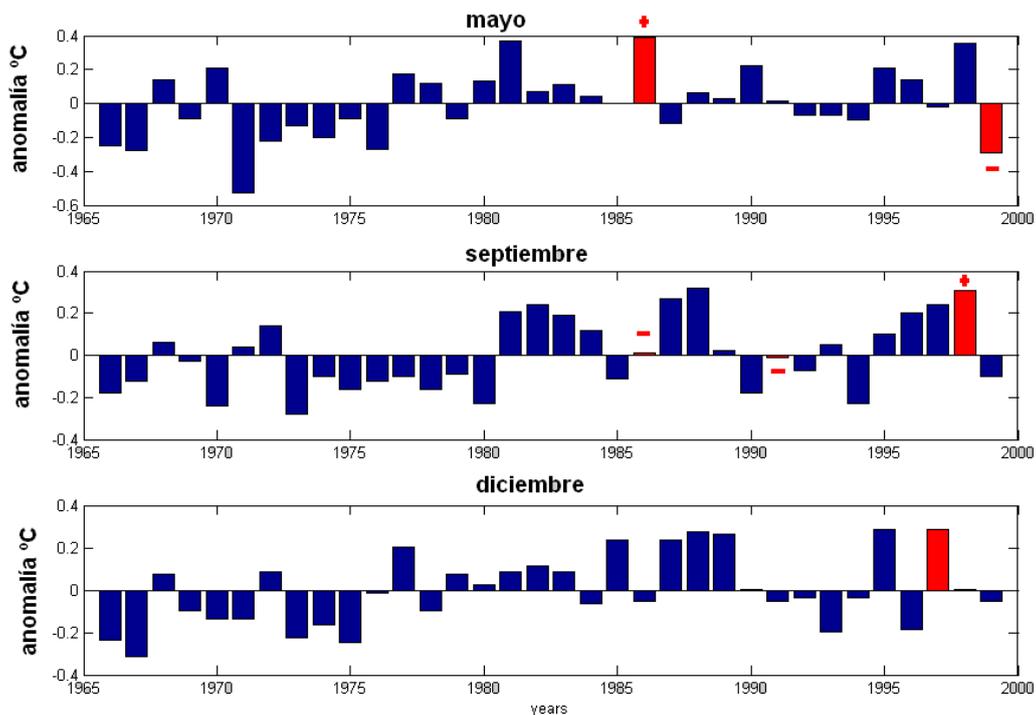


Figura 8. Anomalías térmicas anuales durante los meses de mayo, septiembre y diciembre. La anomalía de la TSM fue calculada a partir de la serie de Reynolds entre los años 1966 y 1999.

La cuantificación del desove de las especies de *Thunnidae* en los meses de mayo-junio muestra que el total del desove (Fig. 9) en las colectas de 1986 es ligeramente superior (3427/100 m²) a la de mayo-junio de 1999 (3101/100 m²).

Las temperaturas más altas registradas en el crucero de junio de 1986, pudieron favorecer una mayor densidad larvaria, pero aún no existen suficientes evidencias que demuestren que sólo el efecto de la temperatura es la causa determinante.

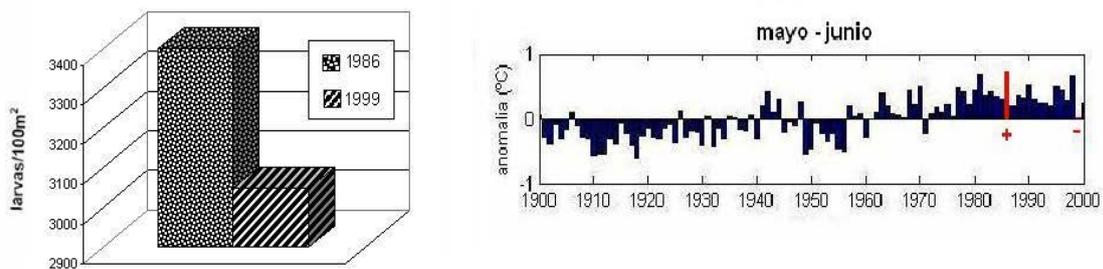


Figura 9. Colectas de larvas de *Thunnidae* durante los muestreos de junio de 1986 y junio de 1999 (Izquierda) Anomalías de la TSM de la serie de Reynolds en el mes de mayo, entre los años 1900 y 2000, para el cuadrante de Cuba ubicado entre los 19°-24 °N y 74°-85 °O (Derecha).

Las concentraciones de las especies de *Thunnidae* durante el muestreo de septiembre de 1998 fueron comparadas con las del crucero de septiembre de 1986 (Fig. 10) notándose mayor abundancia larvaria (5376 larvas/100 m²) en 1998 que en septiembre de 1986 (3427 larvas/100 m²). La relación de la cuantificación del desove y la anomalía de la TSM asociada muestra que las mayores anomalías de la TSM en aguas cubanas durante septiembre de 1998 están relacionadas con las mayores colectas de las especies

de *Thunnidae*.

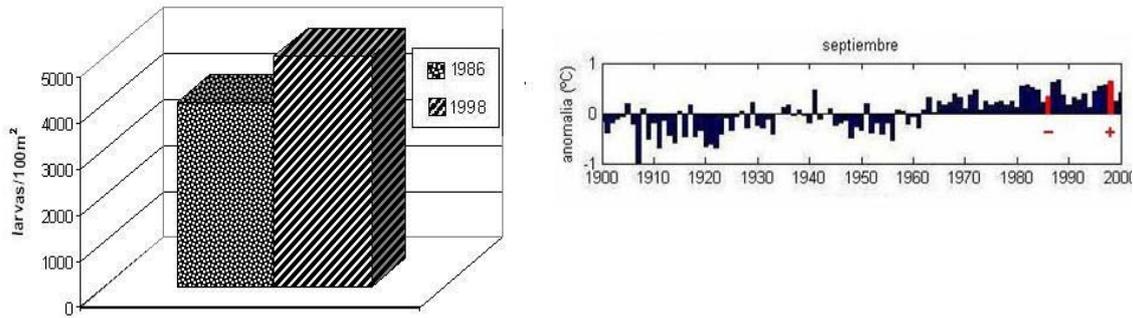


Figure 10. Abundancia de larvas de *Thunnidae* durante los muestreos de septiembre de 1986 y septiembre de 1998. (Izquierda). Anomalías de la TSM de la serie de Reynolds en el mes de septiembre, entre los años 1900 y 2000, para el cuadrante de Cuba ubicado entre los 19°-24 °N y 74°-85 °O (Derecha).

Inversamente a lo observado en el Caribe, el ENOS 97-98 influyó fuertemente en los ecosistemas pelágicos del sur de California. La biomasa del macrozooplancton fue la más baja de un período de 50 años. Las especies (*Loligo opalescens* y *Strongylocentrotus franciscanus*) disminuyeron drásticamente, mientras las capturas de (*Seriola lalandi*, *Sphyraena argentea* y *Thunnus albacares*) se incrementaron. (Lavaniegos *et al.*, 2002)

En el Pacífico ecuatorial occidental el ENOS 97-98 favoreció la expansión hacia el este (a más de 2000 kilómetros) de las zonas de pesca de (*K. pelamis*), habituales en aguas de 29 °C, (Lehodey *et al.*, 1997; Sugimoto *et al.*, 2001). Las zonas de pesca para el atún, (*T. obesus*) también se redistribuyeron hacia el este durante años de EL Niño (Sugimoto *et al.*, 2001).

Las colectas de las especies de Carangidae, ascendieron a 3016 larvas/100 m² durante septiembre de 1998, mientras que en el muestreo de septiembre del año 1991 fueron de sólo 817 larvas/100 m² (Fig. 11). En este caso también existe relación entre las mayores colectas y la mayor anomalía de la TSM, lo cual sugiere que la anomalía positiva de la temperatura puede actuar como mecanismo disparador del desove para estas especies colectadas.

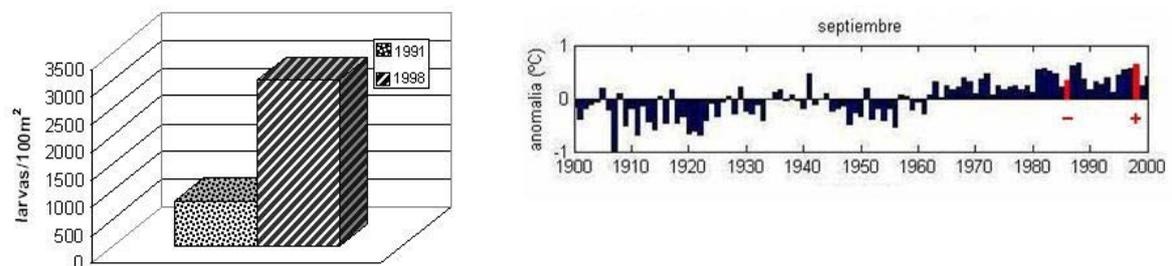


Figura 11. Colectas de larvas de Carangidae durante los muestreos de septiembre de 1991 y septiembre de 1998. (Izquierda). Anomalías de la TSM de la serie de Reynolds en el mes de septiembre, entre los años 1900 y 2000, para el cuadrante de Cuba ubicado entre los 19°-24 °N y 74°-85 °O (Derecha).

En el caso de las especies de Lutjanidae, no es observada gran abundancia en el desove durante el crucero de septiembre de 1998 (933 larvas/100 m²) (Fig. 12) como ocurrió en el crucero de septiembre de 1991 (1550 larvas/100m²). Lo anterior pudiera sugerir que para estas especies de Lutjanidae adaptadas a las aguas de la plataforma cubana, las temperaturas altas de septiembre de 1998 no favorecieron un gran desove. Evidentemente durante septiembre de 1998 las aguas de la plataforma registraron temperaturas aún más cálidas que las del océano. Riera (1983) confirma que las bajas profundidades en la plataforma cubana propician aguas más calidas que las del océano en alrededor de 1 y 2 °C.

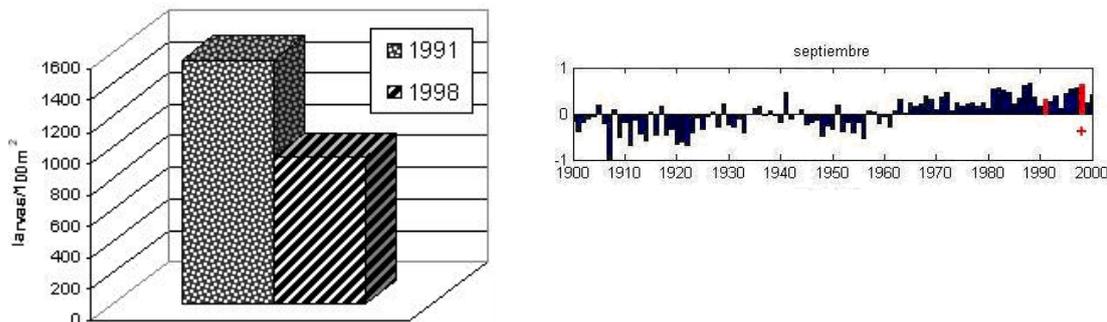


Figura 12. Colectas de larvas de Lutjanidae durante los muestreos de septiembre de 1991 y septiembre de 1998 (Izquierda). Anomalías de la TSM de la serie de Reynolds en el mes de septiembre, entre los años 1900 y 2000, para el cuadrante de Cuba ubicado entre los 19°-24 °N y 74°-85 °O (Derecha).

Diversidad de especies

Las anomalías de la temperatura detectadas durante los tres muestreos no variaron la diversidad de las especies desovadoras en aguas cubanas de la familia *Thunnidae* y Lutjanidae, sin embargo, una característica observada durante septiembre de 1998 es el desove de una mayor diversidad de las especies de Carangidae. (Tabla 7).

Tabla 7. Resultado de las colectadas de las especies de Carangidae durante los cruceros de 1-diciembre de 1997, 2-mayo de 1999 y 3-septiembre de 1998.

| No. De crucero | Especies de Carangidos |
|----------------|----------------------------|
| 123 | <i>D. puntatus</i> |
| 123 | <i>S. dumereli</i> |
| 123 | <i>C. chrysos</i> |
| 123 | <i>T. lathami</i> |
| 123 | <i>C. chysurus</i> |
| 123 | <i>S. crumenophthalmus</i> |
| 3 | <i>O. sarus</i> |
| 3 | <i>N. ductor</i> |
| 13 | <i>C. rubber</i> |
| 23 | <i>C. hippos</i> |
| 23 | <i>S. setapimidis</i> |
| 13 | <i>C. latus</i> |

Del total de las especies que desovaron, cuatro de ellas (*Oligoplites saurus*, *Caranx ruber*, *Caranx ductor* y *C. latus*), no aparecen en las colectas de mayo de 1999 y dos, (*Oligoplites saurus* y *Caranx ductor*) no son observadas en diciembre de 1997. Aunque las especies de esta familia desovan durante todo el año en aguas cubanas, existen picos de desove que dependen de una especie en particular. Históricamente durante la primavera (abril-mayo) y el verano (agosto-septiembre) es esperada la mayor diversidad en el desove de las especies estudiadas. Sin embargo, existen diferencias en los picos de desove. Montolio (1976) reporta que (*D. puntatus*) tiene dos picos, el primero en abril-mayo y un segundo en octubre-noviembre y para el (*C. crysos*) los picos están enmarcados en abril-mayo y agosto-septiembre.

La diversidad de las especies de Carangidae durante septiembre de 1998 fue comparada con la del muestreo de septiembre de 1991. Los resultados de la comparación indican que en septiembre de 1998 desovaron cuatro especies adicionales (*Oligoplites saurus*, *N. ductor*, *C. hippus* y *S. setapimis*), las cuales no fueron colectadas durante septiembre de 1991. El desove de una mayor diversidad de especies de Carangidae durante septiembre 1998 podría estar relacionado con las anomalías de la TSM. Para probar este hecho son necesarias nuevas colectas que demuestren que realmente la temperatura puede afectar el metabolismo de estas especies.

Influencia de la temperatura

Es conocido que la sensibilidad ante cambios de la TSM varía entre las especies de diferentes latitudes e incluso dentro de la misma latitud. (Katsanevakis *et al*, 2006). Por ejemplo, en el caso de la carduma (*Cetengraulis mysticetus*), las anomalías térmicas provocadas durante el ENOS 1997-1998 favorecieron varios máximos reproductivos en el año, siendo en condiciones normales uno solo, mientras que el pargo coliamarillo (*Lutjanus argentiventris*), no mostró períodos reproductivos claros (Rojas *et al.*, 2004).

Las colectas de zooplancton realizadas en aguas cubanas bajo los efectos del ENOS 97-98 y La Niña 1999, estuvieron asociadas a rangos térmicos de TSM más altos (26,9°C y 30,5°C) que los reportados en anteriores investigaciones.

Las colectas de zooplancton realizadas en las aguas oceánicas cubanas por (Juárez y Frías, 1986) y (Frías *et al.*, 1993;1994) indican que las especies pelágicas de la familia *Thunnidae* desovan frecuentemente a temperaturas del agua entre 26.19°C y 27.07°C, sin embargo, la presente investigación encuentra las mayores colectas de *Thunnidae* durante el monitoreo de septiembre de 1998 a temperaturas del agua entre 29.3°C y 30.5 °C, (Fig. 13a)

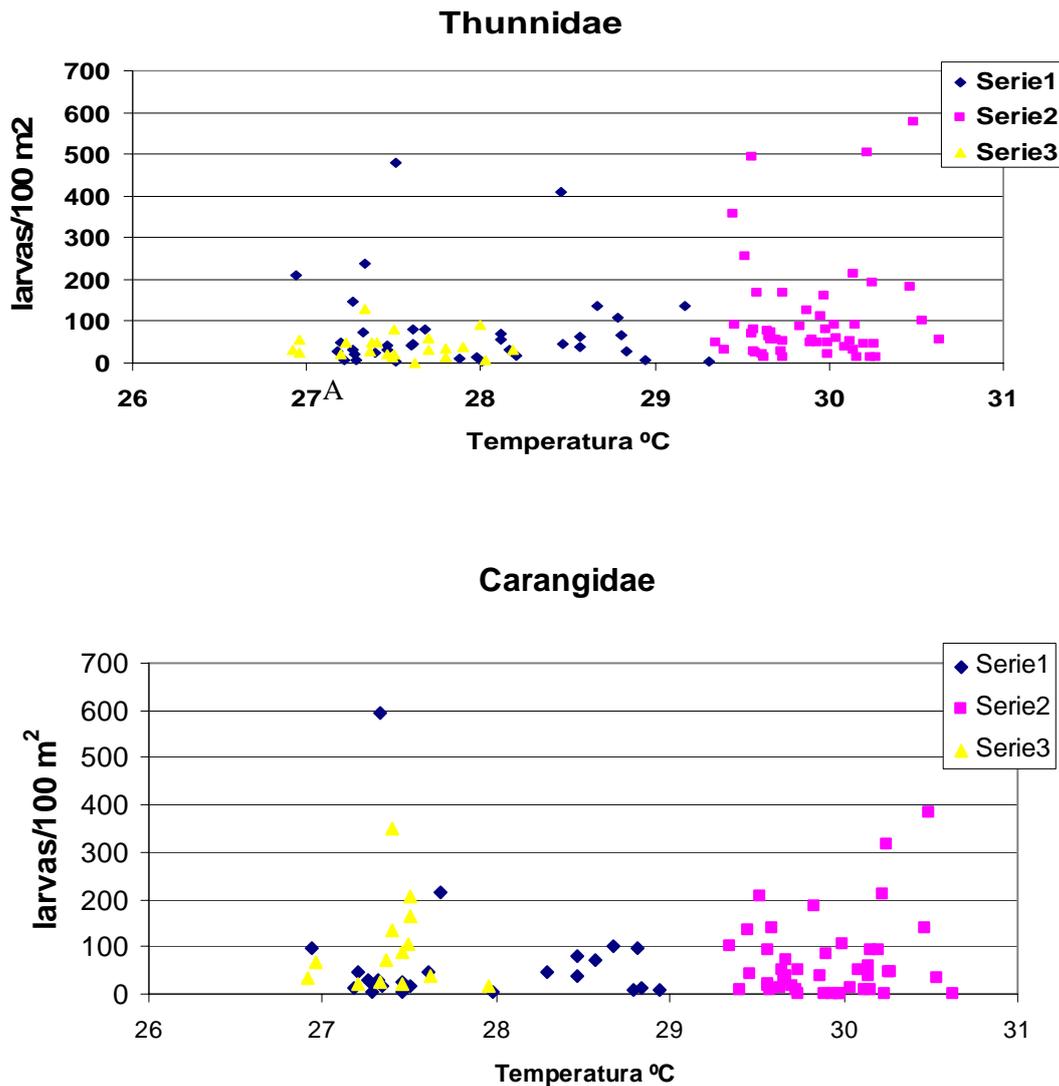


Figura 13. Concentración de larvas de las especies pelágicas durante las colectas de mayo de 1999 (serie 1), septiembre de 1998 (serie 2) y diciembre de 1997 (serie 3)

Según Montolio (1976), el principal desove de las especies de Carangidae es originado cuando el agua tiene temperaturas entre 23°C y 25.5°C . Los monitoreos de diciembre de 1997, septiembre de 1998 y mayo de 1999 indican que el desove de estas especies puede coincidir con temperaturas más cálidas a las reportadas en anteriores monitoreos (Fig. 13).

Es conocido que las especies de Lutjanidae realizan los mayores desoves en aguas con temperaturas cálidas típicas de la primavera y del verano (Claro *et al.*, 2001). Para las especies de *Lutjanidae* la ocurrencia del desove en aguas cubanas es usualmente entre 26°C y 27°C , sin embargo, las colectas de los años 1997, 1998 y 1999 manifiestan que las especies colectadas pueden desovar a temperaturas del agua entre 26.9°C y 30.3°C (Fig. 14).

De forma general, la influencia del ENOS 1997-1998 originó que las especies estudiadas desovaran a temperaturas más cálidas que las históricamente determinadas.

En el escenario de aguas cálidas y saladas del Caribe durante el evento ENOS 97-98 son observadas altas concentraciones de zooplancton fundamentalmente de especies pelágicas. El hecho podría sugerir favorables suministros de comida en el océano, que deberían estar respaldados por los niveles altos de clorofila *a* observados durante el ENOS. Este acontecimiento guarda relación con los reportes de grandes volúmenes de zooplancton asociadas a aguas cálidas y saladas durante el evento ENOS 97-98, en Baja California (Lavaniegos *et al*, 2001).

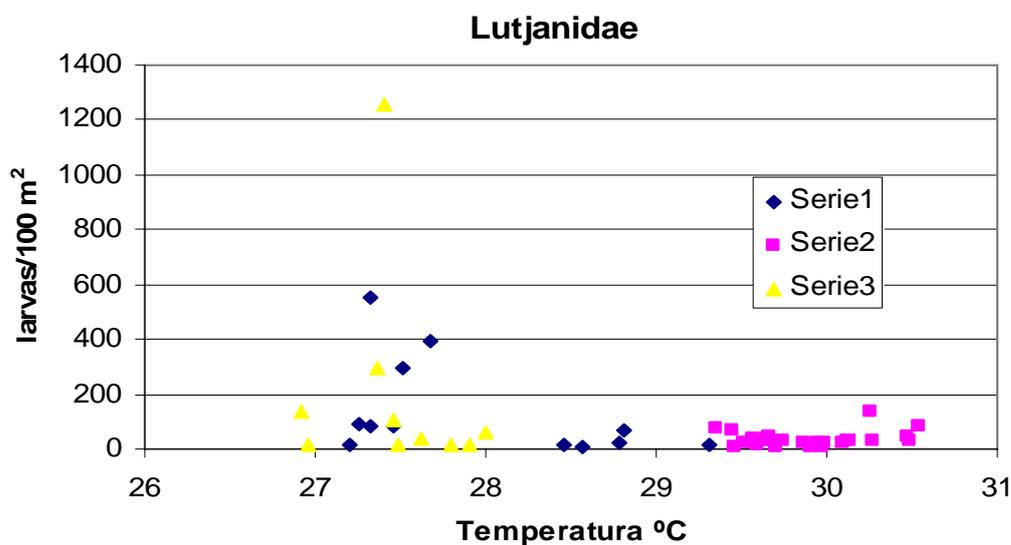


Figura 14. Concentración de larvas de las especies de *Lutjanidae* durante las colectas de mayo de 1999 (serie 1), septiembre de 1998 (serie 2) y diciembre de 1997 (serie 3).

Capturas de *L. synagris* dos años después del desove

Claro (1982) verifica que en mayo por lo regular ocurre el mayor desove de la biajaiba (*Lutjanus synagris*), sin embargo, las anomalías positivas de la TSM en diciembre de 1997 favorecieron el desove de esta especie. Específicamente, dos años posteriores al desove de diciembre de 1997 es observado un notable pico de captura a nivel nacional de la biajaiba (Figura 15).

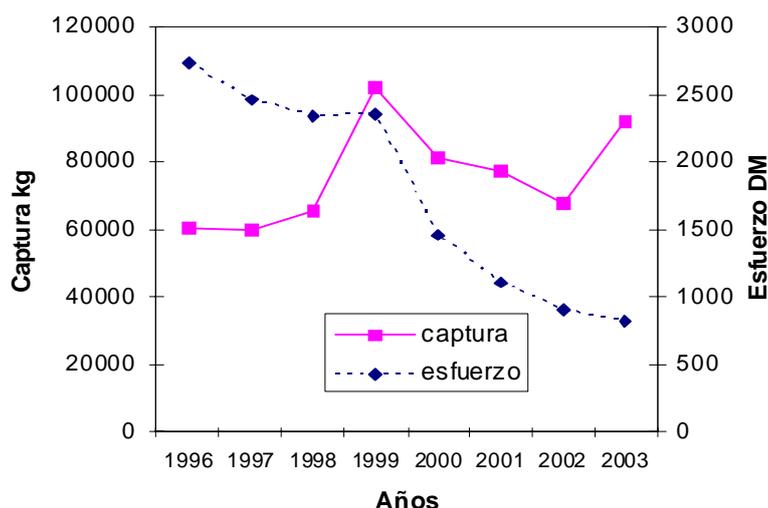


Figura 15. Captura anual de la biajaiba (*Lutjanus synagris*) contra esfuerzo pesquero dado en días mar. (D.M). (Establecimiento de Caibarién del Ministerio de la Industria Pesquera).

En el establecimiento de Caibarién la captura de esta especie durante el año 1999 ascendió a 102.423 t. Es oportuno señalar que el esfuerzo pesquero del establecimiento de Caibarién del año 1999, fue similar al del año anterior, sin embargo, las capturas durante el año 1998 fueron notablemente inferiores (~60 t). La marcada diferencia en las capturas de los años 1998 y 1999, sugiere que el esfuerzo pesquero no fue el factor determinante para lograr las mayores capturas. En este sentido las causas apuntan a factores ambientales. Podría pensarse que la alta temperatura durante el proceso de desove junto a otros factores ambientales propició un mayor desove de la biajaiba, lo cual repercutió dos años después en las grandes pesquerías de la especie.

Los efectos del ENOS 97-98 reconocidos en esta investigación no son concluyentes, evidentemente serán necesarias nuevas investigaciones que permitan esclarecer las interacciones físico-biológicas que fomenta el ENOS en los ecosistemas marinos, los cuales son escenarios complejos que contienen miembros con variedad de estrategias para la supervivencia, incluyendo los ciclos reproductivos diferentes de las especies dentro de una misma familia.

BIBLIOGRAFÍA

- CÁRDENAS, P, 1998. EVENTO ENOS 1997. *Boletín de SOMETCUBA*. 4(1):122-129
- CARTON, JA; X CHAO; BS GIESE y AM da SILVA, 1996. Decadal and interannual SST Variability in the tropical Atlantic ocean. *J. Phys. oceanogr.*, 26:1165-1175
- CASTRO, LR; GR SALINAS y EH HERNANDEZ, 2000. Environmental influences on winter spawning of the anchoveta *Engraulis ringens* off Central Chile. *Marine Ecology Progress Series*, 197: 247-258.
- CHANG, P, L JI y H LI, 1997. A decadal climate variation in the tropical Atlantic ocean from thermodynamic air-sea interactions. *Nature*, 385: 516-518

CHAVEZ, P.F., J.T. PENNINGTON, C.G. CASTRO y J.P. RYAN, 2002. Biological and chemical consequences of the 1997-1998 El Niño in Central California Waters. *Prog Oceanogr*, 54:205-232.

CLARO, R, 1982. Ecología y ciclo de vida de la biajaiba, *Lutjanus sinagrys* en la plataforma cubana. *Rev. Invest*, 5:1-37.

CLARO, R; KC LINDEMAN y LR PARANTI, 2001. Ecology of the Marine Fishes of Cuba. *Smithsonian Institution*, 253 pp

CRIALES, MA ; C YEUNGB ; DL JONESA; TL JACKSONC y WJ RICHARDSC, 2003. Variation of oceanographic processes affecting the size of pink shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) postlarvae and their supply to Florida Bay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 457-468

EMERY, W y RE THOMSON, 2001. Data Analysis Methods in Physical oceanography. ELSEVIER, Amsterdam, Netherlands, second edition. 636 pp

ESCRIBANO, R; G DANERI; L FARIAS; V GALLARDO; H GONZÁLEZ; D GUTIÉRREZ; C LANGE; C MORALES; O PIZARRO; O ULLOA y M BRAUN, 2004. El Niño in the Chilean coastal upwelling system *Deep-Sea Research*, 51(2):2389-2411

FOLLAND, CK; TR KARL y KY VINNIKOV, 1990. Cambio Climático. Evaluación científica del IPCC, informe final del IPCC. Variaciones y cambios climáticos observados, pp. 219-260. OMM. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 1ra edición.

FRÍAS, MP y M MONTOLIO, 1986. Distribución y abundancia larvaria de las especies de la familia Carangidae en la zona económica de Cuba. *Revista Cubana de Invest.* 10(1):2-9.

FRÍAS, MP; G DELGADO; C ÁLVAREZ y N FERNÁNDEZ, 1994. Distribución y abundancia larvaria de las especies *Katsuwonus pelamis* y *Thunnus atlanticus*: *Pieces: Scombridae*, en la Z.E.E, de Cuba. *Rev. Cub. Inv Pesq.*, 18(2):44-49.

FRÍAS, M, 1998. Distribución, abundancia de larvas de túnidos (*Pisces: Scombridae*) y su relación con factores hidrometeorológicos en Cuba. (Tesis). Univ. Habana, La Habana, Cuba, pp 1-90

GARCÍA A; R CLARO y BV KOSHELEV, 1994. Ecología de los peces marinos de Cuba. Capítulo 4. Reproducción. Instituto de Oceanología. Academia de Ciencias de Cuba y Centro de Investigaciones de Quintana Roo. México. pp 525.

GONZÁLEZ, HE; M SOBARZO; D FIGUEROA y EM NÖTHIG, 2000. Composition, biomass and potential grazing impact of the crustacean and pelagic tunicates in the northern Humboldt Current area off Chile: differences between El Niño and non-El Niño years. *Mar Ecol Prog Ser*, 195: 201-220.

GUITART, DJ, 1971. Un nuevo sistema para redes de plancton En: Coloquio sobre investigaciones y recursos del Mar Caribe y regiones adyacentes. UNESCO. Paris

GUTIÉRREZ, A; J VIAMONTES; J PÉREZ; J JIMÉNEZ y R BARBEITO, 2000. Comportamiento de la temperatura superficial del mar alrededor de Cuba en un período de 33 años. CD/MARCUBA 2000.

GUTIÉRREZ, E y L OROZCO, 1986. Larvas de Carángidos en aguas cubanas. *Poeyana*, 324:15-21

JUÁREZ, M y P FRÍAS, 1986. Distribución de las larvas de bonito (*Kasuwonus pelamis*) y falsa albacora (*Thunnus atlanticus*) (Pisces: *Scombridae*) en la zona económica de Cuba Actas de la conferencia ICCAT sobre el Programa del Año Internacional del Listado. Madrid pp 533.

KATSANEVARIS, S y G VERRIOPOULOS, 2006. Modelling the effect of temperature on hatching and settlement patterns of meroplanktonic organisms: the case of the octopus. *Scientia Marina* 70(4):111-123

KENNEDY, VS; RR TWILLEY; JA KLEYPAS; JH COWAN y SR HARE, 2002. Coastal and Marine Ecosystems and Global Climate Change: Potential Effects on U.S. Resources. Report, U.S. Pew Center on Global Climate Change, 52 pp.

KIMURA, S; M NAKAI y T SUGIMOTO, 1997. Migration of albacore, *Thunnus alalunga*, in the North Pacific ocean in relation to large oceanic phenomena. *Fisheries oceanography*, 6: 51-57

KRAMER, DM; J KOLIN; EG STEVENS; JR THRAIKILL y J ZWEIFEL, 1972. Collecting and processing data on fish eggs and larvae in the California. *Current Region. NOAA Tech. Rep. NMFS. Circ.370*:1-38.

LAPINEL, B; D PÉREZ; V CUTIÉ y C FONSECA, 2002. Los eventos ENOS y su asociación con la sequía en Cuba. *Rev. Cub. de Meteorología* (9) 2 :54-59

LAVANIEGOS, BE; LC JIMÉNEZ-PÉREZ y G GAXIOLA-CASTRO, 2002. Plankton Response to El Niño 1997-1998 and La Niña 1999 in the southern region of the California Current. *Prog oceanogr* 54:33-58

LEE, TN y E WILLIAMS, 1999. Mean distribution and seasonal variability of coastal currents and temperature in the Florida Keys with implications for larval recruitment. *Bulletin of Marine Science* 64, 35-56.

LEHODEY, P, M BERTIGNAC; J HAMPTON; W LEWIS y J PICAUT, 1997. El Niño Southern Oscillation and tuna in the western Pacific. *Nature*, 389:715-717

MAUL, G y F VUKOVICH, 1993. The relationship between variations in the Gulf of Mexico, Loop Currents and Strait of Florida volume transport. *J. Geophys Res*, 23: 786-796

MELO, N; F MÜLLER-KARGER; R PÉREZ; I VICTORIA; P CÁRDENAS y I MITRANI, 2000. Near surface phytoplankton distribution in the western Intra-

- Americas Sea: The influence El Niño and weather events. *J. Geophys. Res.*, 105 (6): 14029- 14043
- MOLINARI, RL, 1981. Surface currents in the Caribbean Sea deduced from Lagrangian observations. *J. Geophys Res*, 86:6537-6542
- MONTOLIO, M, 1978. Estudio taxonómico y morfológico de *Caranx hippos Limaeus*, 1766 y algunos aspectos sobre su abundancia desarrollo y mortalidad larvaria. *Rev. Cub. Inv.* 3(4):15-26.
- MOORES, CNK y A MAUL, 1998. Intra-Americas Sea circulation, 11:183-197
- PEARCE, A y B PHILIPS, 1988. ENSO events, the Leewin current, and larval recruitment of the western rock lobster. *J. Cons. Int. Expl. Mer.*, 44: 18-26.
- PRINGLE, JD, 1986. California spiny lobster (*Panulirus interruptus*) larval retention and recruitment: a review and synthesis. *Can. J. Fisheries Aquat. Sci.*, 43(11): 2142-2152.
- REYNOLDS, RW y TM SMITH, 1994. Improved global sea surface temperature analyses using optimum interpolation. *J. Climate*, 7: 929-948.
- RIERA, LM, 1983. Régimen hidrológico de la plataforma insular de Cuba. *Cien. de la Tierra y el Espacio*, 7. 81-110.
- ROJAS, P; C GUTIÉRREZ; W. PUENTES; A VILLA y E RUBIO, 2004. Aspectos de la biología y dinámica poblacional del pargo coliamarillo *Lutjanus argentiventris* en el Parque Nacional Natural Gorgona, Colombia. *Invest. Mar*, 32(2): 23-36
- SANCHEZ-VELASCO, L; C AVALOS-GARCIA; M RENTERIA-CANO y B SHIRASAGO, 2004. Fish larvae abundance and distribution in the central Gulf of California during strong environmental changes (1997-1998 El Niño and 1998-1999 La Nina) *Deep-Sea Research*, 51:711-722
- STURGES, W y R LEBEN, 2000. Frequency of ring separations from the loop current in the gulf of Mexico *J. Geophys Res*, 30:1818-1820
- SPOUNAGLE, S, RK COWEN; A SHANKS; SG MORGAN; JM LEIS; J PINEDA; G BOEHLERT; MJ KINGSFORD; KC LINDEMAN; C GRIMES y JL MUNRO, 2002. Predicting self-recruitment in marine populations: Biophysical correlates and mechanisms. *Marine science*, 70 (1): 341-375.
- SUGIMOTO, S; A KIMURA y T KAZUAKI, 2001. Impact of El Niño events and climate regime shift on living resources in the western North Pacific. *Progress in oceanography*, 49: 113-127

