

Informe final de proyecto

**Gestión integrada del humedal al sur de las
provincias de Artemisa y Mayabeque, como
alternativa para el enfrentamiento al cambio
climático.**

Código: PNAP 1802; 600.01002



Proyecto no asociado a programa (PNAP)

Entidad Ejecutora Principal: Instituto de Ecología y Sistemática

Periodo de ejecución: enero 2018 - diciembre 2020

Colectivo de autores IES

Lic. Julio Cesar Alvarez Montes de Oca

Coordinador del Proyecto

Herbario Nacional de Cuba

Instituto de Ecología y Sistemática

RESUMEN EJECUTIVO

Identificación del proyecto.

Título: Gestión integrada del humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque, como alternativa para el enfrentamiento al cambio climático

Código: PNAP – 1802

Entidad Ejecutora Principal: Instituto de Ecología y Sistemática (IES).

Entidades subcontratadas: Instituto de Ciencias del Mar (ICIMAR), Facultad de Geografía - Universidad de La Habana, Instituto de Geofísica y Astronomía (IGA)

Resumen:

En el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque se iniciaron y continuaron acciones de diagnóstico, evaluación y monitoreo para la recuperación de los ecosistemas naturales y sus servicios, como medida de adaptación para el enfrentamiento al cambio climático. Se evidencian elevada degradación de todos los ecosistemas ocasionada principalmente por la actividad humana, los cambios del clima y las especies exóticas invasoras. Se identificaron 13 formaciones vegetales destacándose los herbazales de ciénaga, bosques de mangles y bosques de ciénaga por sus dimensiones, función, dinámica e importancia. El establecimiento de experimentos y acciones de restauración entonces, estuvieron enfocados hacia estos tres ecosistemas. En los herbazales de ciénaga la prioridad está en la rehabilitación de la hidrología, la eliminación de casuarinas (principalmente *Casuarina equisetifolia*) y la prevención de los incendios; en los bosques de ciénaga en la disminución y eliminación de las poblaciones de la almendra de la India (*Terminalia catappa*), la actividad furtiva y la rehabilitación con especies vegetales propias del ecosistema; y en los bosques de mangles en la facilitación y restablecimiento de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en la primera línea de costa a través de la limpieza de zanjas y microcanales, y la siembra directa en caso que sea necesario. Desde el año 1990 hasta el 2020 se observa una tendencia a la expansión de los bosques de mangles en el humedal, y hasta

el 2011 los bosques de ciénaga; con el decrecimiento de los herbazales de ciénaga en casi todo el periodo excepto del 1995 al 2020 donde ganaron espacio. Del 2015 al 2020 se observa un aumento en la salud de los bosques de mangles y en el 2020 los herbazales de ciénaga y bosques de ciénaga presentaron condiciones variadas entre sitios muy degradados hasta otros con salud muy buena en dependencia de la localidad. A partir del análisis cartográfico del paisaje se identificaron 2 unidades morfológicas de primer orden (localidades) y 23 de segundo orden (comarcas). Al analizar por ecosistemas, los herbazales de ciénaga albergaron la mayor riqueza de especies vegetales. Se identificaron en el humedal 809 especies vegetales donde el 75,78% fueron nativas. Respecto a las especies vegetales exóticas fueron invasoras el 59,43% y potencialmente invasoras el 12%. A partir de esta información, se realizaron propuestas de especies vegetales nativas para utilizar en labores de restauración y rehabilitación, y de manejo y control para especies vegetales invasoras y potencialmente invasoras. En los bosques de ciénaga al parecer, el anillamiento de los árboles adultos de almendro de la India y la eliminación de la regeneración natural de esta especie, con el apoyo de la regeneración natural de especies nativas, es la medida más efectiva para la recuperación de estos ecosistemas. La mayoría de las especies nativas propuestas para llevar a vivero mostraron rangos de temperatura óptima para la germinación de 25/30°C o 25/35°C y la dormancia fisiológica como estrategia más común. Se identificaron 34 especies y/o morfoespecies de seis géneros de hongos micorrizógenos arbusculares, con predominio del género *Glomus*. Asimismo, se informaron cinco nuevos taxones para Cuba y una nueva especie para la ciencia. En relación con la fauna el área, los valores indican su importancia para este grupo, además de condiciones adecuadas que permiten su utilización. Se observaron 41 especies de mariposas y 20 de libélulas y su distribución estuvo relacionada con las condiciones de los sitios de muestreo; en peces de agua dulce se identificaron 12 especies pertenecientes a 9 géneros y 5 familias, 10 fueron nativas y 2 exóticas, con un endemismo del 70%; las aves estuvieron representadas por 97 taxones con un endemismo del 24,18%. Respecto a los suelos orgánicos del sur de Güira de

Melena predominan los tipos Histosol Mésico y dentro de éste, los subtipos Tétrico y Fíbrico y Thiónico. Se detectó eutrofización en aguas dulces y marino-costeras del humedal provocado probablemente por el escurrimiento desde zonas de cultivos agrícolas al norte de su ubicación y los asentamientos poblacionales. La riqueza de especies asociadas a las raíces de mangles fue pobre o ausente debido a la amplitud media de la marea y la baja profundidad de la zona; así como al tamaño de las raíces sumergidas. El movimiento de las aguas estuvo determinado por la marea, y la dirección del flujo de las aguas marinas a través de canales y ríos por los drenajes de agua dulce procedente de los badenes más próximos. La evolución de la dinámica de la costa muestra ganancias y pérdidas por regiones del litoral, aunque como balance general hay predominio de los procesos erosivos, y continúa el retroceso en la línea costera. Incorporación de los resultados alcanzados en el proyecto, en los planes de desarrollo local para la gestión del humedal y la zona costera

Objetivo general y específicos planteados en el proyecto

Objetivo general:

Orientar desde el conocimiento científico mediante la teoría y la práctica, a las empresas forestales, decisores y comunidades en las acciones de rehabilitación y restauración del humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque como adaptación para el enfrentamiento al cambio climático.

Objetivos específicos:

1. Diseñar un protocolo de rehabilitación y restauración del humedal al sur de las provincias Artemisa y Mayabeque, con énfasis en los ecosistemas de bosque de ciénaga y herbazal de ciénaga.
2. Actualizar el estado de las especies exóticas invasoras que afectan el desarrollo del humedal.

3. Determinar la dinámica de los procesos oceanográficos y biogeoquímicos en el sector costero de intervención.
4. Crear capacidades para la comprensión y protección de los recursos naturales del humedal en diferentes grupos metas.

Resultados obtenidos y correspondencia con los objetivos planteados

Resultado 1: Protocolo para la rehabilitación y restauración del humedal al sur de las provincias Artemisa y Mayabeque

Acorde a los objetivos planteados se iniciaron acciones para proponer un protocolo de restauración y rehabilitación para el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque. Se desarrolló un esquema teórico que parte del desarrollo de la idea de intervención, con el diagnóstico previo del área de interés, la identificación de las causas de deterioro y la aplicación a fuentes de financiamiento. Luego de adquirir las aprobaciones y los recursos, corresponde entonces realizar estudios de mayor profundidad que implique la identificación de los tipos de ecosistemas y su dinámica, variables químicas, físicas, biológicas y climáticas, paisaje y su estructura funcional, caracterización hidrogeológica, geomorfológica, caracterización de la vegetación, flora, fauna y microbiota asociada al suelo y el agua, entre otras variables, que permitan la elaboración de mapas y modelaciones, para identificar en consenso con los expertos de cada tema y tomadores de decisiones en los sitios de intervención, las acciones a realizar y su magnitud, enfocándose en la eliminación o mitigación de las causas de deterioro como acción primero e imprescindible (eg. proveer o limitar la presencia de agua, contribución y estimulación de la fertilidad del suelo, disminución de nutrientes en el agua, facilitación y desarrollo de bacterias estabilizadoras de suelo, eliminación de especies invasoras, preparación de áreas y quemadas controladas, apoyo a la regeneración natural nativa, etc.). Estas evaluaciones pueden conllevar la modificación o cambio de planes y tareas acordadas en los inicios del desarrollo de la idea. Igualmente en este plano, debe

establecerse los indicadores de estado (eg. composición química, física y microbiológica del suelo y el agua, diversidad y abundancia de la meso y macrofauna del suelo, de mariposas, libélulas, moluscos, aves, mamíferos, reptiles anfibios, presencia y grado invasión de especies exóticas entre otros). En una fase siguiente, y solo para casos necesarios se tomarían acciones directas de restauración en las áreas afectadas; para ecosistemas terrestres esta acción usualmente implica la reforestación de áreas. En todo el proceso se establece un sistema de evaluación y monitoreo que pudiera ser reajustado según se observe el comportamiento de los ecosistemas y los grupos en el área. La socialización de los resultados es un aspecto fundamental en todo el proceso, permitiendo compartir información relevante y lecciones aprendidas.

Como parte de este resultado e integrando hacia el protocolo de restauración del humedal se:

- identificaron 8 causas de deterioro del humedal: 1- Sobreexplotación de los recursos con la pérdida de la diversidad, estructura y composición de los ecosistemas, y su fragmentación; 2- Sistemas de riego poco eficientes en la llanura al norte del humedal; 3- Disminución del promedio anual de precipitaciones; 4- Incendios; 5- Invasiones biológicas; 6- Dique sur; 7- Erosión costera; 8- Frecuencia de sistemas tropicales severos.
- identificaron 13 formaciones vegetales y varias plantaciones forestales. Acorde a la clasificación de Capote y Barezaín (1989) las formaciones vegetales se identifican como: bosque siempreverde de mangles, herbazal de ciénaga, bosque siempreverde de ciénaga, bosque semidecíduo micrófilo, bosque semidecíduo mesófilo, comunidades acuáticas de agua dulce, comunidades acuáticas de agua salobre, bosque de galería, complejo de vegetación de costa arenosas, comunidades halófitas, sabanas *s/l.*, vegetación segetal y vegetación ruderal. Los bosques siempreverde de mangles, herbazal de ciénaga, bosque siempreverde de ciénaga fueron las formaciones vegetales más representativas del área.
- identificaron 809 especies vegetales a partir de los recorridos realizados al área, información publicada y/o de materiales de herbario. Esta información

reúne especies de áreas naturales, seminaturales y asentamientos urbanos. El 75,65 % de las especies vegetales identificadas en el humedal fueron nativas, de estas solo el 8,99 % endémicas de Cuba. Las especies vegetales invasoras se tratan en otro acápite

- determinó que para el año 2020 los herbazales de ciénaga constituyeron el ecosistema de mayor extensión con 18 038,61 hectáreas (51 % del área de intervención) seguido por los bosques de mangles con 9 126,26 hectáreas (27 %) y los bosques de ciénaga con 3 258,16 hectáreas (11 %). Tomando como punto de comparación el mapa de cobertura vegetal del 2015 ha ocurrido el incremento en área de los bosques de mangle y bosques de ciénaga, con el decrecimiento del área de los herbazales de ciénaga hacia el año 2020; desde el año 1990 ha existido una tendencia al incremento en área de bosque de mangles de forma natural en el humedal, con el decrecimiento de los bosques de ciénaga desde 1990 al 2011, donde luego estos comenzaron a ganar espacio hasta el 2020; los herbazales de ciénaga decrecieron en la mayor parte del periodo excepto entre 1995 al 2000 donde ganaron espacio
- identificaron en el humedal 2 unidades morfológicas de primer orden (localidades) y 23 unidades de segundo orden (comarcas) a partir del análisis cartográfico del paisaje; a partir del análisis de la estructura funcional existe una estrecha relación entre las unidades de paisaje que se encuentran a mayor altura con respecto a las más bajas y los flujos de sustancias se establecen desde las unidades elevadas hacia las más bajas, a través de los flujos hídricos. En las unidades bajas este flujo está influenciado por una fuerte contribución marina, que se manifiesta en el intercambio energético y sustancial, así como una dinámica costera de gran intensidad.
- determinó la existencia de un solo patrón general de organización funcional paradinámica en el territorio, con clara dependencia e interacción entre los paisajes en sentido lateral, activo intercambio de sustancia y energía entre las unidades y el efecto especial de barreras. La estructura funcional paradinámica se ordena en una disposición sur - norte, conformando hileras funcionales sublatitudinales extendidas de este a oeste, a lo largo de la costa

- determinó que en la salud del humedal: el ecosistema de manglar en el año 2015 se encuentra de medianamente deteriorado a muy deteriorado en la mayor parte de su extensión; hacia el año 2020 el área muestra signos de recuperación con regiones catalogadas de muy buenas y buenas; en el año 2020 los herbazales de ciénaga presentan varias áreas con salud de buena a muy buena, así como áreas deterioradas fundamentalmente en sitios cercanos a asentamientos poblacionales; para este mismo año los bosques de ciénaga se encuentran deteriorados y con poca salud en la mayoría de su extensión, y solo pocas áreas, principalmente en zonas de acceso limitado muestran salud muy buena
- determinó que en los suelos orgánicos del sur de Güira de Melena predominan los tipos Histosol Mésico y dentro de éste, los subtipos Tétrico y Fíbrico y Thiónico
- presentó diversidad de cianobacterias y microalgas destacando las diatomeas y filamentosas tanto Charophytas como Chlorophytas
- propone la mitigación de las causas de deterioro con énfasis en los ecosistemas más representativos del humedal, donde para los herbazales de ciénaga debe preverse y controlarse los incendios y en los bosques de ciénaga la recuperación de su estructura y composición con la impostergable eliminación de las especies vegetales invasoras. En los bosques de ciénaga al parecer el anillamiento de los árboles adultos de almendro de la India y la eliminación de la regeneración natural de esta especie, con el apoyo de la regeneración natural de especies nativas, es la medida más efectiva para la recuperación de estos ecosistemas
- realizó una propuesta con más de 35 especies vegetales para utilizar en las acciones de restauración particularizando por ecosistema y en caso que sea necesario
- estudió las estrategias de regeneración y preferencias por el hábitat de más de 82 especies arbóreas y arbustivas nativas propias del humedal o que pueden ser utilizadas en los bosques recreativos adyacentes, y 4 especies exóticas observándose como estrategia más común fue la dormancia fisiológica y los

rangos de temperatura óptima para la germinación fueron de 25/30°C o 25/35°C, asimismo la mayoría de las semillas son tolerantes a la desecación lo que facilita su conservación en banco de germoplasma

- identificaron 34 especies y/o morfoespecies de Hongos Micorrizógenos Arbusculares pertenecientes a 6 géneros, con predominio de las familias Glomeraceae (17) y Acaulosporaceae (7) y entre los géneros, el *Glomus* con 10 especies
- identificaron 41 especies de mariposas y 20 de libélulas y su distribución estuvo relacionada con las condiciones de los sitios de muestreo
- identificaron en peces de agua dulce 12 especies pertenecientes a 9 géneros y 5 familias, 10 fueron nativas y 2 exóticas, con un endemismo del 70 %
- identificaron 97 taxones de aves con un endemismo del 24,18%

A partir de la información obtenida se realizó y se encuentra listo para edición un catálogo de las 50 especies vegetales nativas de mayor relevancia en el humedal teniendo en cuenta su abundancia, endemismo y funciones en el ecosistema (Anexo 1); también un catálogo de las especies de Hongos Micorrizógenos Arbusculares del humedal donde se describen 15 géneros observados, se muestran fotos de 28 especies de estos hongos (56 microfotografías de las esporas) y en total los datos de distribución de 60 especies y/o morfo-especies encontradas en los sitios de estudio (Anexo 2)

Las evaluaciones y los resultados obtenidos formaron parte de la información de 2 libros publicados: Ecotecnologías para la restauración ecológica: los tratamientos de semillas y las micorrizas. Jorge A. Sánchez, Eduardo Furrázola, Mayté Pernús y Yamir Torres (Anexo 3) y Manual de semillas para la restauración de ecosistemas limítrofes al manglar. Yamir Torres-Arias, Jorge A. Sánchez Rendón y Mayté Pernús Alvarez (Anexo 4)

Además, se realizaron publicaciones utilizando la información obtenida: Protocolo de investigación para estudios de germinación y dormancia de plantas nativas cubanas. Jorge A. Sánchez Rendón y Mayté Pernús Alvarez. Flora y vegetación del humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque. Ramona Oviedo, Diana Rodríguez, Julio C Alvarez y Ilsa Fuentes (en proceso). Estudios

preliminares para la restauración ecológica de bosque de ciénaga y bosque siempreverde mesófilo en el humedal al sur de Artemisa. Julio C Alvarez, Ilsa Fuentes, Ramona Oviedo, Diana Rodríguez y Mayté Pernús (en proceso)

Se realizaron propuestas de especies nativas para utilizar en las labores de restauración particularizando por ecosistemas

Por otra parte, se contribuyó a la actualización de la flora de Cuba y a la categorización de especies vegetales cubanas

Resultado 2: Estado actual de las especies vegetales invasoras en el humedal

El humedal continúa severamente infestado por especies vegetales invasoras a pesar de los esfuerzos realizados por las empresas forestales para su mitigación. Esta condición de seguro impedirá la restauración y rehabilitación de los ecosistemas y sus servicios apropiadamente. Se identificaron 195 especies vegetales entre exóticas y criptogénicas, pertenecientes a 58 familias, lo que representa 24,22 % de todas las especies vegetales identificadas en el humedal. Las especies vegetales exóticas estuvieron representadas por 175 taxones y 20 las criptogénicas. En relación con las especies vegetales exóticas, fueron catalogadas como invasoras 104 (59,43 %) especies y potencialmente invasoras 21 (12,00 %) especies; las restantes 50 (28,57 %) especies fueron exóticas no invasoras.

Se mantiene en este periodo para los ecosistemas más relevantes del humedal, las tres especies invasoras de mayor incidencia informadas con anterioridad: *Terminalia catappa* (almendro de la India) en los bosques de ciénaga, *Casuarina equisetifolia* en los herbazales de ciénaga y *Thespesia populnea* en los bosques de mangles. A través de valoraciones generales del humedal, consideramos que *Terminalia catappa* (almendro de la India) es la especie vegetal invasora de mayor preocupación debido a los elevados niveles de afectación, la dificultad de su manejo y control, y la importancia de los ecosistemas que impacta para la estabilidad del área.

Como novedades recientes en el humedal se detectaron cuatro especies exóticas que pudieran convertirse en un problema de no prestárseles la atención apropiada: *Veitchia merrillii* (adonidia), *Eulophia gramínea* (orquídea de la Corona China), *Myriophyllum* aff. *heterophyllum* (miriofilum), *Barleria priomitis* (comunismo).

Se encuentra en edición el Manual para el conocimiento y gestión de manejo de especies vegetales invasoras en el humedal al sur de Artemisa y Mayabeque. Ramona Oviedo, Julio C. Alvarez, Diana Rodríguez, Ilsa Fuentes con el tratamiento de las 20 especies vegetales invasoras de mayor incidencia en el humedal, y se ofrece además, el listado de todas las especies vegetales exóticas detectadas (Anexo 5).

Se confeccionó y entregó un plan de manejo al área protegida Refugio de Fauna Sureste del Ingles para la eliminación de *Eulophia gramínea* (orquídea de la Corona China), por ser el sitio donde se detectó (Anexo 6).

Resultado 3: Procesos oceanográficos y biogeoquímicos en el sector costero

Se detectó en el área presencia de sitios con señales de eutrofización de las aguas marino-costeras del humedal, al parecer por el aporte materia orgánica y nutrientes por escurrimiento desde las zonas de cultivos al norte de su localización, y los asentamientos poblacionales.

En las observaciones por mar se comprobó que el ecosistema de manglar en el tramo entre Majana y Surgidero de Batabanó se encuentra en mejor estado general respecto a los demás sitios.

La riqueza de especies asociada a las raíces de los mangles fue muy pobre o ausente debido a la amplitud media de la marea y la baja profundidad de la zona; así como al tamaño de las raíces sumergidas. Entre Punta Cayamas y Playa Majana las raíces de los manglares presentaron una cobertura de algas, moluscos, cirripedios, esponjas y turf. Los peces mostraron bajas densidades y una riqueza de especies muy pobre (≤ 4 especies) en todo el sector costero.

En el litoral costero sur de Artemisa el movimiento de las aguas estuvo determinado por la marea y la dirección del flujo de las aguas marinas por los drenajes de agua dulce de los badenes. De acuerdo a los volúmenes de agua estimados y la dirección de su movimiento, playa Cajío resultó ser la zona con mayor probabilidad de penetración directa y persistente de las aguas marinas, siendo el área más susceptible a la intrusión salina. En la mayor parte de este tramo, los máximos valores de erosión costera estuvieron entre 20 m y 40 m, lo que representa un ritmo promedio de erosión de 0.88 m/año. Analizando la evolución de la línea de costa para el periodo 1985-2019, al oeste de Surgidero de Batabanó la dinámica costera mostró un predominio de procesos erosivos con retroceso en la línea costera con ritmo de pérdida de 2.9 m/año y entre los dos espigones hasta 86 m; en el sector costero de Cajío el retroceso de la línea de costa alcanza los 50 m al este, los 25 m hacia el oeste, y en el frente del poblado los 45 m. Sin embargo, al E de los espigones del Surgidero de Batabanó, ha ocurrido una expansión de la línea de costa en unos 80 m (incremento 2.35 m/año). En el lado este de Las Cayamas existe una tendencia hacia el retroceso de la línea de costa, y en su lado oeste se ha ampliado hasta en 300 m. Por su parte, en los Guzmanes hay un retroceso considerable en su extremo NW de hasta 600 m, mientras que hacia su lado SW se ha producido una expansión, en unos 100 m.

En el tramo costero entre Surgidero de Batabanó y Majana las evidencias del proceso de erosión aparecen asociadas a los asentamientos costeros, con un manglar en buen estado frente a los badenes, sin indicios de efecto erosivo provocado por el dique sur. La mayor intensidad del proceso de erosión se produce desde Rosario hasta Batabanó provocado principalmente por acciones antrópicas, cuyo efecto negativo permanece en este sector costero hasta la actualidad.

En la costa sur de Artemisa y Mayabeque las acciones deben estar dirigidas a la aplicación de medidas de adaptación basadas en la relocalización de los asentamientos y en soluciones ingenieras de protección costera basadas en la adaptación al ecosistema manglar.

La información en obtenida en este resultado fue entregada a través de informes de trabajo, siendo este el compromiso, e integradas al documento de informe final del proyecto

Resultado 4: Manejo integrado y participativo

Se logró la integración de la gestión de los recursos naturales con el actuar y planes de desarrollo de los gobiernos y las comunidades locales como medida de sostenibilidad de las acciones de restauración y rehabilitación en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque.

A través del fortalecimiento de capacidades, mecanismos para la comunicación y el planeamiento conjunto entre los diferentes actores del gobierno y ministerios que operan en el área, se logró asegurar que sus respectivos planes de desarrollo se armonicen y sean compatibles con la recuperación y manejo sostenible del humedal.

Se crearon vínculos entre las universidades e instituciones científicas como generadores del conocimiento, y los actores del gobierno y las empresas como gestores de esta información. Igualmente se ha estimulado la producción de carbón vegetal a partir de especies invasoras y la crianza de abejas meliponas como posibles alternativas económicas para las familias que interactúan con los ecosistemas de humedal.

Fueron revalorizados los costos por hectáreas incrementándose los salarios a más de tres veces su valor inicial para los obreros forestales.

Cumplimiento de los Indicadores verificables.

Se cumplieron la mayoría de los indicadores verificables en el marco del proyecto.

Magnitud y características del aporte alcanzado.

En el área de intervención del proyecto en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque se identificaron 13 formaciones vegetales destacándose por sus dimensiones y función los herbazales de ciénaga, los bosques de mangles

y los bosques de ciénaga. Se informan 809 especies vegetales donde el 614 fueron nativas y 195 exóticas. Las poblaciones de dos taxones de especies nativas fueron nueva relocalización para el país y una especie para la región occidental aumentado su areal de distribución. Se identificó para el área y el país *Eulophia gramínea* (orquídea de la Corona China) como nueva especie invasora. Se identificaron las principales causas que ocasionan el deterioro del humedal y propusieron medidas en algunas para su mitigación. Se identificaron 41 especies de mariposas y 20 de libélulas y su distribución estuvo relacionada con las condiciones de los sitios de muestreo, así como 12 especies de peces de agua dulce 10 nativas y 2 exóticas, con un endemismo del 70 %. En aves se identificaron 97 taxones y un endemismo del 24,18%. Estas variables indican condiciones de salud apropiadas por sectores en el humedal. Los bosques de mangles mejoraron su salud en el periodo y los herbazales de ciénaga en el año 2020 muestran salud de buena a muy buena por sectores principalmente aquellos alejados de los asentamientos poblacionales, los bosques de ciénaga por el contrario, permanecen degradados en la mayoría de su extensión. Se proponen estrategias para la recuperación de los principales ecosistemas del área, encaminadas a la mitigación de las causas de deterioro como prevención del fuego, eliminación de especies vegetales invasoras, y el reforzamiento con especies vegetales nativas en caso de ser necesario. Se determinó la dinámica en el comportamiento de las tres formaciones vegetales fundamentales del humedal desde el 1995 hasta el 2020 y se identificaron 2 unidades morfológicas de primer orden (localidades) y 23 de segundo orden (comarcas). Existe una estrecha relación entre las unidades de paisaje que se encuentran a mayor altura con respecto a las más bajas con flujos de sustancias se establecen desde las unidades elevadas hacia las más bajas, a través de los flujos hídricos. En las unidades bajas este flujo está influenciado por una fuerte contribución marina, que se manifiesta en el intercambio energético y sustancial, así como una dinámica costera de gran intensidad. Se detectó eutrofización en aguas dulces y marino-costeras del humedal provocado probablemente por el escurrimiento desde zonas de cultivos agrícolas al norte de su ubicación y los asentamientos poblacionales.

La riqueza de especies asociadas a las raíces de mangles fue pobre o ausente debido a la amplitud media de la marea y la baja profundidad de la zona; así como al tamaño de las raíces sumergidas. El movimiento de las aguas estuvo determinado por la marea, y la dirección del flujo de las aguas marinas a través de canales y ríos por los drenajes de agua dulce procedente de los badenes más próximos. La evolución de la dinámica de la costa muestra como balance general, predominio de los procesos erosivos, y continúa el retroceso en la línea costera. Incorporación de los resultados alcanzados en el proyecto, en los planes de desarrollo local para la gestión del humedal y la zona costera

Talleres:

- 1) Curso para el conocimiento y crianza de *Melipona beecheii*. Actividad teórica y práctica (Anexo 7)
- 2) Capacitación en restauración de bosques a obreros, técnicos y directivos de la Empresa Forestal Costa Sur (Anexo 8)
- 3) Participación en la limpieza de canal, actividad convocada por voluntarios de Guanimar (Anexo 9)

Eventos:

Participación en el Taller de botánica 2018

Evento Caguanes Biodiversidad 2019

- 1) “Especies nativas y ecosistemas priorizados para fortalecer la diversidad biológica recuperar la salud de los servicios ecosistémicos, los paisajes y la conectividad“. Ramona Oviedo
- 2) “SOS *Thespesia cubensis*: árbol en peligro de extinción” Ramona Oviedo, Julio C Alvarez y Diana Rodríguez.

Jornada de Botánica en Matanzas 2019

- 1) Presentación del libro: Ecotecnologías para la restauración ecológica: los tratamientos de semillas y las micorrizas. Jorge A. Sánchez, Eduardo Furrázola, Mayté Pernús y Yamir Torres

Jornada de Botánica en La Habana 2019

- 1) *Thespesia cubensis*: árbol en peligro de extinción” Ramona Oviedo, Julio C Alvarez y Diana Rodríguez.

Publicaciones:

- 1) Ecotecnologías para la restauración ecológica: los tratamientos de semillas y las micorrizas. Jorge A. Sánchez, Eduardo Furrázola, Mayté Pernús y Yamir Torres
- 2) Manual de semillas para la restauración de ecosistemas limítrofes al manglar. Yamir Torres-Arias, Jorge A. Sánchez Rendón y Mayté Pernús Alvarez
- 3) Hongos micorrizógenos arbusculares de ecosistemas limítrofes con la línea de costa de las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. Catálogo Ilustrado. Eduardo Furrázola Gómez, Yamir Torres-Arias y Rosmery Hernández-Prado (en edición)
- 4) Especies vegetales nativas en el humedal al sur de Artemisa y Mayabeque. Catálogo. Ramona Oviedo, Josvany Rojas, Julio C. Alvarez, Ilsa Fuentes, Diana Rodríguez (en edición)
- 5) Protocolo de investigación para estudios de germinación y dormancia de plantas nativas cubanas. Jorge A. Sánchez Rendón y Mayté Pernús Alvarez.
- 6) Flora y vegetación del humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque. Ramona Oviedo, Diana Rodríguez, Julio C Alvarez y Ilsa Fuentes (en proceso)
- 7) Estudios preliminares para la restauración ecológica de bosque de ciénaga y bosque siempreverde mesófilo en el humedal al sur de Artemisa. Julio C Alvarez, Ilsa Fuentes, Ramona Oviedo, Diana Rodríguez y Mayté Pernús (en proceso)
- 8) Manual para el conocimiento y gestión de manejo de especies vegetales invasoras en el humedal al sur de Artemisa y Mayabeque. Ramona Oviedo, Julio C. Alvarez, Diana Rodríguez, Ilsa Fuentes (en edición)

Actividades docentes

Trabajos de Curso (5)

Alvarez-Alvarez, D. 2018. Tipos de cobertura en la porción sur de los municipios Batabanó, Melena del Sur y Güines, de la provincia Mayabeque en el 2017.

Trabajo de Curso. Facultad de Geografía. Universidad de La Habana. 39 pg

Ariel Bayos Pérez 2018. Mapa preliminar de paisaje de la zona de estudio del proyecto Manglar Vivo, correspondiente al municipio Batabanó.

Trabajo de Curso. Facultad de Geografía. Universidad de La Habana. 40 pg

Dianelis Vázquez López. 2018. Mapa preliminar de paisaje de la zona de estudio del proyecto “Manglar Vivo”, correspondiente al municipio Melena del Sur.

Trabajo de Curso. Facultad de Geografía. Universidad de La Habana. 40 pg

Martínez-Riverón, Laritza 2018. Restauración Ecológica en Manglares desde el enfoque de la Geografía de los Paisajes.

Trabajo de Curso. Facultad de Geografía. Universidad de La Habana. 56 pg

Pérez Hernández, Amanda María. 2018. Tipos de cobertura en la porción sur de los municipios Artemisa, Alquizar y Güira de Melena, de la provincia Artemisa en el 2017.

Tesis de Diplomas (6)

Alvarez-Alvarez, D. 2019. Modelación de cambios de cobertura pertenecientes al humedal costero en la porción sur de la provincia Mayabeque

Tesis de diploma. Facultad de Geografía. Universidad de La Habana. 54 pg

Durán-Ruiz, Larisa 2019. Estructura funcional de los paisajes en la zona de intervención del proyecto “Manglar Vivo”, para los municipios Artemisa y Alquizar.

Tesis de diploma. Facultad de Geografía. Universidad de La Habana. 55 pg.

Martínez-Riverón, Laritza 2019. Determinación de áreas prioritarias para la restauración ecológica en manglares al sur de las provincias Artemisa y Mayabeque.

Tesis de diploma. Facultad de Geografía. Universidad de La Habana.

Pérez-Hernández, Amanda María 2019. Modelación de cambios de la cobertura terrestre para 2050, en la porción sur de la provincia Artemisa.

Tesis de diploma. Facultad de Geografía. Universidad de La Habana. 54 pg

Vázquez López, Dianelis 2019. Estructura funcional de los paisajes en la zona de intervención del proyecto “Manglar Vivo”, para los municipios Güira de Melena, Batabanó, Melena del Sur y Güines. *Tesis de diploma. Facultad de Geografía. Universidad de La Habana.*

Victor Alberto Rafael Carrazana 2019. Comportamiento de la precipitación en municipios seleccionados de las provincias Artemisa y Mayabeque (2010 – 2016). *Tesis de diploma. Facultad de Geografía. Universidad de La Habana.*

Proyectos en sinergia

Participación en el taller de categorización de especies vegetales cubanas haciendo sinergia con el proyecto: Categorización e investigaciones biológicas de taxones seleccionados de la flora de Cuba

Acompañamiento al servicio Mariel.

Vínculo logrado con instituciones nacionales y extranjeras

Apoyo en información al área protegida Refugio de Fauna Sureste del Inglés, Nueva Paz

Intercambio vía electrónica con colegas de Ciudad del Saber

Impacto planificado y alcanzado

Solución que aporta:

Impacto Científico

Se identificaron las principales causas que ocasionan la degradación del humedal lo que permitirá trazar estrategias para la restauración a través de la mitigación o eliminación de estas causas.

Se identificaron 809 especies vegetales cifra que es alrededor de 8 veces superior a lo informado previamente para el área. Además se identificó *Dalecampa denticulata* aumentando con el informe su areal de distribución en la región occidental. Por otra parte se informaron relocalizarin nievas poblaciones de 5 especies vegetales vulnerables o en peligro para el país. Se localizó y tomaron datos de *Calopogo tuberosum* especie de orquídea nativa en peligro crítico para el país, que no se había relocalizado por más de 20 años

Caracterización de la flora y vegetación, y selección de prioridades para el manejo a través de la identificación de taxones vegetales endémicos y amenazados; especies vegetales invasoras y potencialmente invasoras; y relevancia de las áreas.

Se confeccionó de un listado de especies vegetales propias del humedal para utilizar en acciones de restauración y planes de reforestación de las empresas forestales.

Se caracterizaron de los mecanismos germinativos de especies vegetales nativas y exóticas en el humedal, la mayoría desconocidos.

Hongos micorrizógenos arbusculares identificados en el humedal con 5 nuevos reportes para Cuba y una nueva especie para la ciencia.

Identificación de especies de mariposas, libélulas y peces en agua dulce la mayoría informados por primera vez para el área, y su función como indicadores de estado.

Caracterización del sector costero en cuanto a la composición química, física y biológica de las aguas; y su dinámica.

Varios libros y manuales socializando el conocimiento científico y poniéndolo a disposición de las entidades y grupos encargados de la recuperación del humedal

Impacto socio- ambiental

Reintroducción de especies vegetales propias del humedal ausentes en la actualidad debido a su extracción indiscriminada con diversos fines.

Comunidades orientadas en el manejo y uso sostenible de los recursos naturales, con la búsqueda de alternativas e incentivos económicos para su desarrollo.

Comunidades capacitadas en los valores del área y la necesidad de su preservación.

Comunidades advertidas y preparadas en el enfrentamiento a los efectos del cambio climático.

Integración de la gestión de los recursos naturales y planes de desarrollo de los gobiernos y las comunidades locales

Incorporación en los planes de estudios temas relacionados con la Adaptación Basada en Ecosistemas y la protección de los humedales

Esquema de protocolo de restauración para implementar en el humedal al sur de Artemisa y Mayabeque y que puede ser utilizado también para otros ecosistemas del país ajustando a las condiciones, características de los sitios y los objetivos que se persigan

Impacto económico

Alternativas naturales y resilientes para la mitigación del efecto del cambio climático

Preservación de la diversidad biológica, los suelos y el agua.

Preservación de los niveles productivos de las llanuras adyacentes al humedal.

Utilización de los hongos micorrizógenos arbusculares para asegurar mayores rendimientos en las producciones forestales.

Seguridad alimentaria a largo plazo respecto a los beneficios que brinda el ecosistema en vías de restauración.

Protección de industrias y otros intereses económicos localizados en el sector costero

Impacto Institucional

Los resultados obtenidos en este proyecto ubican al IES como institución científica relevante para el estudio de humedales costeros en Cuba, a través del diseño de estrategias y propuestas para la restauración y rehabilitación de estos ecosistemas. Estos resultados pueden ser extrapolables a otras áreas de país y del Caribe con el asesoramiento del equipo del proyecto, previo ajuste a las condiciones particulares de cada sitio.

INFORME CIENTÍFICO TÉCNICO

Gestión integrada del humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque, como alternativa para el enfrentamiento al cambio climático.

Código: PNAP 1508; 600.01002

Proyecto no Asociado a Programa (PNAP)

Entidad Ejecutora Principal: **Instituto de Ecología y Sistemática**

Periodo de ejecución: Enero 2018 - Diciembre 2020

Lic. Julio Cesar Alvarez Montes de Oca
Coordinador del Proyecto
Herbario Nacional de Cuba
Instituto de Ecología y Sistemática

Tabla de Contenido

Resumen	1
Introducción	3
Materiales y métodos	6
<ul style="list-style-type: none"> • Área de estudio 	6
<ul style="list-style-type: none"> • Metodologías para el análisis por SIG de las formaciones vegetales y el paisaje en el humedal 	8
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mapa de salud del humedal 	9
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Materiales y herramientas para el trabajo con los SIG 	11
<ul style="list-style-type: none"> • Metodología para la caracterización de los suelos orgánicos del humedal 	11
<ul style="list-style-type: none"> • Metodologías para el análisis de los grupos biológicos terrestres en el humedal 	12
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Metodología para caracterizar la flora y la vegetación 	12
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Metodología para el análisis de los requerimientos germinativos de las semillas del humedal 	15
✓ Rasgos de semillas	15
✓ Conducta de almacenamiento de las semillas	16
✓ Tipos de plántulas	17
✓ Requerimientos germinativos	17
✓ Asignación de clases de dormancia	18
✓ Tipos funcionales de plantas y análisis estadístico	18
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Metodología para el estudio de los hongos micorrizógenos arbusculares en el humedal 	19
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Metodología para el estudio de las mariposas y libélulas en el humedal 	20
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Metodología para el estudio de los peces en cuerpos de agua dulce en el humedal 	22
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Metodología para el estudio de las aves en el humedal 	23
<ul style="list-style-type: none"> • Metodología para el análisis de la calidad del agua dulce en el humedal 	23
<ul style="list-style-type: none"> • Diseño y metodologías de muestreo para el análisis de la dinámica costera en el humedal 	25

▪ Diseño de muestreo	25
▪ Procesamiento de las muestras	27
▪ Tratamiento estadístico de los resultados	28
Resultados alcanzados	30
Resultado 1: Protocolo para la rehabilitación y restauración del humedal al sur de las provincias Artemisa y Mayabeque	30
• Esquema: Protocolo de restauración para ecosistemas degradados	31
Diagnóstico y cambios en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque	33
• Causas de deterioro del humedal	33
• Formaciones vegetales y flora del humedal	36
• Formaciones vegetales más representativas del humedal. Dinámica	37
▪ Caracterización de los herbazales de ciénaga	42
▪ Caracterización de los bosques de mangles	43
▪ Caracterización de los bosques de ciénaga	44
• Cartografía y análisis estructura funcional del paisaje	45
• Descripción de las unidades de paisaje	46
• Análisis de la estructura funcional	47
• Mapa de salud del área de intervención en el humedal	57
• Caracterización de los suelos orgánicos del humedal. Estudio de caso Güira de Melena, Artemisa	60
• Análisis de calidad de agua a partir de cianobacterias y microalgas indicadoras	62
Mitigación de las causas de deterioro y acciones para la restauración en el humedal	65
• Mitigación de las causas de deterioro y selección de los sitios de intervención	65
• Monitoreo de parcelas de restauración en los bosques de ciénaga	68
• Propuesta de especies vegetales para utilizar en acciones de restauración	75
• Características y requerimientos germinativos de las semillas en especies vegetales presentes en el humedal	77

▪ Tiempo de recolecta y rasgos de morfofisiológicos de semillas	77
▪ Conducta de almacenamiento de las semillas	84
▪ Germinación y clases de dormancia	87
▪ Tipos funcionales de plantas	92
▪ Tiempo de recolecta, rasgos de morfofisiológicos y conducta de almacenamiento de semillas	95
▪ Germinación y clases de dormancia	96
▪ Implicaciones para la conservación y restauración ecológica	103
• Identificación de las especies de hongos micorrizógenos arbusculares en el humedal	104
• Evaluación y monitoreo de grupos zoológicos como indicadores de estado en el humedal	108
▪ Mariposas y libélulas en el humedal	108
▪ Peces en los cuerpos de agua dulce del humedal	120
▪ Aves en el área de estudio del humedal	123
Resultado 2: Estado de las especies exóticas invasoras en el humedal	124
Resultado 3: Procesos oceanográficos y biogeoquímicos en el sector costero	134
• Condiciones ambientales de las aguas y sedimentos	134
▪ Hidroquímica	134
▪ Composición química de los sedimentos	158
• Grupos morfofuncionales de microorganismos responsables de mantener el balance ecológico en el ecosistema de manglar sumergido	160
▪ Bacterias heterótrofas	160
▪ Bacterias fijadoras de nitrógeno, reductoras de nitrato, amonificantes y oxidadoras de amonio en los sedimentos	163
▪ Bacterias sulfato reductoras en los sedimentos	165
• Mineralización aerobia de la materia orgánica en el agua	167
• Diversidad de la comunidad fitoplanctónica	169
▪ Abundancia del fitoplancton	171

▪ Evaluación del estado trófico de las aguas	174
• Caracterización del funcionamiento del sistema costero a partir de la dinámica de los procesos geomorfológicos	177
▪ Valoraciones conceptuales para el mejor manejo del litoral en el sector de estudio	185
• Escenarios locales de penetración de las aguas marinas causadas por la variación del nivel del mar y por efecto de las corrientes litorales.	186
▪ Flujos o transportes de volumen de agua estimados	189
• Riqueza de especies en el manglar sumergido como indicadores del grado de conservación del ecosistema	191
▪ Estado de conservación del ecosistema de manglar sumergido	192
Resultado 4. Manejo integrado y participativo	197
Conclusiones	202
Referencias bibliográficas	202

Especies vegetales nativas en el humedal al sur de Artemisa y Mayabeque

Catálogo

Autores

Dra. C. Ramona Oviedo Prieto
Lic. Josvany Rojas González
Lic. Julio C. Álvarez Montes de Oca
Ms.C. Diana Rodríguez Cala
Ms.C. Ilsa M. Fuentes Marrero

Colaboradores

Tec. Bertha L. Toscano Silva
Tec. Aida Menéndez García

Instituto de Ecología y Sistemática
La Habana, 2020



Anexo 2. Hongo Micorrizógenos arbusculares en el humedal

**HONGOS MICORRIZÓGENOS ARBUSCULARES DE ECOSISTEMAS
LIMÍTROFES CON LA LÍNEA DE COSTA DE LAS PROVINCIAS DE
ARTEMISA Y MAYABEQUE, CUBA**

CATÁLOGO ILUSTRADO

Eduardo Furrázola Gómez, Yamir Torres-Arias y Rosmery Hernández-Prado



FONDO
DE ADAPTACIÓN



Anexo 3. Ecotecnologías para la restauración ecológica: los tratamientos de semillas y las micorrizas

**ECOTECNOLOGÍAS PARA LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA:
LOS TRATAMIENTOS DE SEMILLAS Y LAS MICORRIZAS**

JORGE A. SÁNCHEZ RENDÓN
EDUARDO FURRAZOLA GÓMEZ
MAYTÉ PERNÚS ALVAREZ
YAMIR TORRES-ARIAS



CITMA FONDO DE ADAPTACIÓN manglar VIVO MINISTERIO DE LA AGRICULTURA

Anexo 4. Manual de semillas para la restauración de ecosistemas limítrofes al manglar

**MANUAL DE SEMILLAS PARA LA RESTAURACIÓN DE
ECOSISTEMAS LIMÍTROFES AL MANGLAR**

Yamir Torres-Arias, Jorge A. Sánchez Rendón y Mayté Pernús Alvarez

Instituto de Ecología y Sistemática, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio
Ambiente, Carretera Varona 11835 e/ Oriente y Lindero, La Habana 19, CP 11900,
Calabazar, Boyeros, La Habana, Cuba

La Habana, 2019



Manual para el conocimiento y gestión de manejo de especies vegetales invasoras en el humedal al sur de Artemisa y Mayabeque

Autores

Dra. C. Ramona Oviedo Prieto
Lic. Julio C. Alvarez Montes de Oca
Ms.C. Diana Rodríguez Cala
Ms.C. Ilsa M. Fuentes Marrero

Colaboradores

Tec. Bertha L. Toscano Silva
Tec. Aida Menéndez García

Instituto de Ecología y Sistemática
La Habana, 2020



Anexo 6. Plan de acciones para el manejo y control de *Eulophia graminea*

Acciones para el control, manejo y monitoreo de *Eulophia graminea* (Orchidaceae), orquídea invasora en humedales del área protegida Sureste del Inglés, Nueva Paz. Mayabeque.

Julio Cesar Alvarez Montes de Oca, Ramona Oviedo Prieto y Gilberto Socorro Llanes

1. Identificación correcta de la especie. Síntesis de sus características botánicas y requerimientos ecológicos.
2. Delimitación y breve descripción del área de ocupación de la población en el territorio de la zona de trabajo.
3. Si esta en medio natural, extraer las plantas completas; con particular atención los bulbos.
4. Si esta en cultivo eliminar los frutos recién formados.
5. Incinerar en un hueco o recipiente adecuado, todos los residuos vegetales de las plantas, tanto del medio natural y como de cultivo.
6. Monitorear cada 6 meses, la efectividad del control y/o la respuesta que muestra la población al manejo realizado.
7. Registrar en planilla todas las acciones de extracción y monitoreo en tanto en áreas naturales como en cultivo.
8. Programar actividades de educación ambiental, divulgación y socialización, con los grupos metas (coleccionistas, trabajadores, guardabosque, líderes comunitarios, comunidades, círculos de interés y tomadores de decisiones) del área de acción; sobre las características biológicas de la especie, su capacidad invasiva y posibles especies y ecosistemas a afectar.
9. Documentar en fotos y en medios digitales, todas las acciones que tributan a la gestión de control, manejo y monitoreo de la especie en el área de influencia.

Anexo 7. Curso teórico - práctico para el conocimiento y crianza de abejas meliponas



Anexo 8. Capacitación a obreros y técnicos forestales sobre flora, vegetación y restauración de bosques



Anexo 9. Capacitación y trabajo voluntario en la limpieza de canales en Guanimar



Resumen

En el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque se iniciaron y continuaron acciones de diagnóstico, evaluación y monitoreo para la recuperación de los ecosistemas naturales y sus servicios, como medida de adaptación para el enfrentamiento al cambio climático. Se evidencian elevada degradación de todos los ecosistemas ocasionada principalmente por la actividad humana, los cambios del clima y las especies exóticas invasoras. Se identificaron 13 formaciones vegetales destacándose los herbazales de ciénaga, bosques de mangles y bosques de ciénaga por sus dimensiones, función, dinámica e importancia. El establecimiento de experimentos y acciones de restauración entonces, estuvieron enfocados hacia estos tres ecosistemas. En los herbazales de ciénaga la prioridad está en la rehabilitación de la hidrología, la eliminación de casuarinas (principalmente *Casuarina equisetifolia*) y la prevención de los incendios; en los bosques de ciénaga en la disminución y eliminación de las poblaciones de la almendra de la India (*Terminalia catappa*), la actividad furtiva y la rehabilitación con especies vegetales propias del ecosistema; y en los bosques de mangles en la facilitación y restablecimiento de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en la primera línea de costa a través de la limpieza de zanjas y microcanales, y la siembra directa en caso que sea necesario. Desde el año 1990 hasta el 2020 se observa una tendencia a la expansión de los bosques de mangles en el humedal, y hasta el 2011 los bosques de ciénaga; con el decrecimiento de los herbazales de ciénaga en casi todo el periodo excepto del 1995 al 2020 donde ganaron espacio. Del 2015 al 2020 se observa un aumento en la salud de los bosques de mangles y en el 2020 los herbazales de ciénaga y bosques de ciénaga presentaron condiciones variadas entre sitios muy degradados hasta otros con salud muy buena en dependencia de la localidad. A partir del análisis cartográfico del paisaje se identificaron 2 unidades morfológicas de primer orden (localidades) y 23 de segundo orden (comarcas). Al analizar por ecosistemas, los herbazales de ciénaga albergaron la mayor riqueza de especies vegetales. Se identificaron en el humedal 809 especies vegetales donde el 75,78% fueron nativas. Respecto a las especies vegetales exóticas fueron invasoras el 59,43% y potencialmente

invasoras el 12%. A partir de esta información, se realizaron propuestas de especies vegetales nativas para utilizar en labores de restauración y rehabilitación, y de manejo y control para especies vegetales invasoras y potencialmente invasoras. En los bosques de ciénaga al parecer, el anillamiento de los árboles adultos de almendro de la India y la eliminación de la regeneración natural de esta especie, con el apoyo de la regeneración natural de especies nativas, es la medida más efectiva para la recuperación de estos ecosistemas. La mayoría de las especies nativas propuestas para llevar a vivero mostraron rangos de temperatura óptima para la germinación de 25/30°C o 25/35°C y la dormancia fisiológica como estrategia más común. Se identificaron 34 especies y/o morfoespecies de seis géneros de hongos micorrizógenos arbusculares, con predominio del género *Glomus*. Asimismo, se informaron cinco nuevos taxones para Cuba y una nueva especie para la ciencia. En relación con la fauna el área, los valores indican su importancia para este grupo, además de condiciones adecuadas que permiten su utilización. Se observaron 41 especies de mariposas y 20 de libélulas y su distribución estuvo relacionada con las condiciones de los sitios de muestreo; en peces de agua dulce se identificaron 12 especies pertenecientes a 9 géneros y 5 familias, 10 fueron nativas y 2 exóticas, con un endemismo del 70%; las aves estuvieron representadas por 97 taxones con un endemismo del 24,18%. Respecto a los suelos orgánicos del sur de Güira de Melena predominan los tipos Histosol Mésico y dentro de éste, los subtipos Térrico y Fíbrico y Thiónico. Se detectó eutrofización en aguas dulces y marino-costeras del humedal provocado probablemente por el escurrimiento desde zonas de cultivos agrícolas al norte de su ubicación y los asentamientos poblacionales. La riqueza de especies asociadas a las raíces de mangles fue pobre o ausente debido a la amplitud media de la marea y la baja profundidad de la zona; así como al tamaño de las raíces sumergidas. El movimiento de las aguas estuvo determinado por la marea, y la dirección del flujo de las aguas marinas a través de canales y ríos por los drenajes de agua dulce procedente de los badenes más próximos. La evolución de la dinámica de la costa muestra ganancias y pérdidas por regiones del litoral, aunque como balance general hay predominio de los

procesos erosivos, y continúa el retroceso en la línea costera. Incorporación de los resultados alcanzados en el proyecto, en los planes de desarrollo local para la gestión del humedal y la zona costera

Introducción

Los humedales son considerados ecosistemas importantes y de elevada fragilidad y vulnerabilidad a nivel mundial (UNEP, 1994; 2014). Reconocidos como uno de los ecosistemas más productivos del planeta, proporcionan a la humanidad suministro de agua dulce, alimentos, biodiversidad y conectividad biológica, absorción de carbono, retención de sedimentos, recarga de acuíferos, madera y medicinas (Gilman *et al.*, 2008). Igualmente, su presencia y buena salud, constituyen una alternativa eficiente, menos costosa y ecológica, en comparación con obras de ingeniería para contrarrestar el efecto de las tormentas, huracanes, tsunamis y la elevación del nivel del mar (Temmerman *et al.*, 2013). A pesar de sus reconocidos beneficios, estos ecosistemas se encuentran entre los de mayor amenaza del mundo, fundamentalmente por la actividad antrópica (Duke *et al.*, 2007; UNEP, 2014). La falta de conciencia, la ignorancia sobre sus valores, funciones y servicios, y las políticas inadecuadas para su manejo, han provocado que estos ecosistemas estén en franco deterioro y sigan disminuyendo su área mundial. Varias actividades se reconocen como agentes causantes de su degradación, destacándose la agricultura intensiva, la ganadería, urbanización, intervención en los sistemas hidrológicos, inapropiadas técnicas de manejo, contaminación, actividad furtiva, especies exóticas invasoras y procesos ambientales estimulados en gran medida por la propia actividad humana (UNEP, 2014). En consecuencia, los servicios ecológicos y económicos que estos ecosistemas brindan, se encuentran en peligro.

En el archipiélago cubano, los humedales con el 28 % del territorio incluida la plataforma insular (COP, 2018), son de excepcional importancia para el país, y se destacan por la cantidad y diversidad de tipos (Oviedo, 2015). Así como ocurre a nivel mundial, estos ecosistemas están sometidos en diferentes medidas a procesos de deterioro y degradación. En épocas pasadas, y en correspondencia

con la concepción del momento, se propició su canalización y desecación para convertirlos en áreas de cultivos agrícolas, pastoreo y plantaciones forestales; acciones que acentuaron su fragmentación, degradación, pérdida de las funciones, y el acceso y establecimiento de especies invasoras. Igualmente, varias especies vegetales exóticas plantadas para la explotación forestal y/o la protección de suelos en estas áreas, constituyen en la actualidad especies invasoras que afectan considerablemente el desarrollo de estos ecosistemas. El inadecuado manejo de estas especies y la subestimación de sus potenciales de crecimiento y propagación en los humedales, constituye una de las principales causas de su degradación actual, a riesgo de ocasionar su total transformación. Por otra parte, intervención en los sistemas hidrológicos con la construcción de reservorios de agua y utilización poco racional de este recurso en el sector urbano y la actividad agrícola, suman al resto de las causas que influyen en los niveles de degradación que exhiben los humedales cubanos. En el presente, se reconoce con mayor claridad la importancia de estos ecosistemas para la estabilidad del país y la diversidad biológica. En este sentido existe una agenda gubernamental que destinar recursos y esfuerzos en favor de su recuperación y protección.

Al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque se extiende un humedal de menor reconocimiento que otros en el país, pero de extrema importancia para la diversidad y el equilibrio de la región. Borhidi (1991) lo reconoce dentro del distrito florístico Zapatense que se extiende del sur de Cienfuegos hasta el sur de Los Palacios, Pinar del Río, por la singular y homogénea relación florística que se establece. Este humedal, es fuente de agua potable para gran parte de la zona urbana de la región, incluida parte de la capital de Cuba, y permite los elevados niveles de producciones agrícolas en la llanura más fértil del país, localizada hacia el norte de su ubicación. Además, protege como barrera natural a comunidades y cultivos del impacto directo de eventos climáticos. Sin embargo, el humedal presenta una fuerte degradación, causa de más de cinco siglos de asimilación antrópica desde los primeros pobladores de Cuba, seguido por los sucesos de la etapa fundacional de la Villa San Cristóbal de la Habana en 1514 y hasta la actualidad.

Por otra parte, la región es especialmente susceptible a la intrusión salina, lo que pone en riesgo el equilibrio de los ecosistemas naturales y productivos. Esta condición puede ser el resultado de la combinación entre las características cársticas del área, la marcada transformación de la matriz hidrológica original, disminución en los promedios de precipitaciones anuales, la degradación y eliminación de los bosques naturales fundamentalmente para la agricultura y ganadería, fuerte presencia de especies vegetales invasoras algunas sobre extractoras de agua, utilizadas además en plantaciones forestales cercanas o en el humedal, elevados niveles de extracción de agua para los asentamientos poblacionales y la agricultura; además, es la zona más estrecha del archipiélago cubano con poco más de 30 km entre la costa norte y sur en algunas áreas. Existen también evidencia por sectores de pérdida de hasta 100 metros de línea de costa y la degradación de la primera franja de bosques de mangles, lo cual hace el área vulnerable a los efectos adversos del cambio climático. Además, se encuentra constantemente impactada por sistemas tropicales que afectan al país, los cuales han aumentado en frecuencia e intensidad, y que ocasionan daños considerables a los ecosistemas naturales, la economía y la sociedad.

La Adaptación Basada en Ecosistema (ABE) es la solución a que se apuesta para recuperar, potenciar y preservar los recursos en el humedal, y los servicios ecosistémicos, así como las comunidades y los intereses económicos de la región. En este sentido, la rehabilitación y restauración de los ecosistemas nativos, unido a la educación e integración de las comunidades, las instituciones laborales y los gobiernos para la protección y manejo sostenible de los recursos del área, son la prioridad para lograr el manejo sostenible de la región y el enfrentamiento al cambio climático.

El proyecto que se defiende, es continuidad del proyecto: “Restauración de humedales costeros como adaptación al cambio climático en el sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque” 2015 – 2017, ambos financiados por el estado cubano, y contrapartes del proyecto internacional “Reducción de la vulnerabilidad a las inundaciones costeras mediante Adaptaciones Basadas en

Ecosistema en el sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque” 2014 – 2020 financiado por el Fondo de Adaptación.

Objetivo general:

Orientar desde el conocimiento científico mediante la teoría y la práctica, a las empresas forestales, decisores y comunidades en las acciones de rehabilitación y restauración del humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque como adaptación para el enfrentamiento al cambio climático.

Objetivos específicos:

Diseñar un protocolo de rehabilitación y restauración del humedal al sur de las provincias Artemisa y Mayabeque, con énfasis en los ecosistemas de Bosque de Ciénaga y Herbazal de Ciénaga.

Actualizar el estado de las especies exóticas invasoras que afectan el desarrollo del humedal.

Determinar la dinámica de los procesos oceanográficos y biogeoquímicos en el sector costero de intervención.

Crear capacidades para la comprensión y protección de los recursos naturales del humedal en diferentes grupos metas.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio en el humedal, consiste en el espacio comprendido entre los bosques limítrofes y la línea de costa (incluidos ambos), y se extiende por un tramo de 84 km de longitud, entre Punta Sucia y Punta Mora en las provincias occidentales de Artemisa y Mayabeque, comprendiendo 6 municipios (Fig. 1).

orgánicos que dan origen a la turba. La zona está particularmente sujeta a problemas de intrusión salina en sus acuíferos subterráneos, que están localizados típicamente entre 20 y 30 m por debajo del nivel del mar (Hernández *et al.*, 2006).

En el área predominan los herbazales de ciénaga, bosques de mangles y bosques de ciénaga fuertemente impactados por la actividad humana. En general la región es de elevada importancia estratégica por la protección que ofrece a varios asentamientos urbanos, las llanuras al norte de su ubicación que incluyen algunas de las tierras agrícolas más productivas del país, y sus acuíferos subyacentes como una de las principales fuentes de agua potable para la región, incluida La Habana, capital del país.

Metodologías para el análisis por SIG de las formaciones vegetales y el paisaje en el humedal

A partir mapas topográficos 1:50 000 del área, el Sistema de Posicionamiento Global (GPS) y mapas de unidades de paisaje preliminares, se comprobó directamente a través de recorridos realizados en el humedal, la vegetación y uso de la tierra. Se escogieron puntos de referencia especificados previamente para verificar la información obtenida en el mapa de las unidades de paisaje y realizar su corrección. Algunas valoraciones y apreciación en los mapas fueron atendidas por la experiencia y conocimiento en el tema de profesores de la facultad de Geografía de la Universidad de la Habana.

En el análisis de la estructura funcional del paisaje primero se definieron 5 hileras paisajísticas para mayor comprensión cartográfica. La delimitación de las hileras estuvo basada en la cobertura vegetal por comarcas. La mayoría de las hileras presentó más de un tipo de vegetación o uso, por lo que se establecieron nuevos límites, necesarios en este caso para la diferenciación de la vegetación y del uso de la tierra. Se definieron los tipos de paisajes funcionales de acuerdo con la función que cumplen en el espacio: ventanas, geocotonos, areales y corredores. Cada uno de estos tipos, tiene una función principal de acuerdo a la vía de intercambio de energía, materia e información. Fueron descritos en cuanto a emisores, colectores, de tránsito, barrera y amortiguamiento (buffer). Estas últimas son representadas por un mismo color para la hilera a la que corresponde. En la hilera que posee más de un tipo funcional de paisaje, se diferenciaron las funciones principales por

tonalidades. La función de tránsito es representada por líneas en la dirección correspondiente. El retroceso de la línea de la costa se representó mediante una flecha de color negro. Se muestra la influencia antrópica, quedando el Dique Sur de color negro y los cultivos y pastos con un rayado que marca una función antrópica específica. Los canales, dentro de esta clasificación quedaron representados en azul y los ríos en carmelita, en dirección del intercambio de energía, materia e información. Como último paso quedaron cartografiadas las áreas de expansión y contracción de los bosques de manglar a partir de la comparación de los mapas de vegetación entre los años 1985 a 2017.

Mapa de salud del humedal

Para el conocimiento de la salud del humedal, particularizando en el área de intervención del proyecto, se realizaron tres mapas de salud: dos correspondiente al ecosistema de manglar y uno a los bosques limítrofes y el herbazal de ciénaga. En el ecosistema de manglar los mapas correspondieron al año 2015 y 2020, y se siguieron los siguientes criterios y a través del código de presencia y ausencia:

Criterios:

Represamiento de ríos	Avance de la frontera agrícola
Canalización	Cultivo de Arroz
Construcción de viales	Actividad Ganadería
Construcción de Diques	Actividad azucarera
Contaminación industrial	Actividad portuaria
Tala	Abrasión marina
Extracción de madera y turba	Huracanes y otros eventos meteorológicos extremos
Urbanización	
Asentamientos humanos	

El mapa de salud para los bosques limítrofes y los herbazales de ciénaga se realizó solo para el año 2020 y siguió la metodología que se enuncia a continuación. Se establecieron varios criterios de naturaleza biológica fundamentalmente, y fueron analizados de manera cualitativa a partir de la información adquirida en las evaluaciones y monitoreos de campo, de las formaciones vegetales y la flora. En este caso se siguieron los criterios que se enuncian:

Criterios:

Presencia de las principales especies nativas diagnóstico del ecosistema. Categorización	Criterio	Categoría	Puntaje
	1-2 Spp	baja	1
	3 – 4 Spp	media	2
	≥ 4 Spp	alto	3

B. Riqueza y diversidad de especies nativas. Categorización	Criterio	Categoría	Puntaje
	1-4 Spp	baja	1
	5 – 9 Spp	media	2
	≥ 10 Spp	alto	3

C. Presencia de especies endémicas. Categorización	Criterio	Puntaje
	No	0
	Si	1

D. Presencia de especies amenazadas. Categorización	Criterio	Puntaje
	No	0
	Si	1

E. Incidencia o efectos de especies invasoras. Categorización (porcentaje de área ocupada)	Criterio (%)	Categoría	Puntaje
	1-15	baja	1
	16-30	media	2
	≥ 31	alto	3

F. Evidencias de actividad furtiva	Criterio	Puntaje
	No	0
	Si	1

G. Evidencias de incendio	Criterio	Puntaje
	No	0
	Si	1

H. Presencia de regeneración natural	Criterio	Categoría	Puntaje
	1-4 Spp	baja	1
	5 – 9 Spp	media	2
	≥ 10 Spp	alto	3

En este caso además se realizó una clasicación por ponderación de puntos para las categorías de salud. A partir de los datos reales por criterios, se realizó una evaluación de los mismos donde se determinan los rangos por criterio según la categorización. Se ubican los rangos establecidos según el puntaje que se le asignan, y se realiza una regresión por criterios contra el total, donde el coeficiente de regresión (R^2) funcionaría como factor de ponderación. Con los valores del total se calcula el número de clases para la categorización a partir de la formula: $\Delta T = \text{máx} - \text{mín}$ $NC = \Delta T / N^{\circ}$ Categorías y se construyen las categorías para procede a la clasificación de los puntos/unidades. Para la confección del mapa se trabajó en el SIG QGis 2.18 y se utilize la técnica de interlineado IDW.

Materiales y herramientas para el trabajo con los SIG

1. Imágenes de satélite

2. Hojas topográficas 1: 50 000

3. Mapas en versión electrónica:

Mapa geológico 1: 100 000 del Instituto de Geología y Paleontología (IGP)

Mapa de suelos 1: 25 000 del Instituto de Suelos (IS)

Modelo digital de elevación 1: 25 000 de GEOCUBA, donado para el macroproyecto

Mapa de vegetación de Reinaldo Estrada, 2017

Mapa de uso de la tierra 1: 10 000 del Instituto de Planificación Física (IPF)

Mapa topográfico 1: 25 000

Mapa del macroproyecto (modelación para huracanes de categoría 5 para el año 2100)

Mapa geomorfológico 1: 250 000 de la Academia de Ciencias de Cuba, 1981

Mapa de temperatura 1: 1 000 000 del Nuevo Atlas Nacional de Cuba

Entre las principales herramientas empleadas se encuentran: los Sistema de Información Geográfica (SIG) (ArcGis versión 10.4), para la realización de análisis espaciales como la localización de las áreas con pérdida y ganancia de sedimentos; la cartografía digital debido a que muchos de los resultados se

expresan mediante mapas los cuales fueron confeccionados utilizando las herramientas de cartografía digital que ofrecen los SIG; y el uso del paquete de softwares de Microsoft Office (versión 2013).

Metodología para la caracterización de los suelos orgánicos del humedal

En la caracterización de los suelos orgánicos del humedal al sur de Güira de Melena, Artemisa se realizaron tres transectos de orientación norte – sur: uno al oeste del área de estudio a lo largo del sendero llamado localmente como “La Trocha”, otro a lo largo de la carretera de Boca del Cajío a playa Cajío y el tercero más corto, entre el Dique Sur (al oeste) y la costa. Se realizaron también varios muestreos y comprobaciones a ambos lados del Dique, en dirección este – oeste. Las comprobaciones y muestreos fueron hechas con auxilio de una barrena holandesa de suelos, y los puntos muestreados, fueron georreferenciados con auxilio de un navegador GPS Magallanas Platinum. En algunos tramos, fue necesario el auxilio de un bote o chapín. Los resultados de las comprobaciones y muestreos de campo, se plotearon sobre un SIG, a partir de una base de datos SQL georreferenciada para el sistema. Los puntos muestreados sirvieron de base, para el criterio de cartografía de suelos orgánicos en el área, a partir de similitud de patrones, en las imágenes satelitales que fueron utilizadas con este propósito (imágenes multiespectrales en el infrarrojo e imágenes en composición RGB). Los criterios para la delimitación de las unidades de suelos, a partir de los puntos de muestreo y comprobaciones de campo, fueron los clásicos de la detección a distancia (teledetección); estos son, el patrón de textura repetido en las imágenes y el fototono (cambios tonales en las imágenes satelitales).

Metodologías para el análisis de los grupos biológicos terrestres en el humedal

Metodología para caracterizar la flora y la vegetación

Se recopiló información actual e histórica del humedal y los asentamientos urbanos, para entender los procesos de cambio a que estuvo sometida la región y evaluar las metas a vencer. A partir de los recorridos de campo y la información

previa se realizó una valoración cualitativa de su estado y establecieron los sitios de muestreo, que estuvieron conciliados con las empresas forestales de cada provincia (Empresa Agroforestal Mayabeque y Empresa Agroforestal Artemisa).

En cada uno de los sitios visitados en el humedal, se realizó una lista de especies vegetales señalando aspectos de interés como objetos de conservación, especies raras, endémicos, exóticas invasoras o potenciales entre otros, lo que permitió la elaboración del listado florístico del humedal, integrando también con información bibliográfica, materiales depositados en el Herbario Nacional de Cuba (HAC) y consulta con especialistas y conocedores locales. La actualización de la nomenclatura y el origen se revisó a partir de Greuter y Rankin (2017), los nombres vulgares a partir de Roig (2014) y la categoría de las especies vegetales exóticas por Oviedo y González-Oliva (2015). Se recorrió el humedal y sus inmediaciones tanto en áreas naturales como asentamientos poblacionales y zonas aledañas de cultivos, plantaciones forestales y áreas destinadas a la ganadería, para identificar las principales causas que ocasionan su deterioro.

En la evaluación y monitoreo de los bosques de mangles se establecieron parcelas fijas según la metodología propuesta por Guzmán y Menéndez (2013). En la evaluación y monitoreo de los bosques de ciénaga, se trazaron parcelas fijas ajustándose a la siguiente metodología: se delimitaron tres muestras o parcela de 20 x 20 m en cada sitio. En cada parcela se seleccionaron dos pasillos de 20 x 2 m, y en cada uno se realizó un levantamiento de la vegetación por cuadrados de 2 x 2 m. Cada parcela se marcó y se posicionó con GPS. Se realizó un inventario de los árboles por especies teniendo en cuenta la altura de cada uno, la estimación de la proyección de la copa (este muestreo se acompaña de papel cuadriculado donde se representan los árboles y la proyección de las copas), y el diámetro a la altura de 1.30 m (DAP) para establecer clases diamétricas. En el estrato arbustivo se estimó la altura promedio y la cobertura en por ciento para cada cuadrado del pasillo. Por otra parte, para el estrato herbáceo se estimó la cobertura y registró la frecuencia de aparición de las especies vegetales en los pasillos. Se utilizó papel cuadriculado para facilitar el trabajo. Se contó con una lienza para las mediciones en la elaboración del perfil del estrato arbóreo.

En el bosque de ciénaga de Cajío, fue seleccionada un área para el ensayo de experimentos encaminados a una propuesta de restauración de estos ecosistemas. Se establecieron y monitorearon parcelas permanentes de 20 x 20 m en los años 2019 y 2020. El experimento estuvo diseñado para la aplicación de cinco tratamientos y un control, con dos réplicas cada uno. Las evaluaciones estuvieron sujetas a cuatro tratamientos: T1: control donde no se efectuó acción de manejo, T2: tala rasa de almendro de la India a la altura de 50 cm sobre el suelo más extracción de regeneración natural de especies exóticas, T3: anillamiento de almendro de la India más extracción de regeneración natural de especies exóticas y T4: tala rasa de almendro de la India a ras del suelo. La tala del tratamiento T2 fue el método propuesto por el jefe de la brigada forestal de Cajío Vicente Hernández Núñez. La tala rasa del tratamiento T4 se refiere a un corte lo más cercano posible al suelo, método usado por las brigadas forestales de la región para el máximo aprovechamiento de la madera. Por cada tratamiento se establecieron dos parcelas permanentes de 20 x 20 m, separadas 10 m una de otra y aleatorizadas en la región. Las parcelas fueron numeradas de acuerdo con los tratamientos para su identificación. En cada una de las parcelas se cuantificó el esfuerzo, dado en tipo de labor, cantidad de personas, categoría de las personas y horas de trabajo. La composición y abundancia inicial de especies vegetales en el área de estudio, se efectuó a través de submuestreos con 3 subparcelas de 2 x 2 m en cada parcela control. Con la información obtenida se confeccionó una lista de especies y una curva de rango de abundancia para resumir los resultados según González-Oliva *et al.* (2017).

Luego de transcurrido un año, se realizó el primero monitoreo a las acciones de restauración implementadas en los bosques de ciénaga. Tanto para las parcelas control como para los tratamientos se determinó la composición y abundancia de las especies vegetales presentes, mediante el establecimiento de 3 subparcelas como fue descrito inicialmente para las parcelas control, en el establecimiento del experimento. En cada subparcela se evaluó además, la densidad de almendro de la India, altura de la plántula mayor (cm), número de plántulas/4m², número de juveniles y espesor de la hojarasca (cm). En todas las parcelas se determinó la

cantidad de árboles vivos y muertos a partir de tres transectos de 1 m de ancho por 20 m de largo separados 5 m entre sí y de los bordes de las parcelas. En las parcelas con tratamientos de tala rasa o anillamiento se evaluó además en los transectos, la cantidad de rebrotes con diámetros superiores a 2 cm presentes en los tocones vivos y árboles anillados vivos. Se determinó la longitud del rebrote de mayor altura y luego todos los rebrotes fueron cortados excepto en el tratamiento T4. En las parcelas de los tratamientos T2 y T3 se extrajo y cuantificó nuevamente toda la regeneración natural de almendro de la India y otras especies exóticas (ejemp. *Criptostegia*, *Leucaena*, *Adonidia*). En los herbazales de ciénaga se realizaron recorridos fundamentalmente por caminos, trazando transectos de 20 m de largo y 1 m a cada lado. En estos espacios se evaluó la riqueza de especies.

A partir de la información obtenida de flora y vegetación en el humedal se elaboró un listado de especies nativas a utilizar en las labores de restauración por ecosistemas, y en plantaciones forestales ubicadas en el humedal y sus inmediaciones. Igualmente se identificaron las especies vegetales exóticas invasoras y evaluó cualitativamente la magnitud de su afectación por ecosistemas. En la propuesta de manejo y control de las especies vegetales invasoras realizado en el periodo, se analizó detalladamente los taxones que más afectan el humedal y se sugirieron metodologías para su mitigación y erradicación ajustadas al taxón y las condiciones de su entorno.

Metodología para el análisis de los requerimientos germinativos de las semillas del humedal

Se estudiaron 82 especies nativas cubanas que son componentes de la flora nativa de los ecosistemas del sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque, y también de otros territorios de Cuba. Estas especies fueron recomendadas por los especialistas en flora el proyecto, a utilizar para su reintroducción y recuperación de los ecosistemas limítrofes (bosques de ciénagas, bosques semideciduo y complejos de vegetación). También se estudiaron cuatro especies vegetales invasoras que afectan las formaciones vegetales en el área.

Rasgos de semillas

A cada unidad de dispersión (semilla/fruto), que se denominarán en lo adelante como semilla, se le determinaron los siguientes rasgos: masa fresca total (mg), masa seca total (mg) y contenido de humedad inicial (%). La masa fresca se determinó mediante el pesaje individual de las semillas en una balanza (Sartorius con precisión 10⁻⁴g). La masa seca de las semillas y su contenido de humedad inicial (con base al peso fresco) se obtuvieron a partir del secado de las semillas durante 17 horas en una estufa a 103 ± 2°C, según las normas del ISTA (2007). Estas variables se calcularon individualmente para cada semilla en una muestra de 100 semillas. Para calcular la fracción (o asignación) de la masa seca de la semilla destinada a las cubiertas seminales (testa/endocarpo) o reservas (embrión/endospermo) se dividió el valor de cada componente seminal entre la masa seca total de la semilla (Sánchez *et al.*, 1997; 2009; Daws *et al.*, 2005). Los valores resultantes de la fracción de las reservas se multiplicaron por 100 para facilitar la interpretación de los datos.

Conducta de almacenamiento de las semillas

En la determinación de la conducta de almacenamiento de las semillas se aplicaron dos modelos probabilísticos que determinan la sensibilidad/tolerancia a la desecación de las semillas con base a datos biométricos (Daws *et al.*, 2006; Pelissari *et al.*, 2018). Estos modelos fueron validados en especies arbóreas tropicales con un amplio rango de masa de la semilla (0.01 mg a 24 g) y por su robustez biológica se proponen para predecir de forma rápida la conducta de almacenamiento.

La sensibilidad/tolerancia a la desecación según el modelo propuesto por Daws *et al.* (2006) (modelo 1) se calculó por la siguiente fórmula:

$$P(D - S) = \frac{e^{3.269 - 9.974 a + 2.156 b}}{1 + e^{3.269 - 9.974 a + 2.156 b}}$$

donde a representa la fracción de la masa seminal destinada a las cubiertas seminales (MSC) y b es el log₁₀ de la masa seca total de la semilla. Ambas variables se determinaron como se describió previamente. Por su parte, para aplicar el modelo propuesto por Pelissari *et al.* (2018) (modelo 2) se empleó la

siguiente fórmula: $P^{(TD)} = 1/(1+\text{EXP}(-0.1627245 * A + 1.372784 * B - 0.4599876 * C + 4.348336))$ donde A representó el contenido de agua de la semilla; B la MSC y C es la masa seca total de la semilla. Para ambos índices, con valores de $P > 0.5$ se considera probable que las semillas sean sensibles a la desecación, y para $P < 0.5$, se considera probable que sean tolerantes a la desecación.

También en la identificación de la conducta de almacenamiento de las semillas se utilizó la metodología predictiva de combinación de múltiples rasgos propuesta por Hong y Ellis (1996). De acuerdo a estos autores, se tomaron como especies sensibles a la desecación aquellas que presentaron un peso fresco de mil semillas > 500 g y un contenido de humedad $> 30\%$.

Finalmente, la efectividad de todas las metodologías empleadas para predecir la conducta de almacenamiento de las semillas se comprobó con la información contenida en la base de datos de libre acceso (<http://data.kew.org/sid/>) del Royal Botanic Gardens Kew (2016). Según la información disponible para cada especie en la base de datos, la respuesta a la desecación se dividió en dos categorías de almacenamiento: recalcitrantes (sensibles a la desecación) y ortodoxas (tolerantes a la desecación). Igualmente, para esta clasificación se emplearon resultados disponibles en literatura científica a nivel de género o familia, dado que la sensibilidad/tolerancia a la desecación es un rasgo filogenéticamente conservado en estos niveles taxonómicos (Wyse y Dickie, 2018).

Tipos de plántulas

Para la identificación de los tipos de plántulas se sembraron individualmente semillas recién germinadas en envases plásticos de color blanco (capacidad: 0.85 dm³), que contenían arena gruesa de río (diámetro máximo del grano: 3.5 mm). Los experimentos de siembra se realizaron en condiciones de vivero en áreas del Instituto de Ecología y Sistemática (23° 01' N, 82° 21' W), La Habana, Cuba. El riego fue diario y se utilizaron 25 réplicas por especie. El tipo funcional de plántula se identificó según las cinco categorías propuestas por Garwood (1996).

Requerimientos germinativos

Los datos de germinación se obtuvieron de experimentos de laboratorio realizados en cámaras de crecimiento (FRIOCEL 111L, Alemania). Para ello, se diseñó un experimento de clasificación simple con arreglo factorial de los tratamientos que simuló las variaciones de luz y de temperatura que puede sufrir el suelo. Se ensayaron cinco condiciones de temperatura y dos de iluminación, para un total de diez tratamientos en cada especie. La respuesta germinativa se obtuvo a temperatura constante de 25°C y en régimen de temperatura alterna de 25/30°C, 25/35°C, 25/40°C y 25/45°C (8 horas para la temperatura más alta del termoperíodo y 12 horas a 25°C, con transición entre estas de 4 horas). Los tratamientos de iluminación para todas las temperaturas fueron: exposición a la luz (8 horas de aproximadamente 40 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, longitud de 400-700 nm) coincidente con el período de mayor temperatura dentro de cada tratamiento y oscuridad constante, que se logró envolviendo las placas en dos capas de papel de aluminio. Se utilizaron por tratamiento cinco réplicas de 25 semillas cada una. La siembra se realizó sobre papel de filtro en placas de Petri de 9 o 15 cm de diámetro, en dependencia del tamaño de la semilla. En el caso de las semillas iluminadas, el conteo de germinación se efectuó diariamente, entre 30 a 90 días, en dependencia de la especie. El conteo de la germinación de las semillas expuestas a condiciones continuas de oscuridad total se evaluó tres días después de haber concluido la germinación a la luz. El criterio para la germinación fue la emergencia de la radícula. Se determinaron el porcentaje de germinación final a la luz y a la oscuridad. En las semillas germinadas a la luz se determinó además el día de inicio de la germinación.

Asignación de clases de dormancia

Se consideró que la especie poseía semillas dormantes cuando su germinación comenzó después de 28 días en condiciones óptimas de germinación (Baskin y Baskin, 2014), si al menos un 20% de las semillas permanecieron vivas y sin germinar al final del experimento (Sánchez *et al.*, 2015b), o si las semillas no se hidrataron. Posteriormente, las especies con semillas dormantes se clasificaron por el sistema de clases de dormancia propuesto por Baskin y Baskin (2014). En

los casos donde la germinación fue baja se aplicaron diferentes tratamientos pregerminativos, de acuerdo a las características de las cubiertas de las semillas y tipos de dormancia identificados.

Tipos funcionales de plantas y análisis estadístico

Se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) para establecer las relaciones multivariantes entre los rasgos regenerativos estudiados y la identificación de tipos funcionales de plantas. Todas las variables se transformaron por log10 para corregir la falta de homogeneidad de varianza y de normalidad. El ACP se realizó a partir de una matriz de correlación y el significado de las variables se determinó por el círculo de correlación interno propuesto por Fariñas (1996). El tamaño del círculo se definió por los valores de r (coeficiente de correlación) para el tamaño de la muestra ($n = 32$ especies) menos dos grados de libertad ($n-2$). Para la confección de la matriz se utilizó el valor promedio de cada variable por especie. En el caso de la variable sensibilidad a la desecación se utilizaron los resultados del modelo propuesto por Pelissari *et al.* (2018). Los grupos formados por el ACP se verificaron por medio de un análisis de varianza multivariado sobre permutaciones (PERMANOVA) y las diferencias entre grupos se comprobaron por la prueba de corrección de Bonferroni. Este análisis también se aplicó para determinar posibles diferencias entre los rasgos funcionales de semillas por preferencia de las especies al hábitat. Los PERMANOVA se realizaron con el valor medio de cada especie (tomado como réplica) y por una matriz de distancia euclidiana, después de 9999 permutaciones. Se empleó un ANOVA de clasificación simple para determinar diferencias entre conducta de almacenamiento (recalcitrantes vs. ortodoxas) para características morfofisiológicas. Por último, la asociación entre los rasgos se estableció mediante el coeficiente de correlación lineal de Pearson. El nivel de significación fijado fue de $P \leq 0.05$ para todas las pruebas. Los análisis se realizaron en el programa PAST versión 3.18.

Metodología para el estudio de los hongos micorrizógenos arbusculares en el humedal

Se muestrearon 4 parcelas por ecosistemas en los bosques de ciénaga más conservado del Embarcadero y Los patos, en el bosque de ciénaga con almendro de la India del Embarcadero, en el bosque semidecidual micrófilo en el campechal y en el herbazal de ciénaga de Melean del Sur, Mayabeque. Se colectaron 2 muestras por parcela consistentes en monolitos de 10 x 10 x 15 cm, aproximadamente a 20 m de distancia entre las mismas.

El suelo fue transportado al laboratorio del Grupo de Micorrizas del IES en bolsas de polietileno y puesto a secar inmediatamente, con vistas a evitar la germinación de las esporas de los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA). Una vez seco a temperatura ambiente, el mismo fue tamizado por un tamiz con abertura de poro de 2 mm. De dichas muestras se tomaron entonces 100 g de suelo para ser procesadas de acuerdo con la metodología del tamizado de una suspensión de suelo en agua de Gerdemann y Nicolson (1963) modificada por Herrera *et al.* (2004).

Los 100 g de suelo fueron suspendidos en agua, y el sobrenadante fue decantado sobre tamices de 500, 140 y 40 μm de abertura de poro. El contenido de estos tamices se recuperó sobre papel de filtro en bomba de vacío y se puso a secar a temperatura ambiente hasta peso constante. Se tomaron entonces alícuotas del 10 y el 5 % del peso total de los tamizados de 40 y 140 μm , respectivamente y se centrifugaron en una solución de sacarosa al 60 % a 2500 rpm por 5 min. Las esporas en suspensión fueron recogidas sobre el tamiz de 40 μm y colocadas en placas de Doncaster o placas de conteo nematológico donde fueron cuantificadas en estereomicroscopio y su número extrapolado a los 100 g de suelo empleados.

Las propiedades morfológicas de las esporas y la estructura de sus paredes fueron comparadas con esporas montadas en polivinil-alcohol-ácido láctico-glicerina (PVLG) y una mezcla de este con el reactivo de Melzer (PVLG-Melzer 1:1, v/v).

La clasificación de las especies de HMA se basa en el análisis de sus esporas para lo cual se analizan color, tamaño, ornamentaciones de la superficie y estructura de la pared de las mismas, siguiendo los criterios taxonómicos de Schenck y Pérez (1990), la página web de la Colección Internacional de Hongos

Micorrizógenos Vesículo-Arbusculares en la Universidad de West Virginia (<http://www.invam.caf.wvu.edu>) y la página web del Departamento de Patología de Plantas de la Universidad Agrícola de Polonia (<http://www.agro.ar.szczecin.pl/jblaszkowski>). Las esporas se fotografiaron bajo el microscopio compuesto Carl Zeiss modelo Axioskop 2 con cámara acoplada AxioCam y procesadas mediante el programa AxioVision 3.1 a 1300 x 1030 dpi plus.

Metodología para el estudio de las mariposas y libélulas en el humedal

Las evaluaciones se realizaron en espacios abiertos dominados en el entorno por bosques de mangles y herbazales de ciénaga. Los sitios estudiados fueron de oeste a este, los tramos del Dique Sur siguientes: Majana, Guanímar, Cajío, Surgidero de Batabanó, y fuera del área del dique: Embarcadero y playa Mayabeque.

La riqueza observada de especies se evaluó mediante dos estimadores no paramétricos, el Chao2-bc, forma corregida del Chao2, basado en la frecuencia de especies en uno y dos sitios. El segundo fue un estimador basado en la cobertura de incidencia en la matriz (ICE), que asume que las probabilidades de detección son heterogéneas entre especies. La selección de estos índices se basó en que el coeficiente de variación de las especies menos frecuentes fuera < 0.80 . El programa utilizado fue SPADE (Chao y Shen, 2009).

Se determinó el llenado de matriz o conectancia ($C=L/M \times S$), donde L es el número observado de incidencias especies/sitios, M es el número de especies de insectos y S es el número de sitios. El nivel de anidamiento se calculó mediante el índice NODF, el cual computa la superposición entre pares de especies y su llenado decreciente en la matriz. Se aplicó un modelo nulo fijo-fijo, el cual mantiene las filas (especies) y columnas constantes en cada iteración. Este modelo es muy restrictivo, pero poco propenso a rechazar la hipótesis nula (no anidamiento) siendo esta verdadera. Se aplicaron 1000 iteraciones de los datos originales.

La significación estadística se expresó mediante el tamaño de efecto estandarizado (SES), indicativo de cuánto se aparta del valor nulo el valor

observado. Valores negativos ≥ -2.0 indican anidamiento significativo. El programa utilizado fue NODF (Ulrich, 2010).

La disimilitud beta entre pares de sitios se midió como $\beta_{to} = b + c / S_t$, que fluctúa entre 0 (ausencia de disimilitud) y 1 (disimilitud absoluta). El término b es el número de especies en el sitio b , pero no en c , y viceversa respecto de c . S_t = número total de especies entre ambos sitios. La ecuación β_{to} puede desglosarse en un componente de reemplazo de especies $\beta_{re} = 2 \min(b, c) / S_t$, más un componente de diferencia de riqueza de especies, $\beta_{ri} = |b-c| / S_t$. La importancia relativa del reemplazo equivale a $T_{re} = \beta_{re} / \beta_{to}$ y la de diferencia en riqueza de especies a $T_{ri} = \beta_{ri} / \beta_{to}$. (Carvalho *et al.*, 2013; Chen y Schmera, 2015).

La disimilitud global entre todos los sitios de la matriz de incidencia se calculó mediante la expresión de beta para unidades múltiples (≥ 3), donde $\beta_{to} = [\sum \min(b, c)] + [\sum \max(b, c)] / [(\sum S_t - S_i) + [\sum \min(b, c)] + [\sum \max(b, c)]]$. Las variables b, c como en las expresiones precedentes, S_t es la riqueza de especies del conjunto de sitios y S_i la riqueza de especies en cada sitio. El desglose en componentes es como sigue: $\beta_{re} = 2 [\sum \min(b, c)] / [\sum S_t - S_i] + [\sum \max(b, c)] + [\sum \min(b, c)]$ y $\beta_{ri} = [\sum \max(b, c)] - [\sum \min(b, c)] / [\sum S_t - S_i] + [\sum \max(b, c)] + [\sum \min(b, c)]$. Importancia relativa de los componentes en la matriz es equivalente a lo expresado con anterioridad (Ensing y Pither, 2015).

La composición en módulos y el coeficiente de modularidad se determinaron mediante MODULAR (Marquitti *et al.*, 2014) con la métrica Q de Barber y el algoritmo de enfriamiento simulado (*simulated annealing*). Se utilizaron los máximos valores de sus opciones para lograr la mejor optimización posible. Se efectuaron 100 iteraciones de los dos modelos nulos implícitos en el programa, que ofrecen las proporciones esperadas de redes teóricas con valor de modularidad superior al de la red original observada.

Para visualizar el ordenamiento espacial o relación no jerárquica entre sitios y graficar los módulos, se efectuaron análisis de escalado multidimensional no métrico (NMDS). Las configuraciones seleccionadas fueron aquellas con el valor mínimo de stress (< 0.15) y la correlación mayor con el primer eje, obtenidos con el índice de Jaccard. El programa utilizado fue PAST 3.17.

Los límites de confianza (LC) de las frecuencias de especies entre todos los sitios y la riqueza de especies por sitios, se calcularon mediante el método de percentil ajustado con 10 000 iteraciones de Bootstrapping. El programa utilizado fue *Past*, 3. 15 (Hammer, 2017).

Metodología para el estudio de los peces en cuerpos de agua dulce en el humedal

El muestreo de los peces dulceacuícolas en el área se basó en el uso de un jamo manual de ictiología (Mancina y Cruz, 2017), debido a la complejidad estructural de los manglares, el difícil acceso y el impráctico uso de métodos convencionales de recolecta como son redes de arrastre y chinchorros. Se implementó la misma metodología y el mismo esfuerzo pesquero para cada estación de coletas (Ramos-García, 2012) consistente en igual número de jameos o lances en forma aleatoria. En cada estación se realizaron observaciones generales, así como conteos de individuos y devolución al cuerpo de agua de aquellos muy abundantes y/o de fácil identificación. Se realizaron también consultas a pescadores aficionados y campesinos residentes a las zonas de intervención sobre las especies de peces presentes y su abundancia.

La identificación de los peces se realizó a través de la Guía de Poecílidos de Cuba (Ponce de León y Rodríguez, 2010), línea base para el estudio entre otras literaturas. Se tomaron de forma cualitativa algunos parámetros físicos - químicos como temperatura, transparencia, tipo de fondo, profundidad y velocidad de la corriente. Los datos de captura en los muestreos para época de seca se realizaron de 26 - 29/11/2018 y los de época de lluvia del 23 – 26 /5/2019. En la valoración del estado de salud de los acuatorios, se utilizó el Índice de Integridad Biológica (IBI) de Karr *et al.* (1986) modificado para el caso de ríos y arroyos de Cuba (IBI-PCUB), por Rodríguez y Hechavarría – Schwesinger (2017), que incluye el análisis de atributos relacionados con la riqueza, abundancia relativa y composición de especies presentes en ecosistemas dulceacuícolas cubanos.

Metodología para el estudio de las aves en el humedal

En muestreo de las aves coincidió en los mismos periodos en que se realizaron los muestreos de mariposas, libélulas y peces. Se realizaron observaciones fundamentalmente en los horarios de la mañana y la tarde reconocidos como de mayor actividad para el grupo. Las evaluaciones se centraron en los recorridos por el dique donde se presentan ecosistemas de herbazal de ciénaga y bosque de ciénaga, y en los bosques limítrofes de Cajío, Güira de Melena; área protegida Refugio de Fauna Golfo de Batabanó, Batabanó y Embarcadero, Melena del Sur. Se realizó un listado con todas las especies de aves observadas en los recorridos incluyendo su origen y categoría de amenaza.

Metodología para el análisis de la calidad del agua dulce en el humedal

El muestreo se realizó en las inmediaciones del dique sur donde se ha acumulado el agua de las escorrentías. En el área se presentaron plantas acuáticas herbáceas, así como especies de mangles. Se establecieron tres estaciones de muestreo a razón de abarcar la mayor cantidad de área y de acuerdo a los principales tramos recorridos Majana-Guanímar, Guanímar-Cajío, Cajío-Surgidero. Los muestreos se realizaron en el mes de enero de 2020 entre las 9:00 am y las 10:00 am. Fueron tomadas muestras integradas totales para la observación de las cianobacterias y microalgas, tres o cuatro por estación (según el grado de interés y el tamaño del tramo recorrido), cada una conformada por tres submuestras simples. Las submuestras fueron mezcladas y homogenizadas para la obtención de muestras integradas con una mejor representación de los microorganismos. La toma de muestra se realizó de manera aproximada a 1.5 m de la orilla, con una profundidad de 10 cm en la columna de agua siempre que la profundidad lo permitiese (Laíz, 1993); depositadas en frascos estériles siendo rotulados con posterioridad y fijadas con formol al 3%.

En el laboratorio se realizó la cualificación del fitoplancton. La identificación de las cianobacterias y microalgas se realizó a través de la observación con microscopio óptico binocular, colocando en un portaobjetos una gota de la muestra preservada sobre la cual se coloca el cubreobjetos. La observación se realizó con un aumento de 40x y con auxilio de las claves taxonómicas para la identificación hasta el nivel

de especie cuando fuese posible. Se consultó además el Atlas de microorganismos y la base de datos AlgaeBase (Guiry y Guiry, 2020).

Fueron analizados cualitativamente florecimientos epilíticos que se presentaron, así como la transparencia del agua y los sedimentos en los sitios de muestreo. Para la clasificación de las aguas de las diferentes estaciones de muestreo se tomó como base el listado de algas cubanas indicadoras de la contaminación con materia orgánica propuesto en Comas *et al.*, (1999). De esta manera según los rangos óptimos de distribución de las diferentes especies es posible determinar las posibles características de los acuatorios muestreados. Para ello también fueron consultadas diferentes literaturas que aporten caracteres relevantes en el estudio.

Diseño y metodologías de muestreo para el análisis de la dinámica costera en el humedal

Diseño de muestreo

En la caracterización de la dinámica del sistema costero, parte fundamental para la comprensión del funcionamiento del humedal, se realizó una expedición por tierra, en noviembre del 2018 para el reconocimiento de todo el dique sur y de los balnearios: playas Majana, Guanímar, Cajío, Batabanó, Mayabeque y Rosario, cubriéndose una extensión de alrededor de 100 km de costa. Para este recorrido en el terreno se preparó una base de imágenes satelitales de referencia y con vistas a la posterior representación cartográfica de los resultados. En el recorrido por el dique se hizo un levantamiento de los badenes, describiéndose el comportamiento del drenaje a través de los mismos y del estado de conservación del manglar a ambos lados de dique sur. Las coordenadas de todas las estaciones de muestreo fueron obtenidas mediante un GPS Garmin.

Además, se ubicaron los sectores con especies de mangles seco, y el sector más lejano y más próximo del dique al mar, así como las áreas donde se ejecutan tareas de restauración del manglar en la costa y en su interior. Esta actividad se realizó con la asistencia de obreros de las empresas forestales. En los frentes costeros de los asentamientos que nombran los balnearios, se realizó una caracterización de cada lugar que incluyó la descripción y registros fotográficos, la toma de muestras de sedimento y la georreferenciación de los puntos. También

como parte del recorrido, se visitaron diferentes sectores donde se han venido aplicando la reforestación del manglar y la colocación de estacadas como medidas de estabilización de la línea de costa.

En el análisis de la dinámica costera se utilizó información previa obtenida por el Macroproyecto para la región. Asimismo, la información derivada del reconocimiento por tierra constituyó la base para el diseño de las expediciones realizadas posteriormente por mar, en la caracterización ambiental de las áreas costeras aledañas al manglar sumergido.

En el balneario de Surgidero de Batabanó se repitieron las nivelaciones topográficas del perfil de playa y los muestreos de arena correspondientes a las dos estaciones de la red nacional para el monitoreo del proceso de erosión en las playas cubanas establecida en el proyecto 6 del Macroproyecto.

El reconocimiento por mar del sector costero comprendido entre playa Majana y playa Mayabeque se realizó durante las expediciones de febrero de 2019 para el tramo entre Majana y Guanimar, y en diciembre de 2019 para el tramo Cajío – Playa Mayabeque. La ubicación georreferenciada de los puntos de observación y de obtención de las muestras de sedimentos en el mar siguió el meridiano correspondiente a las estaciones de referencia previamente establecidas en tierra, durante la expedición de noviembre 2018. Se realizaron los registros fotográficos correspondientes que recogen una breve descripción del estado de conservación del manglar y evidencias de acciones antrópicas.

En el tramo desde playa Majana hasta Cajío se ubicaron perfiles perpendiculares a la línea de costa hasta la profundidad de 5 m, comenzando en el punto que se encuentra en los 82.550975 longitud *E* y en los 22.669680 latitud *N* hasta la punta norte de la cayería de Las Cayamas. Se describió el estado de conservación del manglar en esta zona y alrededor de la cayería, así como de las características de los fondos marinos.

En el tramo desde Cajío hasta playa Mayabeque se siguió la misma metodología terminando con el perfil ubicado al oeste de la desembocadura del río Mayabeque. La profundidad de las estaciones fue medida con un sondeador digital manual Hondes PS-7 de 10 cm de precisión

Las corrientes marinas (magnitud y dirección) fueron medidas en dos muestreos, uno en enero 2019 (época poco lluviosa) y otro en julio 2019 (época lluviosa). En la actividad se emplearon correntógrafos Anderaas SD 6000 y Acuadops, los que realizaron mediciones continuas durante periodos de 48 horas. Para estimar el intercambio de agua a través de los canales y ríos próximos, se fondearon los equipos de medición autónoma en estaciones ubicadas en el exterior y el interior de los mismos (Fig. 2).



Figura 2. Ubicación de las estaciones correntométricas.

También se emplearon los resultados de la caracterización de las corrientes marinas al sur del litoral costero de la provincia Artemisa obtenidas en septiembre 2015 y junio 2016 por Rodas *et al.* (2015) y Arriaza *et al.* (2016), en el marco del proyecto BASAL.

En las especialidades de Química, Microbiología y Fitoplancton se realizaron dos muestreos por mar, en febrero de 2019 y noviembre de 2019, ambas correspondientes a la época poco lluviosa. Para la selección de las estaciones de muestreo se tuvo en cuenta las condiciones hidrológicas del dique sur; así como el estado de los manglares incluyendo el área de recuperación del proyecto, según el levantamiento de campo de noviembre 2018. Los sitios para la colecta de muestras fueron ubicados aproximadamente a 100 m de la costa y aledaños a badenes con y sin drenaje, al bosque de manglar muerto, y los extremos del dique sur.

La evaluación de la riqueza de especies del manglar sumergido se realizó mediante una expedición marina en junio de 2019 (época lluviosa). En este sector costero se ubicaron 10 estaciones a una distancia de 5 a 7 km entre ellas, tomando como criterios la similitud de condiciones oceanográficas, los pequeños cambios de la línea de manglar y de la geomorfología costera a lo largo del perímetro de la costa.

Procesamiento de las muestras

En la digitalización de la línea de costa de los años 1985 y 2019 se utilizaron las imágenes de los satélites Landsat 5 y 8, respectivamente. Para el trabajo con la línea de costa se utilizó la banda infrarrojo cercano, que en el Landsat 5 tiene una longitud de onda de 0.76 – 0.90 micrómetros y corresponde a la banda 4, mientras que el Landsat 8 tiene una longitud de onda de 0.85 – 0.88 micrómetros y corresponde a la banda 5. Una vez determinada la banda a utilizar se comenzó el procesamiento en el sistema de información geográfico Quantum Gis (Qgis), el cual presenta su propio algoritmo para determinar la línea de costa, a partir de la banda infrarrojo cercano en las imágenes satelitales. Sobre el montaje de los resultados de ese procesamiento se obtuvieron las estimaciones de los ritmos de retroceso de la línea de costa.

Las muestras de sedimento tomadas en las expediciones por tierra y por mar se obtuvieron con ayuda de una barrenadora manual de 1.65 m de longitud que fue introducida en el fondo, mediante buceo autónomo, para medir los espesores de sedimentos, comprobar la consistencia del fondo y realizar la descripción visual.

Las muestras de agua para los análisis químicos, microbiológicos y fitoplanctónicos fueron tomadas en el nivel subsuperficial (25-30 cm) y las de sedimentos marinos en la capa superficial (0-15cm) mediante buceo autónomo.

En la Tabla 1 se muestran los indicadores evaluados por las diferentes especialidades de acuerdo a los objetivos planteados en el proyecto, los que fueron analizados siguiendo los criterios metodológicos referidos en la literatura especializada.

La caracterización de las condiciones ambientales de las aguas y sedimentos a partir de los resultados de los indicadores químicos, tuvo en cuenta el índice de

calidad química de las aguas y los sedimentos propuesto por Martínez *et al.* (2004). En la evaluación de la riqueza de especies en el manglar sumergido, se analizaron 30 raíces por estación mediante buceo libre y para las comunidades de peces se realizaron tres transectos lineales por estación, paralelos a la línea de costa y se estimó la densidad y biomasa de peces siempre que aparecieron.

Tratamiento estadístico de los resultados

Los datos de la concentración de microorganismos fueron normalizados mediante una transformación logarítmica. Se verificó el cumplimiento de la distribución normal según Kolmogorov y Smirnov y la homogeneidad de varianzas por el método de

Tabla 1. Indicadores evaluados por especialidad. (Agua: Ag, Sedimento: Sed)*

Especialidad	Indicadores	Bibliografía
Microbiología	Bacterias heterótrofas (Ag y Sed)*	Miravet <i>et al.</i> , 2009
	Bacterias sulfato-reductoras (Sed)	
	Mineralización aerobia (Ag)	Romanenko and Kuznetsov, 1981
	Bacterias fijadoras de nitrógeno (Sed)	Harrigan and Mac Cance, 1968
	Bacterias reductoras de nitrato (Sed)	
Fitoplancton	Estructura de la comunidad	Miravet <i>et al.</i> , 2009 y Loza (2004)
	Cianobacterias y algas nocivas	
	Estado trófico de las aguas	
Química	Temperatura	Determinación <i>in situ</i> con Multiparámetro HANNA
	Salinidad	
	pH	
	Oxígeno disuelto (Agua)	IOC-UNESCO, 1983
	DQO (Agua)	FAO, 1975
	Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄) (Agua)	FAO, 1975
	Nitrógeno total (Agua)	ISO11905-1, 1997
	Nitrato + nitrito (Agua)	Vann Mell, 1982
	Fosfato (PO ₄) (Agua)	IOC-UNESCO, 1993, FAO, 1975
Carbón orgánico (CO) (Sedimento)	Walkley y Black (1934) modificado por (Montalvo <i>et al.</i> , 1986)	
Biología	Tamaño de las raíces del mangle sumergido (en cm)	Protocolo "Métodos de Campo: Caracterización de

	Cobertura (en %) de organismos bentónicos por categorías: algas, ascidias, esponjas, corales, otros (hidrozoos, cianobacterias, briozoos, turf, cirripedios, sedimentos, etc.) y mixto. También se midió (en cm) aquellos segmentos de las raíces que no presentaban organismos, considerándose para estos casos la categoría “desnuda”	invertebrados y algas en raíces sumergidas de Mangle” (Proyecto GEF-PNUD Áreas Marino-costeras Protegidas del Sur)
	Densidad y biomasa de peces	Protocolo para el monitoreo de la ictiofauna. Versión ajustada del método AGRRRA 2000 (Proyecto GEF-PNUD Áreas Marino-costeras Protegidas del Sur)

Bartlett. Se realizó el análisis de varianza de clasificación simple y la prueba de comparación de medias de rangos múltiples de Duncan ($p < 0,05$) (Lerch, 1977). En todos los casos las medias que se diferencian se expresan con diferente letra. Todos los resultados fueron procesados con el paquete estadístico Statistica 4.0. El procesamiento de los datos de hidroquímica se realizó a través del programa Microsoft Excel y Statistica 8.0 y las diferencias entre estaciones de acuerdo a la concentración de fitoplancton se determinó según la escala propuesta por Frontier (1981), la cual establece clases de abundancia sobre la base de una progresión geométrica de razón 4.3 teniendo en cuenta la distribución aleatoria del plancton. Para determinar las semejanzas entre las estaciones de acuerdo a las condiciones ambientales y al funcionamiento de las poblaciones de microorganismos para la época poco lluviosa de 2019, se realizó un análisis multidimensional de clasificación numérica jerárquico aglomerativo (Cluster analysis) mediante la distancia euclidiana como criterio de similitud, para lo cual se utilizaron los datos transformados con raíz cuadrada de los indicadores abióticos y bióticos, en el agua y los sedimentos.

En el procesamiento primario de las series de mediciones de corrientes marinas se utilizaron las herramientas computacionales de los equipos Anderaas (SD 6000, Versión 4.7.0.59), y Acuadop (AquaPro, v1.37.08) que permitieron obtener

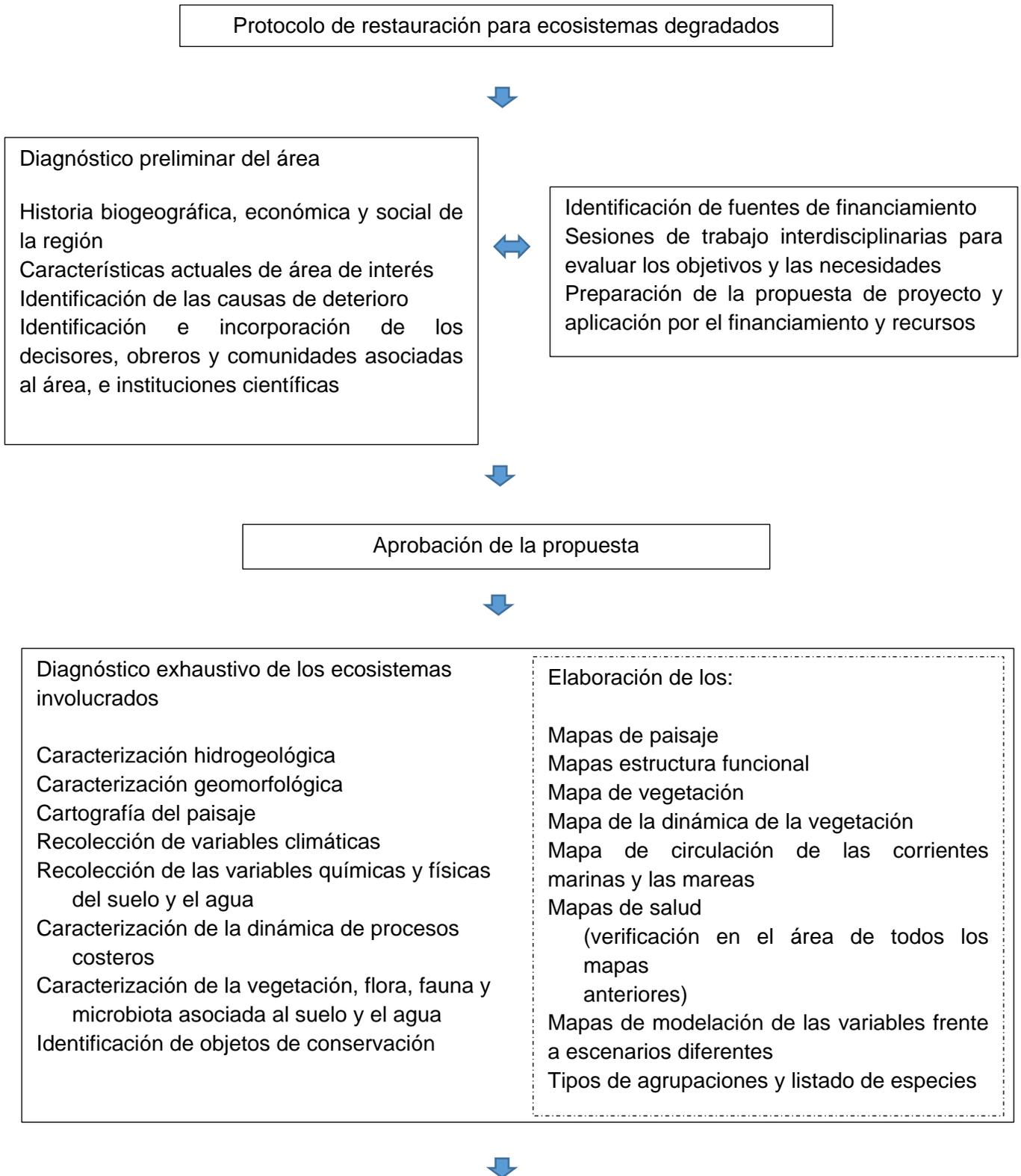
los estadígrafos básicos: velocidad máxima, mínima, el promedio, la desviación estándar y la varianza. Para el análisis final y los gráficos, se emplearon hojas de cálculo del Excel, del Microsoft Office, el MATLAB (Mathematic Laboratory) y Mapinfo 2012.

Resultados alcanzados: Análisis y discusión (puede utilizarse gráficos, tablas, y otros elementos que se considere necesario)

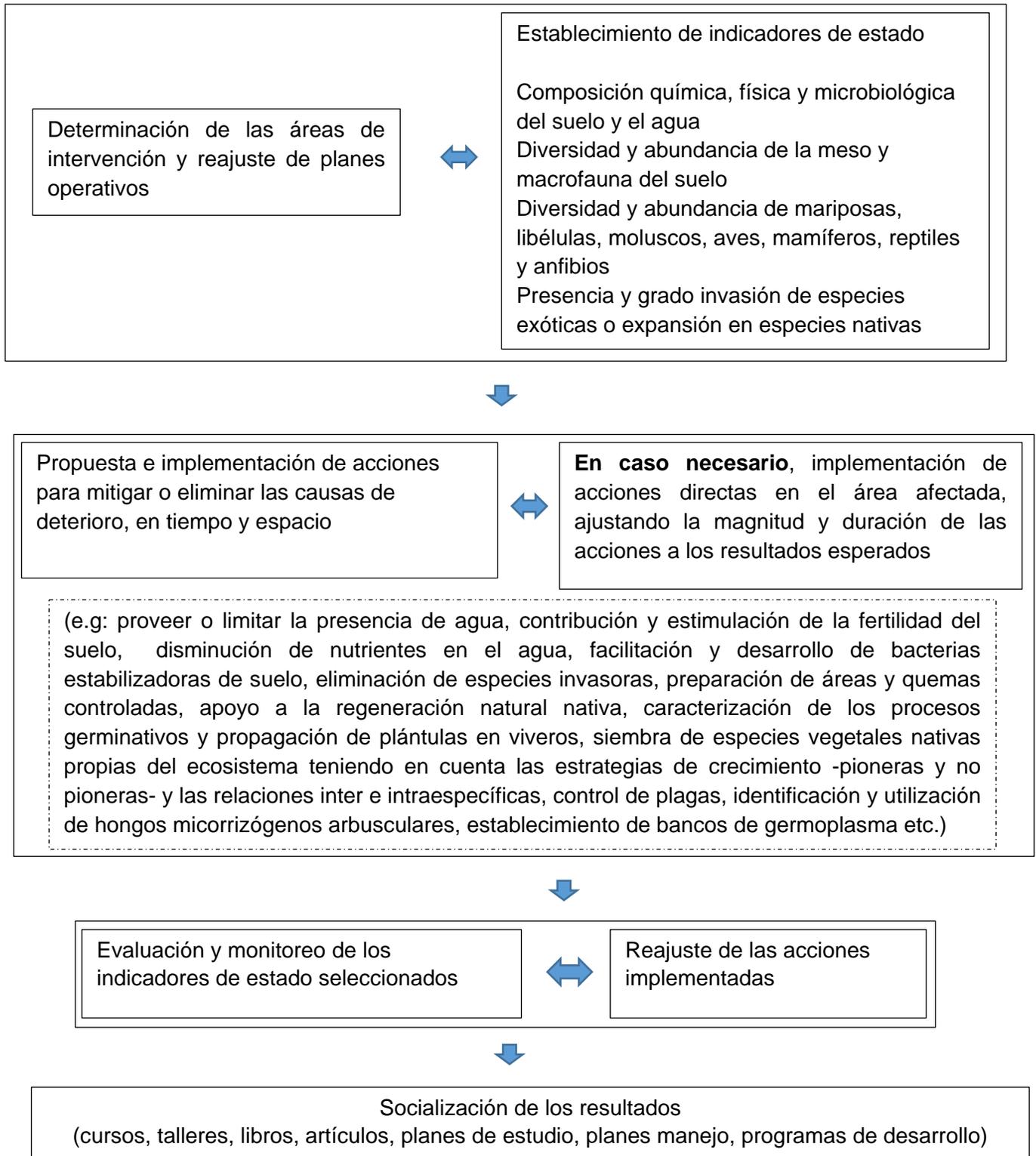
Resultado 1: Protocolo para la rehabilitación y restauración del humedal al sur de las provincias Artemisa y Mayabeque

A partir de los resultados obtenidos en el proyecto y las lecciones aprendidas, se propone un esquema teórico de protocolo de restauración, donde sus principios puede ser aplicados a cualquier ecosistema degradado (Esquema 1).

Esquema: Protocolo de restauración para ecosistemas degradados



Continuación del esquema...



Los procedimientos realizados con el propósito de restauración y rehabilitación del humedal, será tratados por resultados planificados y siguiendo donde sea posible una propuesta de línea cronológica de ejecución de las acciones.

Diagnóstico y cambios en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque

Causas de deterioro del humedal

En los recorridos realizados por el humedal en varias épocas del año con énfasis en periodos húmedos y secos, se identificaron y ratificaron las principales causas que ocasiona la degradación del área. Algunas de ellas con soluciones locales que dependen de la custodia y protección del lugar y/o cambio hacia prácticas más adecuadas, otras que responden a decisiones y voluntad de gobierno y país; y otras concernientes a situaciones mundiales influidas por la actividad humana. Entre estas causas se pueden citar:

Sobreexplotación de los recursos con la pérdida de la diversidad, estructura y composición de los ecosistemas, y su fragmentación: la flora y la fauna de la región han sufrido por décadas explotación indiscriminada como actividad permitida y furtiva. Esta acción ha provocado la pérdida total o disminución significativa de especies de la fauna y maderables importantes en el humedal, unido a la transformación de los hábitats. En este tipo de ecosistema complejo, cada especie cumple funciones importantes permitiendo el equilibrio y el desarrollo de otros organismos. Como ejemplo característico, se puede citar la muy escasa presencia de júcaro (*Terminalia buceras*) en los bosques de ciénaga, especie clave y dominante de estos ecosistemas (Oviedo, 2015) y la elevada presencia de ocuje (*Calophyllum antillanum*) y almendro de la India (*Terminalia catappa*) evidenciando el cambio en la composición normal de estos ecosistemas. Asimismo, la ausencia prácticamente de caoba antillana (*Swietenia mahagoni*), cedro (*Cedrela odorata*), ébano carbonero (*Diospyros crassinervis*) entre otras especies de madera preciosas en los bosques semideciduo mesófilo y micrófilo de la región. Buena parte de las especies en el humedal, reconocidas como maderables importantes, fueron taladas para utilizarse en construcciones, como

traviesas en el fomento del ferrocarril o exportadas hacia Europa u otras regiones del mundo. Por otra parte, el manejo inadecuado del área y la sobreexplotación de los recursos, ha provocado la fragmentación de los ecosistemas quedando pocos parches relativamente conservados y que mantienen parte de las características típicas dentro de toda la región. La actividad furtiva además de los perjuicios que ocasiona a la flora y fauna, muchas veces provoca incendios de manera intencional o por negligencia, lo que multiplican el daño.

Sistemas de riego poco eficientes en la llanura al norte del humedal: la zona cultivable al norte del humedal, es considerada una de las llanuras más productiva del país en cuanto a cultivos varios. El riego por aniego es el sistema más generalizado en esta región. Mediante esta actividad, se extrae de las aguas subterráneas niveles elevados de este recurso, parte considerable del cual, se pierde por evaporación antes de ser utilizados por los cultivos, además de erosionar el suelo. Esta práctica puede influir en los periodos y niveles de disponibilidad del recurso en el humedal.

Disminución del promedio anual de precipitaciones: es un fenómeno que ha estado afectando por varias décadas el país y se sugiere que es causa del cambio climático. La disminución progresiva de las precipitaciones y el corrimiento de los periodos de lluvia en el archipiélago cubano pueden afectar el equilibrio del humedal donde el agua es el elemento esencial para el desarrollo de sus funciones.

Incendios: los incendios en el humedal ocurren fundamentalmente en los herbazales de ciénaga. Según se considera por los especialistas, estos fenómenos pudieran ocurrir en zonas puntuales que se resecan en el periodo de poca lluvia en estos ecosistemas, facilitados también por la turba que se deposita. Sin embargo, estos incendios se extinguen de forma natural al topar con los espacios inundados. En el humedal al sur de Artemisa y Mayabeque la canalización y antropización de estos ecosistemas, ha afectado su equilibrio hídrico y los niveles de este recurso, limitando su capacidad resiliente. Por otra parte, más del 99 % de los incendios que ocurren en este herbazal son ocasionados de manera intencional o por negligencia como resultado de la

actividad furtiva (Juan Carlos Pérez, Director. UEB Silvícola, San Antonio de los Baños, com. pers., 2020). Contrariamente a la creencia, los incendios además de ocasionar pérdidas de recursos materiales afectan de manera insuperable la biodiversidad, estructura y composición de los herbazales de ciénaga (los más diversos del humedal) dificultando grandemente su recuperación y restauración.

Invasiones biológicas: se identificó una fuerte presencia de especies vegetales exóticas invasoras en el humedal, que transforman la estructura y composición de sus ecosistemas. Se destaca *Terminalia catappa* (almendro de la India) *Casuarina equisetifolia* y *Thespesia populnea*. Estas especies pueden además contribuir a la desecación del humedal, ser generadoras de fuego y contaminar el suelo con sustancias alelopáticas.

Dique sur: constituye un muro construido paralelo a la línea de costa por 50 km, como medida de retención de agua y disminución de avance de la cuña salina y salinización de las aguas subterráneas. A pesar de sus beneficios inmediatos, a largo plazo ha resultado contraproducente según varias opiniones, por haber interrumpido los procesos hidrológicos naturales, el intercambio tierra – mar y viceversa (importantes en humedales costeros) y por tanto ha conducido a la muerte de los bosques de mangle y transformación del área.

Erosión costera: el debilitamiento de los manglares en la línea costera unido al ascenso del nivel medio del mar, la incidencia de fenómenos meteorológicos y la acción de las corrientes marinas, ha provocado que la costa del área, principalmente la de Mayabeque, se encuentre muy erosionada con pérdida por sitios de hasta 100 m de línea de costa. Esta causa incrementa la vulnerabilidad de los asentamientos costeros ante los efectos del cambio climático.

Frecuencia de sistemas tropicales severos: en las últimas décadas han incrementado su ocurrencia y paso a través del territorio nacional, así como su potencia. La fuerza de los vientos, las olas y mareas de tormenta impactan contra los bosques de mangles litorales que debilitados ofrecen poca resistencia y protección costera.

Formaciones vegetales y flora del humedal

En el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque se identificaron 13 formaciones vegetales y varias plantaciones forestales. Acorde a la clasificación de Capote y Barezaín (1989) las formaciones vegetales se identifican como: bosque siempreverde de mangles, herbazal de ciénaga, bosque siempreverde de ciénaga, bosque semideciduo micrófilo, bosque semideciduo mesófilo, comunidades acuáticas de agua dulce, comunidades acuáticas de agua salobre, bosque de galería, complejo de vegetación de costa arenosas, comunidades halófitas, sabanas *sl.*, vegetación segetal y vegetación ruderal. Los bosques siempreverde de mangles, herbazal de ciénaga, bosque siempreverde de ciénaga fueron las formaciones vegetales más representativas del área; las restantes 10 aunque de menor extensión, son igualmente importantes para el equilibrio y desarrollo integral del humedal. Los ecotonos o transiciones entre estas formaciones vegetales presentan características combinadas y peculiares, importantes también en la caracterización del humedal.

Se identificaron 809 especies vegetales a partir de los recorridos realizados al área, información publicada y/o de materiales de herbario. Esta información reúne especies de áreas naturales, seminaturales y asentamientos urbanos. El 75,65 % de las especies vegetales identificadas en el humedal fueron nativas, de estas solo el 8,99 % endémicas de Cuba. Estos patrones están en concordancia con valores informados para otros humedales más conservados del país y la región, donde comparados con otros ecosistemas de elevado nivel de endemismo, estos ecosistemas adquieren su importancia en reservorio en cuanto a abundancia de individuos por especie y servicios ecosistémicos (Kirkconnell *et al.* 2005; Oviedo, 2015). Se encuentra listo para edición un catálogo que reúne las 50 principales especies nativas del humedal con información básica sobre su biología, e imágenes identificativas. Las especies vegetales criptogénicas representan el 2,6 % y las exóticas el 21,76 % del total de especies del área. De las especies vegetales exóticas el 59,09 % son invasoras y el 11,93 % son potencialmente invasoras. La presencia de especies vegetales exóticas en el humedal, obedece fundamentalmente a procesos de reintroducción con fines productivos, de

reforestación o inadecuados manejos. Con el paso de los años y la carencia de competidores, depredadores naturales y manejo inadecuado, han desplazado la vegetación nativa y transformado la composición y estructura de las áreas que ocupan.

Al analizar la riqueza de especies de plantas por formaciones vegetales en el humedal, teniendo en cuenta que varias especies pueden desarrollarse en diferentes formaciones, se observó que las sabanas *sl.* y la vegetación ruderal albergaban la mayor cantidad de especies, seguidos por los herbazales de ciénaga, los bosques semideciduo micrófilo sobre suelo de mal drenaje y los bosques semideciduo mesófilo (Fig. 3). En el caso donde se evaluó la riqueza de especies exclusivas por cada ecosistema, se observó que las comunidades acuáticas de agua dulce mostraron la mayor cantidad de especies (Fig. 4), lo cual debe estar determinado por sus características particulares. La afectación de este ecosistema puede poner en riesgo la permanencia de varias especies en el humedal. Respecto a esta situación, se orientó a las empresas forestales y los gobiernos a realizar limpieza de zanjas y canales solo en los casos donde sea necesario, con la menor perturbación posible y nunca empleando equipos pesados. Otras formaciones vegetales con representatividad de especies exclusivas fueron la vegetación ruderal, los herbazales de ciénaga, los complejos de vegetación de costa arenosa, las sabanas *sl.* y los bosques semideciduo mesófilo.

Formaciones vegetales más representativas del humedal. Dinámica

En el área de intervención del proyecto ubicada en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque se identificaron las 3 formaciones vegetales más representativas en cuanto a extensión y funciones: herbazal de ciénaga, bosque siempreverde de mangles y bosque siempreverde de ciénaga en estrecha relación e intercambio de materia y energía. En el año 2020 los herbazales de ciénaga constituyeron el ecosistema de mayor extensión con 18 038,61 hectáreas (51 % del área de intervención) seguido por los bosques de mangles con 9 126,26 hectáreas (27 %) y los bosques de ciénaga con 3 258,16 hectáreas (11 %).

Tomando como punto de comparación el mapa de cobertura vegetal del 2015 (Fig. 5), se evidencia el incremento en área de los bosques de mangle y bosques de ciénaga, con el decrecimiento del área de los herbazales de ciénaga hacia el año 2020 (Fig. 6). Ha existido una tendencia desde el año 1990 al incremento en área de bosque de mangles de forma natural en el humedal, con el decrecimiento de los bosques de ciénaga desde 1990 al 2011, donde luego estos comenzaron a ganar espacio hasta el 2020. Se observa el decrecimiento de los herbazales de ciénaga en la mayor parte del periodo excepto entre 1995 al 2000 donde ganaron espacio (Fig. 7).

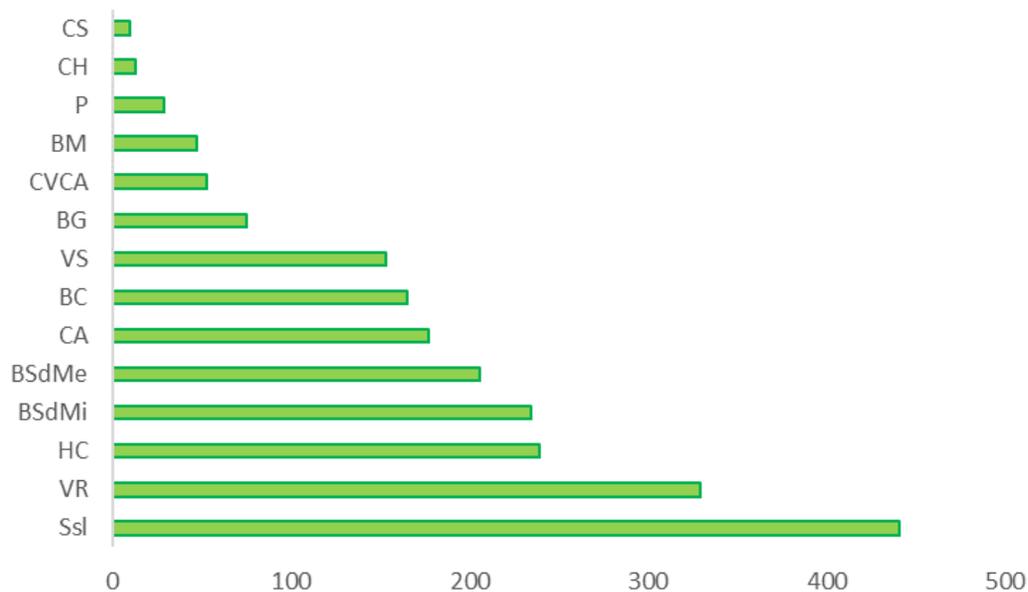


Figura 3. Riqueza de especies de plantas en las formaciones vegetales identificadas en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque. Bosque siempreverde de mangles (BM), herbazal de ciénaga (HC), bosque siempreverde de ciénaga (BC), bosque semidecíduo micrófilo (BSdMi), bosque semidecíduo mesófilo (BSdMe), comunidades acuáticas de agua dulce (CA), comunidades acuáticas de agua salobre (CS), bosque de galería (BG), complejo de vegetación de costa arenosas (CVCA), comunidades halófitas (CH), sabanas sl. (Ssl), vegetación segetal (VS) y vegetación ruderal (VR)

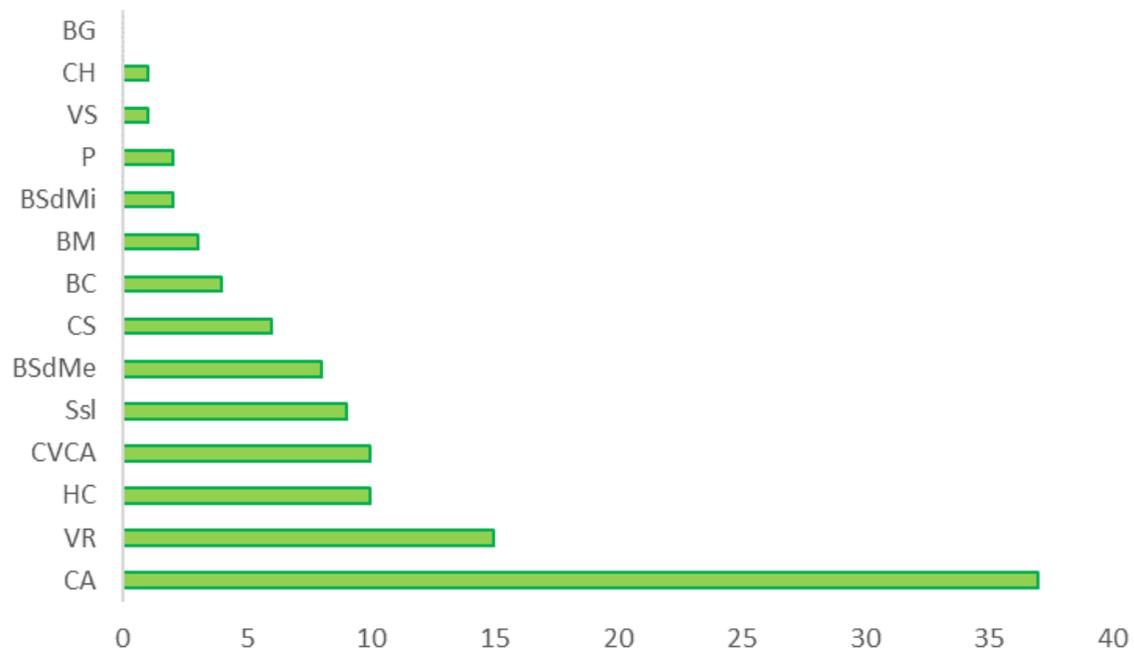


Figura 4. Riqueza de especies de plantas exclusiva de cada formación vegetal en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque. Bosque siempreverde de mangles (BM), herbazal de ciénaga (HC), bosque siempreverde de ciénaga (BC), bosque semideciduo micrófilo (BSdMi), bosque semideciduo mesófilo (BSdMe), comunidades acuáticas de agua dulce (CA), comunidades acuáticas de agua salobre (CS), bosque de galería (BG), complejo de vegetación de costa arenosas (CVCA), comunidades halófitas (CH), sabanas *sl.* (Ssl), vegetación segetal (VS) y vegetación ruderal (VR)

Los bosques de ciénaga desde el 2011 al 2020 han incrementado su areal en el humedal. En este último caso, al igual que en algunos sectores de bosque de mangles, se requiere un análisis más detallado. La expansión de los bosques de ciénaga pudiera estar ocasionada por el aumento de la población de almendro de la India (*Terminalia catappa*) y en bosques de mangles en cierta medida por el aumento de la majagua de la Florida (*Thespesia populnea*), ambas especies invasoras. El crecimiento entonces, podría ser indicador de aumento de la degradación del área en vez de su recuperación y expansión.

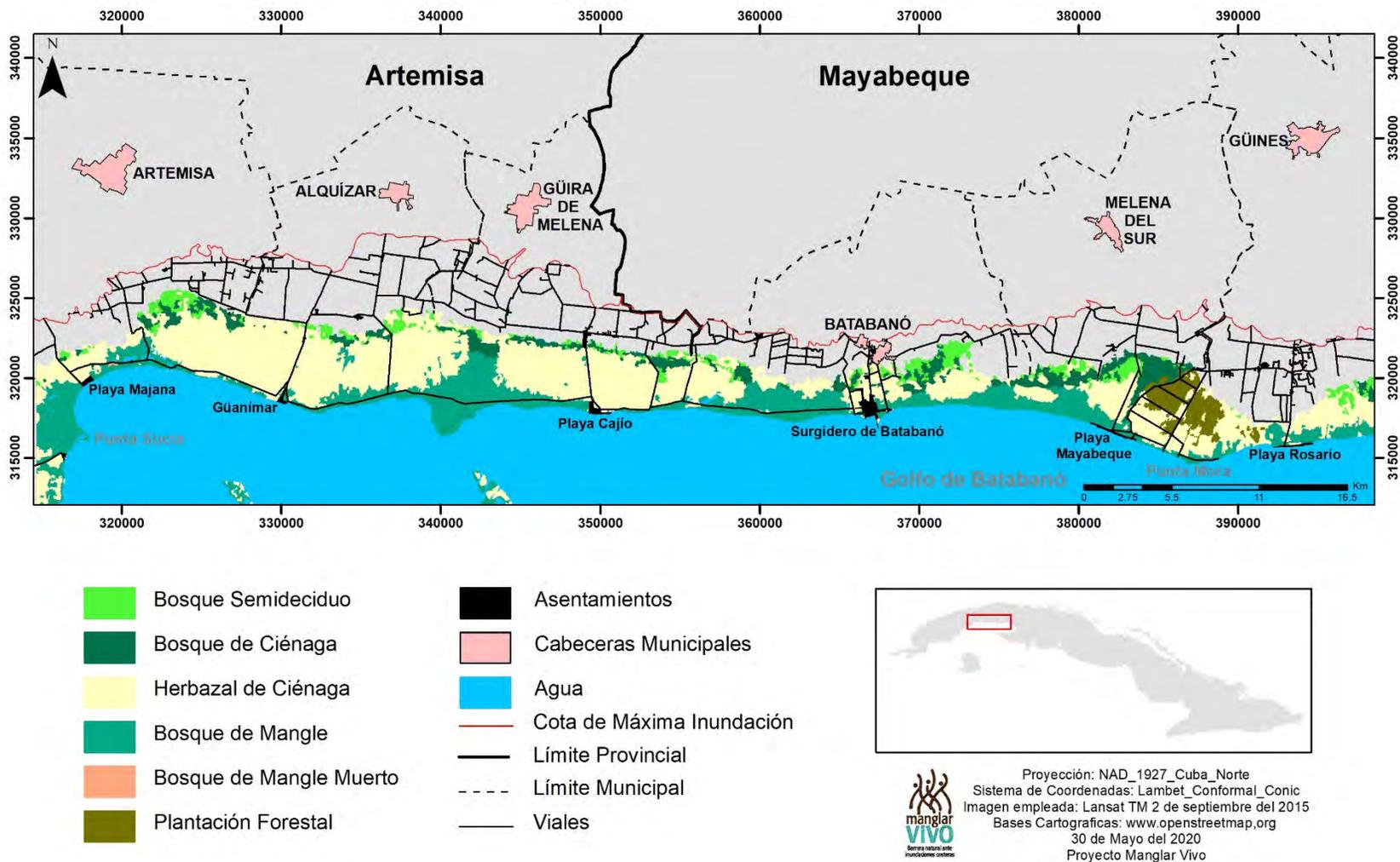


Figura 5. Distribución de los tipos de cobertura en el humedal entre Punta Sucia y Punta Mora para el año 2015

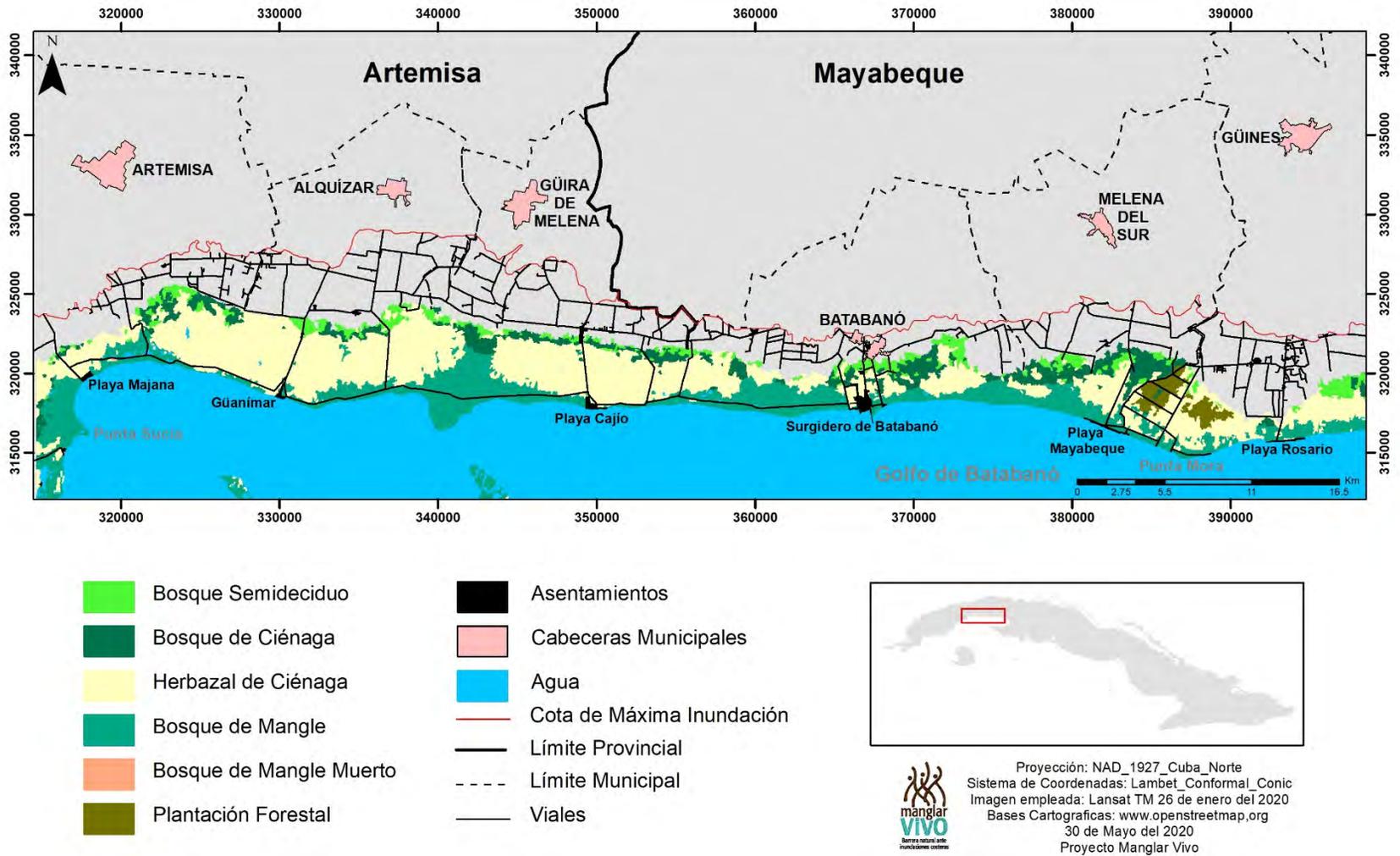


Figura 6. Distribución de los tipos de cobertura en el humedal entre Punta Sucia y Punta Mora para el año 2020

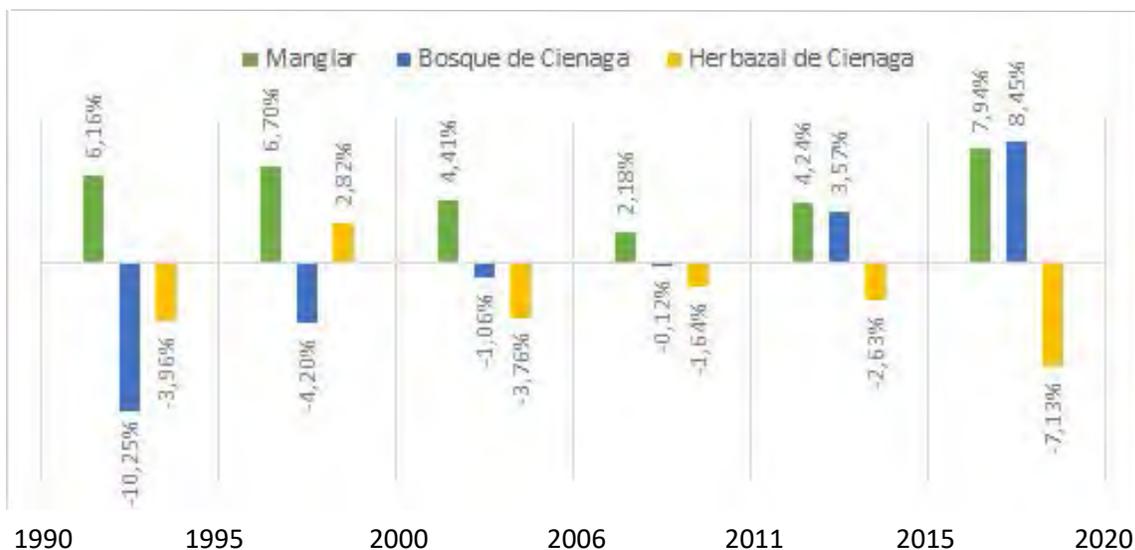


Figura 7. Crecimiento o decrecimiento anual de los ecosistemas más representativos del humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque

En el humedal las acciones fueron orientadas hacia la recuperación de los tres ecosistemas de mayor extensión (Fig. 5 y 6), e importancia funcional. Sin embargo, para la restauración del área, la conservación de la biodiversidad y sus funciones, todos los ecosistemas y su interrelación son importante. En este sentido, es fundamental considerar también aquellos ecosistemas que destacan por poseer la mayor abundancia y composición de especies (Fig. 3 y 4).

Caracterización de los herbazales de ciénaga

Los herbazales de ciénaga en el humedal contrario a la creencia, alberga gran cantidad de especies vegetales (239 especies) enmascaradas por la dominancia de *Cladium jamaicense* (cortadera) y *Typha domingensis* (macío). El ecosistema se encuentra impactado por la canalización, desecación y utilización del terreno para la producción forestal y el pastoreo años atrás, unido la elevada frecuencia de incendios causa de la negligencia y la actividad furtiva (99%). Las descargas eléctricas como elementos naturales que pudieran ser causales de este fenómeno, casi siempre ocurren o son previas a fuertes precipitaciones que terminan por sofocar el fuego. Entre las principales especies que se cultivaron en los bosques

productivos y energéticos en el herbazal destaca *Casuarina equisetifolia*, actualmente considerada la especie vegetal exótica invasora de mayor incidencia para este ecosistema, formando parches densos, transformando las condiciones naturales y desplazando la vegetación nativa. El colchón de ramas y hojas secas que esta especie deposita en el suelo es promotor del fuego y limita el crecimiento y desarrollo de las especies vegetales nativas. En los herbazales de ciénaga del área pueden encontrarse especies vegetales como: *Cladium jamaicense* (cortadera), *Tabebuia angustata*, *T. leptoneura*, *T. shaferi* (roble blanco), *Typha domingensis* (macío), *Ilex cassine* (yanilla blanca), *Acoelorrhaphe wrightii* (guano prieto), *Sabal maritima* (guano cana, palma cana), *Salix carolineana* (sauce, clavellina), *Baccharis halimifolia* var. *angustior* (tres Marías, espanta mosquito, bajaquillo), *Conocarpus erectus* (yana), *Sagittaria lancifolia* (flecha de agua), *Cassytha filiformis* (bejuco fideo), helechos, abundantes gramíneas y ciperáceas entre otras, importantes en el equilibrio y las funciones ecosistémicas. Se detectó en sitios a nuestra consideración impactados y con disponibilidad de agua dulce, *Typha domingensis* (macío) que exhibe un comportamiento expansivo desplazando otras especies nativas.

Caracterización de los bosques de mangles

Los manglares del área se encuentran impactados en su mayoría, situación que se presenta en buena parte de estos ecosistemas en el país (Menéndez y Guzmán, 2006). A pesar de esto, se observan todas las variantes posibles de combinaciones de las 3 especies de mangle (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*) y el pseudomangle (*Conocarpus erectus*) en áreas de salud variable. En general alberga el 5,81 % de las especies vegetales del humedal.

La costa sur de Mayabeque es la más impactada en cuanto a desaparición de la primera franja de mangle rojo y pérdida de decenas de metros de línea de costa. En varias zonas esta línea está dominada por *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans* carentes de estructuras radiculares apropiadas para resistir el efecto de las olas. En la costa sur de Artemisa se mantiene la primera línea de

mangle rojo, sin embargo, en varios puntos su regeneración natural es escasa. Además, se presentan calveros, igual en herbazales de ciénaga, cercanos al dique y a más de 100 m de la línea de costa, ocasionados al parecer por los elevados niveles de salinidad en el suelo (90 a 100 ppm). Hacia el norte del dique, justo a menos de 5 metros de distancia del área de mangle muerto, se extiende lagunatos de agua dulce (salinidad inferior a 5 ppm) retenidas por el muro. A pesar de varios esfuerzos realizados con la Dirección de Recursos Hidráulicos y los gobiernos regionales, aún no se logra una solución positiva o al menos ecológicamente coherente para tratar esta situación. Independientemente de cualquier acción, entre las que se ha considerado la construcción de canales sinuosos a través del bosque de mangles desde el mar hacia los lugares afectados (más de 200 m medidos en línea recta), lo cual sería muy costoso, la solución lógica indica que el área sea refrescada con pasos de agua, que incluso pudieran verter solo en estación lluviosa desde los lagunatos al norte, hacia la zona afectada distantes no más de 5 m cruzando el dique.

Caracterización de los bosques de ciénaga

En el humedal costero al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque los relictos de bosques de ciénaga que persisten, se encuentran profundamente impactados. La cercanía a las zonas de cultivo y ganadería por un lado, con sus manejos y disturbios habituales, y por el otro los herbazales de ciénaga canalizados y con ocurrencia de incendios periódicos no naturales; unido a la tala furtiva, reducción de la disponibilidad de agua, fragmentación y masiva infestación de *Terminalia catappa* (almendro de la India), son las principales causas que determinan esta condición.

Los bosques de ciénaga poseen el 20,4 % de las especies vegetales del humedal. Entre las especies más abundantes e encuentran: en el primer estrato *Terminalia catappa* (almendro de la India), *Calophyllum antillanun* (ocuje), *Roystonea regia* (palma real), *Talipariti elatum* (majagua), *Ficus subcabrida* (jagüey), *Cojoba arborea* (moruro rojo), *Abarema glauca* (argelino-moruro abey) y *Sabal marítima* (guano cana, palma cana); en el segundo estrato se destacan: *Tabebuia angustata* (roble blanco), *Guettarda combsii* (jagüilla de monte), *Amphiteca latifolia*

(magüira), *Trichilia havanensis* (siguaraya), *Lonchocarpus sericeus* var *glabrecens* (guama), *Annona glabra* (baga), *Cithrarexylum spinosum* (penda, canilla de venado), *Andira inermis* (yaba), *Wallenia laurifolia* (casmagua) y puntualmente *Calyptronoma plumeriana* (palma manaca, confites: indicador de buena calidad de agua). Entre los arbustos están presentes con mayor frecuencia: *Tabernaemontana amblyocarpa* (huevo de gallo), *Eugenia axillaris* (guairaje), *Casearia aculeata* (jía peluda, j. brava), *Ilex casine* (yanilla) y *Mysine floridana* (camagüilla). Las trepadoras tienen mayor representatividad con: *Pisonia aculeata* (zarza), *Dalbergia ecastophyllum* (péndola, bejuco Baracoa), *Parthenocissus quinquefolia* (parrita cimarrona), *Securidaca elliptica* (maravedí), *Tournefortia discolor* (nigua, cayaya), *Heteropteris laurifolia* (bejuco vergajo) e *Ipomoea* spp. (aguinaldos). Los grupos con mayor representación de las herbáceas son helechos de diferentes géneros destacándose *Acrostichum aureum* y *A. danaeifolium* (palmita de río, rabo de alacrán y/o camarón), algunas orquídeas semiepífitas como *Vanilla phaeantha* y *V. mexicana* (indicador de salud del ecosistema) y las gramíneas, así como *Crinum oliganthum* y *C. americanum* (lirio, l. de San Pedro). Como novedad, en lotes puntuales de los bosques de ciénaga de Mayabeque se destaca la presencia de *Maxonia apiifolia* (helecho trepador), *Tapura cubensis* y *Echinodorus cordifolius* subsp. *cordifolius*, *Cissus gossypifolia*, *Psylotun nudum* y *Kosteletzkya pentacarpa*, especies endémicas y amenazadas. La regeneración natural en estos bosques es alta y está dominada por *Terminalia catappa* (almendro de la India), *Calophyllum antillanun* (ocuje), *Trichilia havanensis* (siguaraya), *Roystonea regia* (palma real), *Talipariti elatum* (majagua), *Ficus subcabrida* (jagüey), *Amphiteca latifolia* (magüira), *Andira inermis* (yaba), *Wallenia laurifolia* (casmagua), *Cryptostegia grandiflora* (estrella del norte) indistintamente según los diferentes rodales y lotes.

Cartografía y análisis estructura funcional del paisaje

A partir del análisis cartográfico del paisaje se indentificaron en el humedal 2 unidades morfológicas de primer orden (localidades) y 23 unidades de segundo orden (comarcas) (Fig. 8 A). Las primeras definidas por las formas de

relieve y los procesos acumulativos, cársicos, fluviales y palustres; las cuales a su vez están subdivididas por la litología. Las segundas se diferencian en subunidades ligadas a información morfológica más detallada, cobertura vegetal y suelos.

En la descripción de las localidades a partir de la línea de costa hacia tierra adentro se tiene que: la primera se encuentra sobre la llanura muy baja que abarca toda la línea costera del humedal hasta un 1 msnm; la segunda localidad coincide con las áreas de bosques de ciénaga y bosques semideciduo, en algunos casos con presencia de matorrales secundarios y cultivos y se distribuye entre 1 msnm hasta los 3 msnm.

Descripción de las unidades de paisaje

Localidad 1: Llanura muy baja, plana, marino – palustre, acumulativa, sobre depósitos palustres, arcillas, margas y calizas; con presencia de bosques de manglar, herbazal de ciénaga, bosques de ciénaga y cultivos de arroz sobre suelos hidromórficos + histosoles, hidromórficos, fluvisoles y pardos sialíticos.

Comarcas:

Sobre depósitos palustres y arcillas

1.1. Bosques de manglar sobre suelos hidromórficos + histosoles y pardos sialíticos.

1.2. Herbazal de ciénaga sobre suelos hidromórficos + histosoles y pardos sialíticos.

Sobre margas y calizas

1.3. Bosques de manglar sobre suelos hidromórficos + histosoles y pardos sialíticos.

1.4. Bosques y herbazal de ciénaga sobre suelos hidromórficos + histosoles y pardos sialíticos

Localidad 2: Llanura baja, plana, cársico – acumulativa, sobre depósitos palustres, arcillas, margas y calizas; con presencia de herbazal de ciénaga, bosques de ciénaga, cultivos varios, cultivos de arroz, plantaciones forestales, pastos, matorrales secundarios y bosques de galería del cauce fluvial sobre suelos

hidromórficos + histosoles, hidromórficos, fluvisoles, pardos sialíticos, ferrálicos, ferralíticos y fersialíticos.

Comarcas:

Sobre depósitos palustres y arcillas

2.1. Herbazal y bosques de ciénaga sobre suelos hidromórficos + histosoles y pardos sialíticos.

2.2. Cultivos varios y plantaciones forestales sobre suelos hidromórficos y fluvisoles.

2.3. Pastos sobre suelos hidromórficos y fluvisoles.

2.4. Pastos sobre suelos hidromórficos + histosoles y pardos sialíticos.

2.5. Bosques de ciénaga, plantaciones forestales y cultivos de arroz sobre suelos hidromórficos y fluvisoles.

2.6. Bosques de ciénaga y herbazal de ciénaga sobre suelos hidromórficos + histosoles y pardos sialíticos.

2.7. Matorrales secundarios y plantaciones forestales sobre suelos hidromórficos + histosoles y pardos sialíticos.

2.8. Bosques de ciénaga y matorrales secundarios sobre suelos hidromórficos y fluvisoles.

2.9. Herbazal, bosques de ciénaga y matorrales secundarios sobre suelos hidromórficos + histosoles y pardos sialíticos.

Sobre margas y calizas

2.10. Bosques de ciénaga y cultivos varios sobre suelos ferrálicos, ferralíticos y fersialíticos.

2.11. Bosques de ciénaga y pastos sobre suelos ferrálicos, ferralíticos y fersialíticos.

2.12. Cultivos de arroz y pastos sobre suelos hidromórficos y fluvisoles.

2.13. Pastos, cultivos varios y arroz sobre suelos hidromórficos y fluvisoles.

2.14. Cultivos varios, plantaciones forestales y pastos sobre suelos hidromórficos y fluvisoles.

2.15. Pastos sobre suelos hidromórficos + histosoles y pardos sialíticos.

2.16. Herbazal de ciénaga, matorrales secundarios y pastos sobre suelos hidromórficos + histosoles y pardos sialíticos.

2.17. Cultivos varios y pastos sobre suelos hidromórficos y fluvisoles.

2.18. Bosques de ciénaga y matorrales secundarios sobre suelos hidromórficos + histosoles y pardos sialíticos.

2.19. Vegetación secundaria del cauce estacional.

Análisis de la estructura funcional

Existe una estrecha relación entre las unidades de paisaje que se encuentran a mayor altura con respecto a las más bajas. Los flujos de sustancias se establecen desde las unidades elevadas hacia las más bajas, a través de los flujos hídricos. En las unidades bajas este flujo está influenciado por una fuerte contribución marina, que se manifiesta en el intercambio energético y sustancial, así como una dinámica costera de gran intensidad.

Se determinó la existencia de un solo patrón general de organización funcional paradinámica en el territorio, con clara dependencia e interacción entre los paisajes en sentido lateral, activo intercambio de sustancia y energía entre las unidades y el efecto especial de barreras. La estructura funcional paradinámica se ordena en una disposición sur - norte, conformando hileras funcionales sublatitudinales extendidas de este a oeste, a lo largo de la costa (Fig. 8 B). Se encuentran asociados también tipos funcionales como: ventanas paisajísticas colectoras - tránsito, geoecotonos, corredores de tránsito, paisajes emisores y areales

Tipos de hileras que se presentan:

- I. Hilera del borde submarino costero
- II. Hilera de los paisajes de bosque de mangle
- III. Hilera de los paisajes de herbazal de ciénaga
- IV. Hilera de los paisajes de bosque de ciénaga
- V. Hilera de la llanura baja carsificada

En el caso del área de humedal objeto de acciones en los municipios de Artemisa y Alquizar provincia Artemisa, el funcionamiento de los paisajes en general, está fuertemente alterado por las acciones del hombre, situación que se expresa de

forma clara, en los fuertes cambios acaecidos, las tendencias actuales al deterioro y las alteraciones en el equilibrio de los paisajes.

Descripción de las hileras de la estructura funcional en esta región (Fig. 9) (Tabla 2)

Hilera del borde submarino costero

El borde costero de plataforma insular recibe la influencia directa de las hileras paradinámicas emergidas desde el norte, del resto de la plataforma submarina y en general de la circulación marina de la macro acuatoria regional. Tiene como función principal en la estructura vectorial: colectora y de tránsito

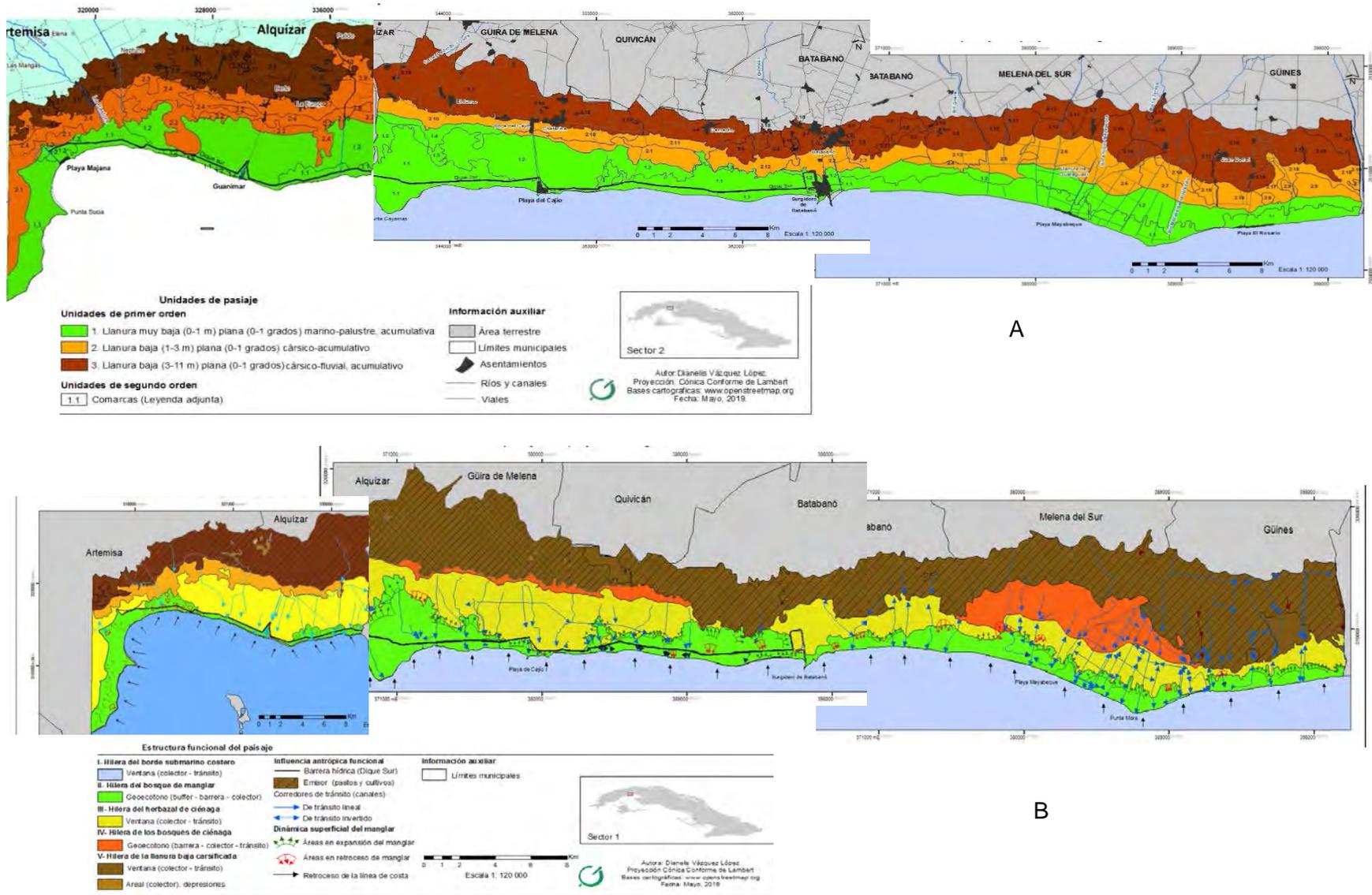


Figura 8. Mapa de paisaje (A) y de estructura funcional (B) en el área de intervención del proyecto. Escala 1: 25 000

En esta franja costera se depositan abundantes sedimentos arcillosos provenientes de los pantanos y las llanuras terrestres, arrastrados por las decenas de canales, zanjas antrópicas y las aguas subterráneas. Influyen además, los aportes de la abrasión del mar en las costas, conformando fondos de fangos carbonatados, característicos de las playas de la costa sur de esta región.

Es importante el efecto dinámico que las olas y corrientes desempeñan en este lugar, caracterizado en la actualidad por una tendencia a la erosión costera, que causa el retroceso acelerado de la línea de costa, como se observa en tramos de playas acumulativas del litoral. Además, los frecuentes huracanes y tormentas que afectan el área, influyen en el reordenamiento de los materiales, causados por la deriva litoral. Influye además en las transformaciones que experimenta la costa la elevación progresiva del nivel medio del mar producto del calentamiento global por el cambio climático.

Es destacable en este sector de la plataforma insular, el establecimiento de condiciones hidrológicas especiales, dadas por la alta evaporación y la poca profundidad de los acuatorios, de menos de 3 m aproximadamente, lo que limita tanto el flujo vertical como horizontal de las masas de agua de relativa gran extensión. Esto origina amplias variaciones espaciales y temporales de las propiedades físico - químicas del agua que en general tiene una alta salinidad y temperatura, con significativas variaciones estacionales relacionadas con la fluctuación climática de las precipitaciones.

La hilera está bajo la influencia de la circulación aérea general y local, con la manifestación permanente de los vientos alisios y la presencia de la brisa y el terral. La actividad biológica se desarrolla también, principalmente en las áreas de mayor dinamismo, relacionadas con los flujos marinos y los manglares

II- Hilera de los paisajes del bosque de mangle

Esta hilera se localiza en el límite entre el medio marino y el terrestre por lo que adquiere un carácter de geocotono que actúa como frontera, estrecho y continuo, a lo largo de toda la costa sur del área de estudio. Se caracteriza por un

ambiente hidromórfico de régimen de marea con carácter pantanoso - salino, riqueza y dinamismo biótico, su tendencia expansiva hacia el mar y sus funciones

dinámico posicional son de: amortiguamiento (buffer) - barrera - colector. Los efectos de amortiguamiento y barrera de estos paisajes son de gran efectividad e importancia funcional, al encontrarse entre los dos medios (marino - terrestre) y desempeñar una importante influencia en los procesos de morfogénesis y protección natural de las costas. Ante la dinámica marina y la penetración salina hacia el interior terrestre, desempeñan un papel geoecológico destacado por su función reguladora en el sistema hidrológico local. En este aspecto es considerada una efectiva línea de defensa ante la erosión costera. El bosque siempreverde de mangle constituye una de las formaciones vegetales de más capacidad de producción de materia orgánica durante todo el año. Mediante la fotosíntesis capta grandes cantidades de CO₂ para producir materia orgánica, convirtiéndose en un activo sumidero de ese gas, servicio ambiental de gran valor en la actualidad, ante la necesidad de contrarrestar el efecto invernadero atmosférico. De igual forma la acumulación de materia orgánica en las condiciones anaeróbicas de empantanamiento permanente favorece la formación de turba y de carbonato de calcio, representando fuentes de almacenamiento de carbono. El manglar constituye una trampa a los materiales transportados desde las unidades de tierra firme, o empujados por el mar, quedando atrapados entre la red de raíces y los laberintos de canales y micro surcos de su estructura. Estas condiciones mencionadas pueden conformar superficies consolidadas, que le permiten al manglar expandirse hacia el mar, avanzando la línea costera e incorporando terrenos a las áreas emergidas.

A través de esta hilera, y desde Majana hasta Surgidero de Batabanó, se extiende el Dique Sur; obra construida con la finalidad de recargar el manto freático y hacer retroceder la cuña de intrusión salina en los acuíferos costeros. El dique representa una barrera a la penetración de la influencia marina (salina) y al intercambio hidrológico normal. Su construcción introdujo alteraciones en el funcionamiento del paisaje, particularmente aguas arriba del mismo, donde la

superficie inundada permanentemente sufrió una expansión notable y con disminución de la salinidad, causando la muerte de varios sectores de mangle. Esta situación ha sufrido un período de adaptación a los cambios y paulatinamente se ha restablecido el equilibrio con la variación en la distribución de las especies y extensión de algunas de las subunidades del paisaje local. Se observa con frecuencia la aparición de áreas de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) hacia el norte del dique donde su función de protección costera estaría limitada

El manglar ha sido sometido a numerosos impactos y cambios, por lo que se manifiestan zonas de expansión y de retroceso. Es apreciable el impacto erosivo y retroceso de la línea costera en algunos sectores.

Entre los valores funcionales de esta hilera se destaca: su valor ecológico, biodiversidad, dinamismo, zona de reproducción y refugio de especies, así como papel importante en la cadena de intercambio trófico local, le confieren gran importancia para la protección biológica, la actividad pesquera y forestal.

III- Hilera de los paisajes de herbazal de ciénaga

Se localiza entre la hilera del bosque de mangle al sur y la faja de bosques de mal drenaje al norte, constituyendo una banda extendida de este a oeste, relativamente amplia y discontinua por efectos de antropización del paisaje. El área ha sido transformada para extender zonas de pastizales, cultivos agrícolas y plantaciones forestales. En esta hilera funcional se incluyen comarcas fronteras de las localidades de paisajes de mangle y del bosque de mal drenaje, en las que el herbazal se asocia a superficies transicionales. Es frecuente también la existencia de pequeños cuerpos lagunares en el interior de las unidades. Su función principal en la estructura vectorial paradinámica es de ventana colectora y de tránsito.

La función colectora se asocia a constituir también un geosistema de alta capacidad de producción de materia orgánica mediante la fotosíntesis, consumiendo considerables cantidades de dióxido de carbono. Esta materia vegetal a su vez, es depositada en condiciones ideales, dando lugar a su acumulación y lenta descomposición, frecuentemente formando amplios espesores de turba. Los herbazales también actúan como trampa a los materiales

transportados desde las unidades de tierra firme, que son retenidos en el entramaje de raíces y estructuras vegetativas.

Una característica particular de esta hilera, la constituye la variabilidad en el grado de empantanamiento de estos paisajes, los cuales pueden variar en dependencia de la estacionalidad de las lluvias y el nivel del manto subterráneo, de forma tal que en el período climático seco, algunas superficies pueden quedar desecas, dando lugar a la muerte del herbazal y ocurrencia de incendios. Las perturbaciones que presentan estos sistemas, potenciada por la construcción de una amplia red de canales y zanjas para desecar la llanura y expandir la ganadería y la agricultura, puede ocasionar que los incendios se inicien, sean propagados con rapidez ocasionando daños severos. En este sentido necesitan vigilancia y el establecimiento de medidas de prevención.

De forma natural, el tránsito en esta hilera se efectúa a través de numerosos canales y de corrientes subterráneas, el manto freático se localiza muy próximo a la

superficie. A través de los canales el agua fluye bajo la influencia del régimen de mareas, invirtiendo el sentido de la corriente según la marea. Esto lleva a la incorporación de agua de mar al herbazal de ciénaga lo cual es un proceso natural. En el tramo correspondiente al Dique Sur, el flujo por encima del mismo, solo puede correr en sentido sur, y el agua es estancada hasta el nivel de diseño de la obra hidráulica. La evapotranspiración en estos paisajes es intensa, principalmente en los meses cálidos, tanto desde la superficie del suelo, la superficie del agua, de los cuerpos lacustres presentes, como de la traspiración de la vegetación. Esta hilera además, actúa como hábitat, refugio y sitio de reproducción de muchas especies, como plantas, peces, anfibios, reptiles y aves.

IV- Hilera de los paisajes de bosque de ciénaga

Se encuentra de forma natural entre los manglares y los herbazales de ciénaga, y entre los herbazales de ciénaga y las unidades emergidas de tierra firme, situación que le confiere una función fronteriza entre estos contrastantes medios. Se presenta como una estrecha franja entre estos dos ambientes, en la actualidad de forma discontinua, pues han desaparecido amplias parcelas de estos bosques por

la deforestación y ampliación de los terrenos de pastos y cultivos. Así la función principal de esta hilera es su calidad de geocotono de barrera – colector - de tránsito.

El bosque de mal drenaje (bosque de ciénaga, bosque semideciduo micrófilo sobre suelo de mal drenaje) realiza una importante función de barrera al avance de la salinidad costera hacia el interior, en la práctica campesina y agrícola se sabe que cuando se tala este bosque se acelera la penetración salina hacia tierra firme. Este paisaje actúa también como colector y filtro natural de los flujos que proveniente de tierras arriba rumbo hacia el manglar y las costas, lo cual conforma horizontes de arcillas en el perfil de suelo; aspecto reforzado por el carácter hidromórfico de los terrenos, que inducen la pedogénesis formadora de arcillas. Esta hilera es de gran interés desde el punto de vista ecológico, y su conservación y protección es aconsejable y debe ser priorizada al representar hábitat y refugio de numerosas especies, particularmente plantas, insectos, anfibios, reptiles y aves.

V- Hilera de la llanura baja carsificada

Se localiza en el extremo septentrional del área de estudio, al norte de los bosques de mal drenaje, y de herbazales y manglares, donde los bosques han sido talados. Es una faja continua y constituye la parte baja de la llanura carsificada Habana – Matanzas. Sus funciones geoecológicas principales fueron avaladas como ventana (colector - tránsito) y de areal (colectores). El carácter colector de estos paisajes está dado por la posición hipsométrica de la llanura, que ocupa la parte baja y plana de la estructura regional. Esto condiciona que los materiales aportados por los flujos de las partes superiores, sean parcialmente depositados sobre la misma, lo cual ha sido factor principal en su génesis. Parte de los flujos que transitan por la llanura continúan hacia las unidades más bajas y la zona litoral.

La llanura ha sido intensamente desecada mediante la construcción de canales y zanjas, incluyendo la canalización de los ríos preexistentes, para fomentar la actividad agrícola y ganadera. Esta acción ha disminuido el empantanamiento estacional propio de estos terrenos, debido a su baja altura, poca pendiente y

proximidad del nivel freático. Así, los cultivos y pastos han ocupado las superficies disponibles, interceptados por canales y obras para el riego.

La llanura tiene un carácter cársico, por lo que influye directamente en la alimentación del manto subterráneo. Las formas de la carsificación de la planicie crean entre otros accidentes pequeñas depresiones y dolinas, algunas de ellas asociadas a antiguos valles fluviales, considerados areales funcionales de tipo colector, pues sirven de sumidero al drenaje superficial de la llanura.

El fomento de las prácticas agrícolas con frecuencia establece el uso de productos químicos, fertilizantes, pesticidas, herbicidas y otras sustancias, que pueden ser transmitidas a otras unidades de paisaje. Estas actividades le incorporan a la hileras un aspecto funcional emisor de carácter antrópico. Puede convertirse entonces en vía de trasmisión de contaminación ambiental, hacia las hileras vectoriales de paisajes inferiores y en particular el manto subterráneo, aspecto que debe ser vigilado y evaluado de forma permanente y responsable.

Igualmente, la estructura paradinámica existente y su fuerte interconexión hacen factible la propagación de los impactos de las acciones negativas que se desarrollen en la llanura a todo el sistema, situación que requiere de estudios sistemáticos y profundos que sean capaces de pronosticar y prever estos fenómenos

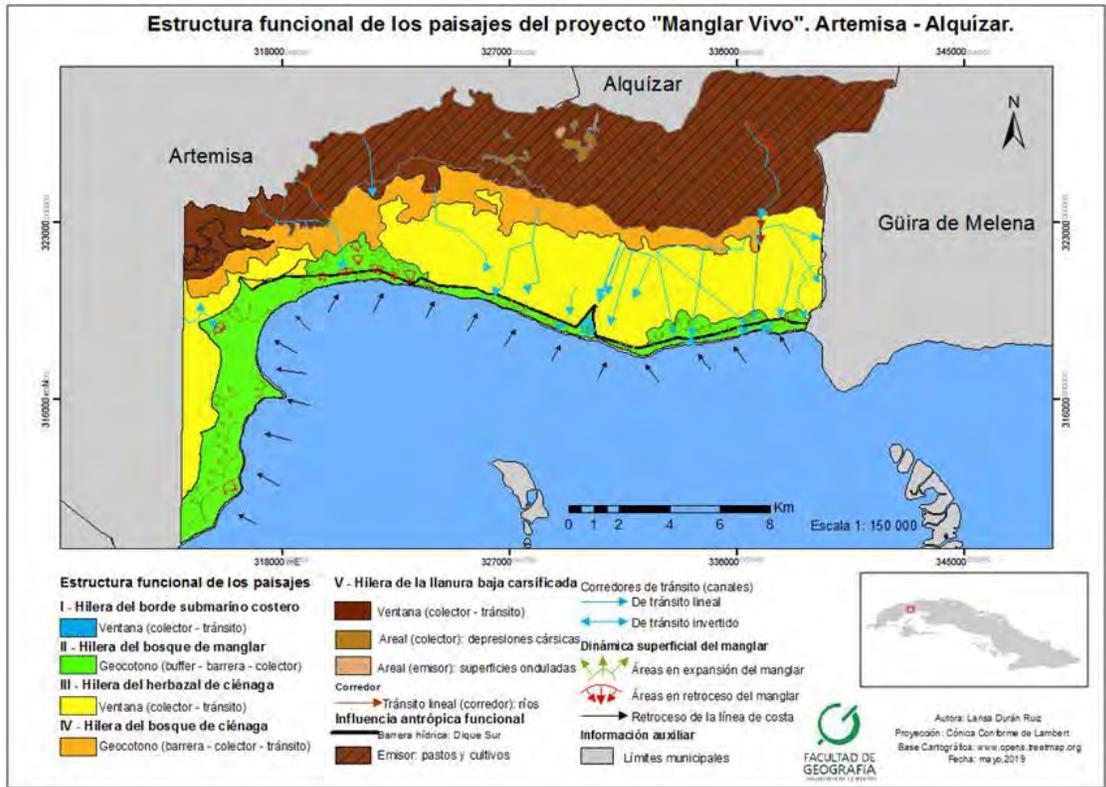


Figura 9. Estructura funcional de los paisajes en los municipios Artemisa y Alquizar. (Durán Ruiz 2019)

Tabla 2. Caracterización funcional de las hileras paisajísticas en el humedal al sur de Artemisa y Alquizar.

Hileras	Principales fuentes de energía	Principales procesos geoecológicos	Principales elementos de entrada	Principales productos funcionales	Principales elementos de salida	Tipos funcionales	Función principal
I	Solar, Marinas, Eólica, Gravitatoria	Acumulación y abrasión marina.	Deposición de arena y fango, sal, CO ₂ y O ₂ , energía solar, agua pluvial	Producción de materia orgánica, formación de fangos	Arrastres de materiales del fondo	Ventana	Colector Tránsito
II	Solar, Gravitatoria, Marinas (mareas)	Hidromórficos, bioquímicos, geoquímicos, salinización, acumulativos (turba).	Energía solar, agua pluvial y subterránea, escurrimiento por mareas, acumulación y deposición de carbonatos, CO ₂ y O ₂ ., salinización.	Producción de materia orgánica y de turba	Evapotranspiración materia orgánica, escurrimiento (superf. y subt.), CO ₂ y O ₂ .	Geocotono	Barrera, Buffer Colector
III	Solar, Gravitatoria	Acumulación, intemperización, hidromórficos, geoquímicos, bioquímicos.	Energía solar, agua pluvial y subterránea, escurrimiento, acumulación, CO ₂ y O ₂ .	Producción de materia orgánica y de turba. Formación de suelos.	Evapotranspiración, infiltración, traslado de partículas y energía, CO ₂ y O ₂ .	Ventana	Colector Tránsito
IV	Solar, Gravitatoria	Acumulación, intemperización, geoquímicos, bioquímicos.	Energía solar, agua pluvial y subterránea, escurrimiento, acumulación, CO ₂ y O ₂ .	Producción de materia orgánica. Formación de suelos.	Evapotranspiración, infiltración, traslado de partículas y energía, CO ₂ y O ₂ .	Geocotono	Barrera Colector Tránsito
V	Solar, Gravitatoria	Geoquímicos, bioquímicos.	Energía solar, agua pluvial, escurrimiento, acumulación, CO ₂ y O ₂ . Sustancias químicas.	Agricultura y ganadería. Formación de suelos.	Evapotranspiración, infiltración, traslado de materia, y energía, CO ₂ y O ₂ .	Ventana Areal Tránsito	Colector Tránsito

Fuente: (Durán Ruiz 2019)

Mapa de salud del área de intervención en el humedal

En el área de intervención del proyecto en el humedal al sur de las provincias Artemisa y Mayabeque el ecosistema de manglar en el año 2015 se encuentra medianamente deteriorado a muy deteriorado en la mayor parte de su extensión (Fig. 10). Esta condición es el resultado de siglos de intervención antropogénica en el área, mediante la tala, cambio de la matriz hidrológica, construcción de viales y muros de contención, procesos erosivos incrementados por el manejo inadecuado de las costas y el paso de sistemas tropicales; y las invasiones biológicas, entre otras. Esto coincide además, con lo informado previamente para la misma región por Menéndez (2013). Acorde a las evaluaciones realizadas por el equipo de especialistas de ecosistemas de manglar, hacia el año 2020 el área muestra signos de recuperación con regiones catalogadas de muy buenas y buenas, y reducción de las áreas muy deterioradas, aunque permanecen grandes espacios aún clasificados como medianamente deteriorados y regular (Fig. 11).

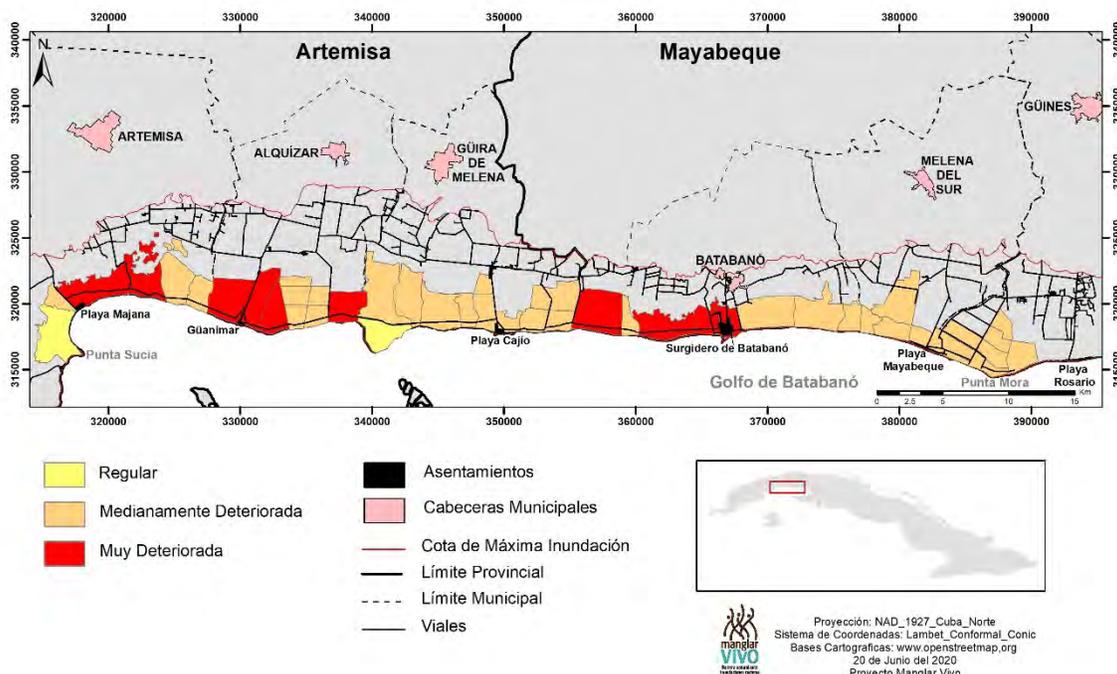


Figura 10. Estado de salud del ecosistema de manglar entre Punta Sucia, Artemisa y Punta Mora, Mayabeque para el año 2015

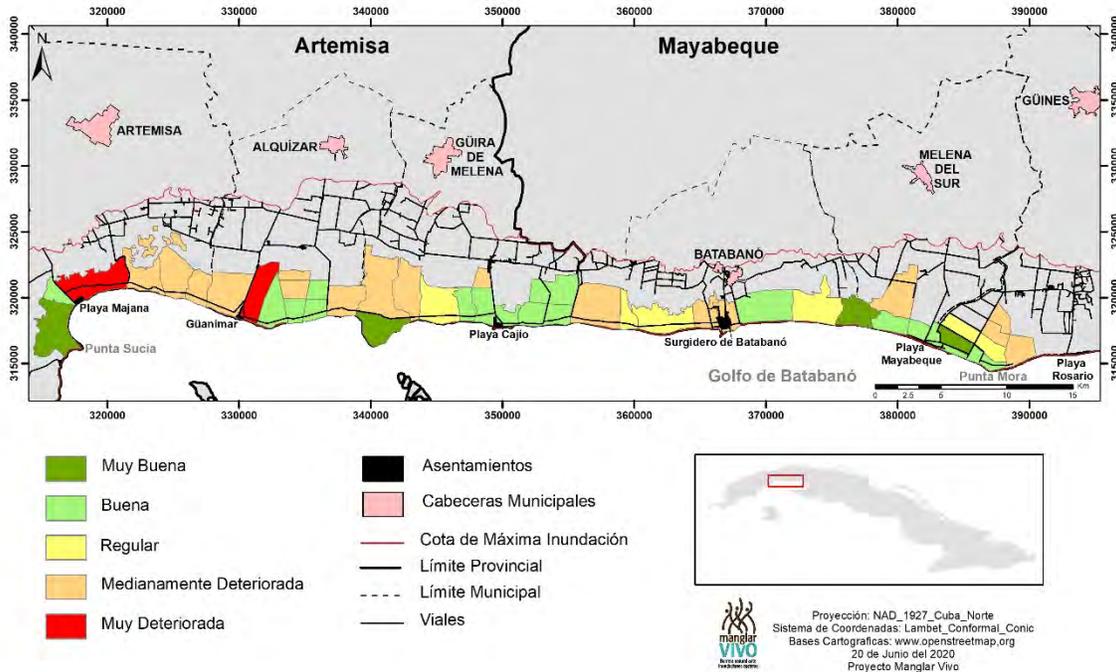


Figura 11. Estado de salud del ecosistema de manglar entre Punta Sucia, Artemisa y Punta Mora, Mayabeque para el año 2020

Los herbazales de ciénaga y bosques de ciénaga en la región, es primera vez que son clasificados. En el año 2020 los herbazales de ciénaga presentan varias áreas con salud de buena a muy buena, en especial en zonas donde el ecosistema es representativo en cuanto a sus dimensiones (Fig. 12). A ambos lados de los viales que van dirección al sur hacia las localidades de Playa Mayabeque, Playa Cajío y al oeste de Playa Guanímar se presentan grandes áreas de buena y muy buena salud. Por el contrario, en las inmediaciones de la carretera de Batabanó a Surgidero de Batabanó se clasifican las áreas para este ecosistema como muy deterioradas, así como grandes extensiones medianamente deterioradas y regular el este de Guanímar; y a ambos lados de la carretera hacia Playa Majana. Este ecosistema es reconocido como el de mayor extensión en el humedal y en estrecha relación con los bosques limítrofes al norte de su ubicación y los bosques de mangles al sur; su condición y estado entonces, influye directamente en las características y condiciones de los ecosistemas adyacentes y el humedal en general. Se sugiere que los niveles de agua por debajo de su condición original principalmente en época de seca y favorecido por la

canalización, y los incendios debido a la actividad furtiva, son las principales causas que están ocasionando su deterioro.

Los bosques de ciénagas constituidos por una estrecha franja entre los herbazales de ciénaga y las zonas agrícolas y ganaderas, se encuentran deteriorados y con poca salud en la mayoría de su extensión, y solo pocas áreas, principalmente en zonas de acceso limitado muestran salud muy buena (Fig. 12). Se reconoce como principales afectaciones de estos ecosistemas, la severa degradación que presenta con pérdida de composición, estructura y funciones, unido a la intensa invasión en toda el área por *Terminalia catappa* (almendro de la India). Asimismo, el cambio en la matriz hídrica de la región debido a la canalización, el represamiento de ríos y la gran extracción de agua desde el manto freático para cultivos, poblados y ciudades de la región, provocan que la baja disponibilidad de este recurso y su permanencia en el ecosistema, sea un factor que determina también su estado actual. En condición normal los bosques de ciénaga de esta región fitogeográfica permanecían inundados de 4 a 6 meses (Del Risco, 1978). En la actualidad solo se inunda en algunas épocas lluviosas, y por periodos de no más de 1 mes.

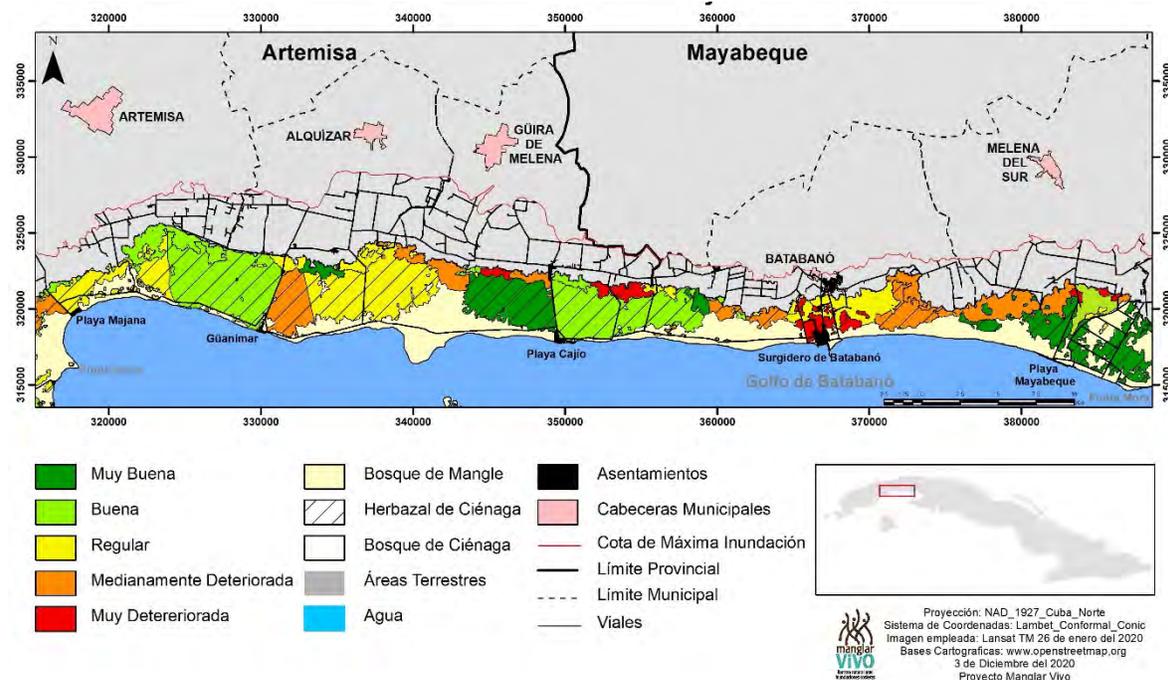


Figura 12. Estado de salud de los ecosistemas de herbazal de ciénaga y bosque

de ciénaga entre Punta Sucia, Artemisa y Punta Mora, Mayabeque para el año 2020

Caracterización de los suelos orgánicos del humedal. Estudio de caso Güira de Melena, Artemisa

La caracterización de los suelos orgánicos en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque constituye un aspecto importante en el diagnóstico de la región. Los perfiles de suelo constituyen una forma práctica de conocer los distintos

procesos de formación y deposición, así como eventos de magnitud considerable que pudieron ocasionar transformaciones en épocas pasadas. A partir de esta información pueden conocerse sucesos actuales y otros que ocurrieron en la historia de la región, permitiendo así entender su dinámica, condiciones actuales y la elaboración de propuestas para recuperar de manera integral el área.

En el polígono de muestreo enmarcado dentro del área del humedal sur de Güira de Melena, predominan los suelos orgánicos del tipo Histosol Mésico (alrededor del 50 % del área estudiada) y dentro de éste, es muy marcada la presencia de los subtipos Tétrico y Fíbrico, seguido en tercer lugar por el subtipo Thiónico (Sulfídico) (Fig. 13). El tipo Histosol Léptico es el segundo en distribución en el área, (poco más del 20 % del área total), y se observa con mayor frecuencia hacia la zona sur del Dique, aunque puede aparecer ocasionalmente al norte. El subtipo Thiónico o lo que es igual Sulfídico, dentro del Histosol Léptico es el mejor representado dentro de este tipo. Aparecen además algunas unidades relativamente grandes de Histosol Recubierto (con margas gleyzadas sobre el horizonte orgánico subyacente) (con alrededor del 15 % del área) predominando igualmente el subtipo Thiónico, principalmente en el sector al este de la playa Cajío hasta el lindero meridional del Dique. Otros tipos de histosoles mucho menos frecuentes fueron los Histosoles Fíbrico y Sáprico, con menos de un 5 % de distribución en este sector de la Ciénaga Sur Occidental de Cuba.

Es significativo para la localidad, el amplio predominio del subtipo Thiónico o Sulfídico dentro de todos los tipos de histosoles, lo que denota un alto proceso

reductor de la materia orgánica y del carbono. Esta característica, está asociada a la formación de turbas y residuos lignosos derivados de la reducción de los hidratos de carbono, y la aparición de azufre (en forma de sulfuros). Existen zonas de burbujeo de H_2S claramente visible al enterrar la barrena, así como el mal olor

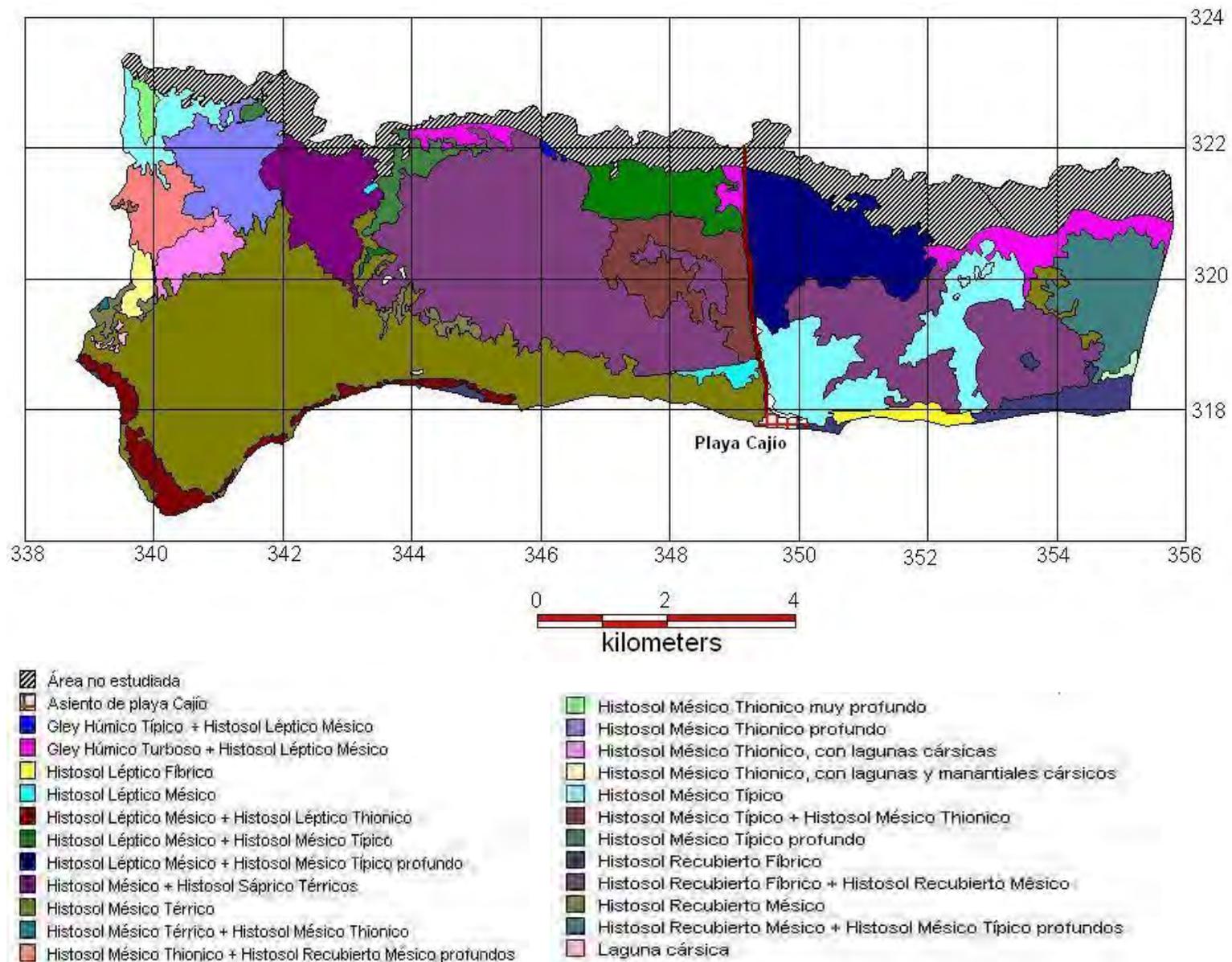


Figura 13. Suelos orgánicos en el humedal al sur de Güira de Melena, Artemisa.

característico a huevo clueco. La amplia distribución de este subtipo en la localidad, podría ser una consecuencia indirecta del impacto derivado de la construcción del Dique. El mayor estancamiento de la lámina de agua en el área al norte del dique y la inundación y enterramiento de troncos, ramas y otros restos de árboles muertos, pueden haber contribuido a esta condición. Otro aspecto de marcado interés en el área, lo constituye la abundante presencia de lagunas cársticas emisivas (ojos de agua), las cuales no poseen suelos orgánicos en su interior y de ellas mana agua dulce, aparentemente de muy buena calidad física. Este fenómeno es repetible en varios sectores de la zona estudiada, mostrando tramos con grupos locales de lagunas de este tipo, donde el mangle rojo y el patabán, tienden a formar anillos alrededor de estas depresiones de agua límpida y dulce al paladar. En algunos lugares, la depresión puede estar estrangulada por un extremo y en estos casos, el agua dulce ha abierto un pequeño cauce que fluye hacia el mar.

Análisis de calidad de agua a partir de cianobacterias y microalgas indicadoras

Se presentó diversidad de cianobacterias y microalgas destacando las diatomeas y filamentosas tanto Charophytas como Chlorophytas (Tabla 3). Dentro de las clorofíceas destaca el florecimiento de una especie de cladoforales, *Rhizoclonium* que según autores se presenta para aguas ligeramente salobres (Comas, 2009a) lo cual puede corroborarse al encontrarse el medio muestreado en las cercanías del mar. Por otra parte, el florecimiento fue epilítico en zona de alta humedad ello ha sido referido para algunas especies del género, al igual que su asociación a macrófitas tal como *Enteromorpha*, esta se ha reportado para sitios con altas concentraciones de nitrógeno, deposiciones de aves y humanas (Zhao *et al.*, 2014) (Morales y Riviera, 2013).

Otro género filamentosos pero de las charofitas, es la *Spirogyra* la cual es indicadora de altos niveles de nutrientes (Ansari *et al.*, 2012). La misma resulta beneficiosa pues para algunas especies ha sido comprobado su efecto antimicrobiano, así como su utilidad en la disminución de los niveles de fosfatos y nitratos, pues funcionan como filtros (Barnard *et al.*, 2017). Su presencia puede

estar corroborando que existen altos niveles de nitrógeno. Comas (2009a) le enmarca en charcos eutróficos

Tabla 3. Especies de cianobacterias y microalgas presentes en las inmediaciones del lado norte del en Dique Sur

Orden	Familia	Especie
Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Phormidium</i> sp.
Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Chroococcus turgidus</i>
Synechococcales	Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena catenata</i>
Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Chroococcus turgidus</i>
Cladophorales	Cladophoraceae	<i>Rhizoclonium</i> sp.
Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Spirogyra</i> sp.
Naviculales	Naviculaceae	<i>Gyrosigma acuminatum</i>
Naviculales	Pinnulariaceae	<i>Pinnularia interrupta</i>
Naviculales	Pinnulariaceae	<i>Pinnularia acrosphaeria</i>
Naviculales	Pinnulariaceae	<i>Pinnularia</i> sp.
Bacillariales	Bacillaraceae	<i>Nitzschia liniaris</i>
Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema</i> sp.
Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema</i> sp.
Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria</i> sp.
Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Synedra</i> sp.
Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Rhopalodia gibba</i>
Stephanodiscales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella meneghiniana</i>
Euglenida	Euglenidae	<i>Euglena</i> sp.
Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium</i> sp.

con concentraciones de materia orgánica desplazada entre la Beta y Alfamesosaprobia, además otros autores la caracterizan en ambientes donde son acumulados desechos de origen industrial, doméstico y donde la agricultura ha provocado la erosión del suelo (DAS y Chakrabarty, 2007).

Dentro de las cianobacterias se presenta *Pseudanabaena* género que posee organismos entre la oligo y la mesotrofia con alta tolerancia a la salinidad (Guamán y González, 2016), en este caso se reporta *Pseudanabaena catenata* Lauterborn, especie presente en cuerpos de agua con ciertos niveles de sales,

condición que se reafirma (NIBR, 2012), este género junto a *Phormidium* son característicos en zonas con niveles de materia orgánica. Por su parte *Chroococcus turgidus* (Kützing) Nägeli es común en aguas con niveles de sustancias húmicas y de sales, se desplaza entre la oligo y la mesotrofia (Guiry y Guiry, 2020), es encontrada en lagos y charcas sombrías con un amplio rango de pH, dureza y de nutrientes; por lo general se asociada a medios salobres o mineralizados. La presencia de sustancia húmicas se corrobora por los euglénidos, siendo indicadores de aguas ricas en sustancias orgánicas y húmicas; en este caso se presenta el género *Euglena* característica de aguas con una carga mediana de materia orgánica en suspensión (Red informativa andaluz, 2007). Se encuentran en el fitoplancton especies del orden Peridinales característico en aguas desde una meso hasta alta eutrofia (Comas, 2009a).

El grupo con más diversidad específica resultó el de las bacilarias que según Pinilla (1998) son indicadoras de procesos de sucesión planctónica, eutrofización, así como de una relación N/P alta, indicando altas concentraciones de nitrógeno. Dentro de los ejemplares identificados se encuentra *Cyclotella meneghiniana* (Kützing) la cual prevalece bajo diferentes niveles de salinidad siendo considerada eurihalina, mostrando su mayor desarrollo de acuerdo a los niveles tróficos en zonas eutróficas (Red informativa andaluz, 2007). Otro género representado resultó *Nitzschia* que es característico de aguas con alto contenido de contaminación orgánica (Guamán y González, 2016). En este caso se presenta *Nitzschia liniaris* W. Smith que se ubica para zonas de entre la oligo y la betamesoaprobia con un peso de indicación de tres en un rango de 1 a 5 (Comas et al., 1999), esta especie es tanto marina como dulceacuícola, lo cual indica su capacidad de asimilar contenidos de sales (Guiry y Guiry, 2020). Se presenta *Gyrosigma acuminatum* (Kützing) Rabenhorst la cual tiene como hábitat aguas con niveles de salinidad, corroborando la instrucción salina en la zona muestreada (Guiry y Guiry, 2020). Ejemplares de los géneros *Pinnularia*, *Fragilaria*, *Synedra* y *Rhopalodia* cosmopolitas y del primero, especies de aguas limpias con rangos diversos de pH (Toledo y Comas, 2012) (Comas, 2009b). Por su parte

Gomphonema característico en aguas betamesosapróbicas contando con rangos óptimos de distribución en esta zona (Comas et al., 1999).

A partir de la información del área de estudios, que abarca desde la historia biológica, económica y social de la región, las principales causas de degradación, las características físicas y químicas, la dinámica de los ecosistemas, el relieve, la hidrología y los grupos biológicos típicos, se debe realizar un análisis para la selección de los sitios de intervención y las metodologías a implementar.

Posterior al diagnóstico del área lo más exhaustivo posible y apoyándose en el consenso del criterio de especialistas de varias áreas del conocimiento, junto con tomadores de decisiones en la región, deben entonces, establecerse y conciliarse las estrategias más eficientes a seguir, enfocadas primeramente en la mitigación o eliminación de las causas de deterioro, y en caso necesario, el apoyo a través de acciones directas en la restauración y rehabilitación de los ecosistemas; igualmente en todo el proceso, es fundamental el establecimiento de un sistema de monitoreo y socialización de la información. La mitigación o eliminación de las causas de deterioro es la acción primera e impostergable. La apropiada selección de los sitios de intervención es fundamental y puede estar determinada por criterios de suelo, patrones de inundación, relieve, cobertura vegetal, invasiones biológicas, accesibilidad, salud del ecosistema, capacidad de recuperación y ecosistemas cercanos, entre otros. Estos criterios son sometidos a valoraciones de prioridad por el grupo de expertos en el proceso de selección de los sitios de intervención directa.

Mitigación de las causas de deterioro y acciones para la restauración en el humedal

Mitigación de las causas de deterioro y selección de los sitios de intervención

Los herbazales de ciénaga en el humedal son fuertemente impactados por los incendios, además de la presencia en determinados puntos de las casuarinas. Según se ha reconocido, la mayoría de los incendios son intencionales debido a la actividad furtiva, o por negligencia. En este sentido, el control y la vigilancia para evitar el acceso a estos sitios fundamentalmente en la época de seca es

fundamental. Asimismo, es imprescindible la prevención y control de la actividad furtiva que impacta la flora y fauna de la región y tiene consecuencias devastadoras cuando por estas causas se genera un incendio. El manejo de la hidrología es un aspecto esencial en los herbazales de ciénaga para su recuperación y prevención de incendios. Estos ecosistemas en el área fueron canalizados y desecados años atrás, transformando el área para aprovecharse actividad agrícola, forestal y ganadera. A partir del propósito de restauración, el bloqueo de muchos de esos canales aún activos, pudiera ser una medida efectiva para su recuperación, al permitir que los niveles de agua en el área se recuperen y mantengan por mayor periodo. Por otra parte, las empresas forestales aprovechan los sitios con casuarina para la confección de carbón vegetal, mediante tala de individuos adultos. Se ha orientado a partir de la intensión de restauración del humedal, que en estos sitios a medida que se corte la madera se siga la estrategia de eliminar los individuos adultos y la regeneración natural de casuarinas, para evitar su restablecimiento. Igualmente, el área debe ser manejada periódicamente eliminando los rebrotes y la regeneración natural de casuarina que surjan a partir del banco de semillas en el suelo. Se considera que existe buena representatividad de las especies nativas del herbazal en la región, lo que facilita la ocupación natural en estas áreas al manejarse, sin la necesidad de realizar siembra directa.

En los bosques de ciénaga (relictos y/o parches) se identificó la pérdida de su estructura y composición original como principal causa de deterioro, seguido por la severa invasión de *Terminalia catappa* (almendro de la India). Igualmente, la actividad furtiva y los niveles de extracción de agua para el uso humano tierras arriba, pueden estar influyendo en su condición actual. Se reconoce que a pesar de la fuerte degradación que exhiben, aún mantienen elementos florísticos representativos de la diversidad nativa y en general están bajo un orden estructural de bosque. Sin embargo, la flora nativa de estos ecosistemas está deprimida y con pobre funcionabilidad, a causa de la fuerte competencia que le ofrece la exuberante presencia y desarrollo del almendro de la India. Esta especie domina todos los niveles de estratos del bosque (regeneración natural, estrato

arbustivo, arbóreo y cobertura en dosel) y desplaza a la vegetación nativa. La recuperación de los bosques de ciénaga es solo posible entonces, a través de una estrategia de eliminación o disminución de las poblaciones de almendro de la India, unido a la estimulación de la regeneración natural de especies nativas, y el enriquecimiento y reforestación con especies propias del humedal carentes o de poca presencia en la actualidad. En algunos casos, es suficiente con la eliminación del almendro de la India y la potenciación de la regeneración natural asistida de especies nativas y su desarrollo. Se propuso atendiendo a la intensa infestación en estos bosques de todo el humedal, la selección de parches por regiones para el manejo del almendro de la India a través de la eliminación de los individuos adultos y juveniles, el aprovechamiento de su madera y la siembra inmediata de especies nativas. Estos parches irían aumentando en número y área a partir del manejo y esfuerzo de las empresas forestales, y pudiesen ser conectados facilitándose así su recuperación; y estableciéndose el proceso como posible metodología general de recuperación de estos bosques.

La actividad furtiva y tala autorizada es otro fenómeno que afecta el desarrollo de los bosques de ciénaga y su equilibrio. La extracción de madera obviando las normas para hacerlo y el empleo de metodologías obsoletas, influye negativamente en el aprovechamiento eficiente del recurso y destruye las cohortes en estratos inferiores al talar los árboles y extraerlos del bosque. En este sentido, se aumentó la vigilancia por parte del cuerpo de guardabosque y las empresas forestales en la región, favorecido por los recursos y medios proporcionados, talleres y cursos impartidos por los especialistas, a través de la gestión de los proyectos. En los casos donde se autorice la tala o se vaya a realizar alguna estrategia de manejo, debe hacerse una valoración particularizando en cada sitio.

En dependencia de las condiciones del área y el objetivo que se persigue, la reforestación y el enriquecimiento estarían dirigidos hacia la utilización de especies nativas que constituyan grupos claves para el desarrollo de otras especies vegetales (nodrizas) propias del humedal y/o la atracción de la fauna nativa. Las especies pioneras constituyen candidatos esenciales en la primera fase de recuperación de áreas degradadas. Estas especies pueden transformar el

área en menor tiempo y crear condiciones favorables para la incorporación, regeneración y desarrollo de otras propias del ecosistema, pero de requerimientos específicos.

En los bosques de ciénaga de Cajío, Güira de Melena, Artemisa se seleccionó un área para el desarrollo de experimentos de restauración teniendo como actividad fundamental el establecimiento de una metodología para la eliminación eficiente de almendro de la India.

Monitoreo de parcelas de restauración en los bosques de ciénaga

En las parcelas analizadas se identificaron 42 especies vegetales pertenecientes a 27 familias, de las cuales 30 (71%) son nativas, una sola es endémica (*Solanum chamaecanthum*) y nueve son exóticas. La forma de vida o porte más común fue árbol, con 17 especies (40%), seguido por las trepadoras y las hierbas con nueve especies (21%) cada uno (Tabla 4).

La especie más abundante fue *Terminalia catappa* (almendro de la India), seguida de *Calophyllum antillanum* (ocuje) y *Roystonea regia* (palma real) (Fig. 14). Se reconoce el almendro de la India como especie invasora transformadora puede crecer en todos los tipos de suelos, sin embargo, desarrolla grandes parches poblacionales en zonas húmedas como márgenes de lagunas y ríos, franja hidrorreguladora, desembocadura de los ríos y bosques de ciénaga (Oviedo y González-Oliva, 2015). Sus hojas secas de lenta descomposición forman un colchón denso que impide el establecimiento de otras plantas y puede tener efectos alelopáticos que inhiben la germinación y el crecimiento de las especies nativas (Baró, 2011). Por otra parte, los niveles encontrados de ocuje y palma real como especies nativas, tipifican la vegetación secundaria poniendo en evidencia el grado de antropización del área.

El análisis de la regeneración natural en todas las parcelas luego de un año de aplicado el experimento mostró que *Terminalia catappa* (almendro de la India) y *Calophyllum antillanum* (ocuje) presentaron valores de regeneración natural similares entre sí y mayores al resto de las especies en la generalidad de los casos (Fig. 15). Respecto al resto de las especies no es posible todavía establecer un patrón.

En las parcelas donde se llevó a cabo extracción de la regeneración natural de especies exóticas (T2 y T3), se extrajeron como promedio, entre 1239 y 1291 plántulas de *Terminalia catappa* en el año 2019 y entre 1396 y 1514 en el año 2020 por tratamiento, indicando de manera cualitativa que hasta el momento las acciones no tuvieron efecto sobre el banco de semillas en el suelo. Les siguieron en extracción de regeneración natural, pero en menor número *Leucaena leucocephala*,

Tabla 4. Lista de especies vegetales observadas en las parcelas de restauración en el relicto de bosque de ciénaga en Cajío, Güira de Melena. (I): invasora.

Familia	Especie	Origen	Porte	Nombre común
Annonaceae	<i>Schinustere binthifolius</i> Raddi	exótica (I)	árbol	copal
Apocynaceae	<i>Cryptostegia grandiflora</i> R. Br.	exótica (I)	trepadora	estrella del norte
Apocynaceae	<i>Rauvolfia tetraphylla</i> L.	nativa	arbusto	alelí
Apocynaceae	<i>Rhabdadenia biflora</i> (Jacq.) Müll. Arg.	nativa	trepadora	clavelitos de manglar
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana alba</i> Mill.	nativa	árbol	huevo de gallo
Arecaceae	<i>Adonidia merrillii</i> (Becc.) Becc.	exótica (I)	árbol	adonidia
Arecaceae	<i>Roystonea regia</i> (Kunth) O. F. Cook	nativa	árbol	palma real
Arecaceae	<i>Sabal maritima</i> (Kunth) Burret	nativa	árbol	palma cana
Asteraceae	<i>Baccharis halimifolia</i> L.	nativa	arbusto	tres marías
Asteraceae	<i>Mikania micrantha</i> Kunth	nativa	arbusto trepador	
Asteraceae	<i>Spilanthes thurens</i> Jacq.	nativa	hierba	sensitiva silvestre
Bignoniaceae	<i>Tabebuia angustata</i> Britton	nativa	árbol	roble blanco
Boraginaceae	<i>Varronia bullata</i> subsp. <i>globosa</i> (Jacq.) Greuter & R. Rankin	nativa	arbusto	hierba de la sangre
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	nativa	árbol	almácigo
Calophyllaceae	<i>Calophyllum antillanum</i> Britton	nativa	árbol	ocuje

Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	exótica (I)	árbol	almendro de la India
Convolvulaceae	<i>Ipomoea tiliacea</i> (Willd.) Choisy	nativa	trepadora	marrullero
Convolvulaceae	<i>Merremia umbellata</i> (L.) Hallier f.	nativa	trepadora	aguinaldo amarillo
Convolvulaceae	<i>Turbina corymbosa</i> (L.) Raf.	exótica (I)	trepadora	aguinaldo de pascua
Cyperaceae	<i>Cladium jamaicense</i> Crantz	nativa	hierba	cortadera 2 filos
Cyperaceae	<i>Scleria</i> sp.		hierba	
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum confusum</i> Britton	nativa	árbol	arabo colorado
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	exótica (I)	árbol	ipil-ipil
Malvaceae	<i>Malachra</i> sp.	nativa		
Meliaceae	<i>Swieteniamacrophylla</i> King	exótica (I)	árbol	caoba de honduras
Myrtaceae	<i>Eugenia monticola</i> (Sw.) DC.	nativa	árbol	guairaje macho
Nyctaginaceae	<i>Pisoniaaculeata</i> L.	nativa	trepadora	zarza
Orchidaceae	<i>Oeceocladesmaculata</i> (Lindl.) Lindl.	exótica (I)	hierba	lengua de vaca
Passifloraceae	<i>Passiflora suberosa</i> L.	nativa	trepadora	huevo de gallo
Phytolaccaceae	<i>Rivina humilis</i> L.	nativa	hierba	coralitos
Poaceae	<i>Lasia cisrugelii</i> (Griseb.) Hitchc.	nativa	hierba	pitilla
Poaceae	<i>Poaceae</i>			
Poaceae	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walter) Kuntze	nativa	hierba	cambuté
Sapindaceae	<i>Cupania americana</i> L.	nativa	árbol	guara común
Sapindaceae	<i>Melicoccus bijugatus</i> Jacq.	exótica (I)	árbol	mamoncillo

Solanaceae	<i>Lycianthes lenta</i> (Cav.) Bitter	nativa	arbusto trepador	
Solanaceae	<i>Solanum chamaeacanthum</i> Griseb.	endémica	hierba rastrera	
Sparmanniaceae	<i>Corchoruss iliquosus</i> L.	nativa	arbusto	Malvaté
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	nativa	árbol	Guásima
Verbenaceae	<i>Citharexylum spinosum</i> L.	nativa	árbol	Roble amarillo
Verbenaceae	<i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene	nativa	hierba	Oroazul
Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C. E. Jarvis	nativa	trepadora	Bejucoubí

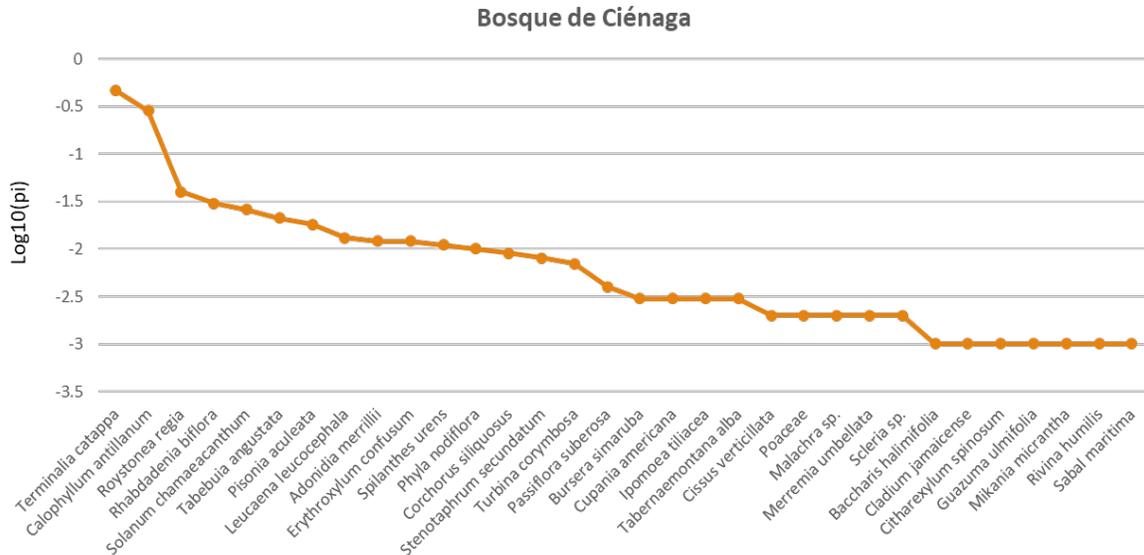


Figura 14. Curva de rango de abundancia de las especies vegetales en el relicto de bosque de ciénaga en Cajío, Güira de Melena, Artemisa.

Adonidia merrillii y por último *Cryptostegia grandiflora*. Se extrajeron pocas plántulas de las restantes especies exóticas (Tabla 5). La similitud en el número de plántulas de *Terminalia catappa* que se extrajo entre ambos años para cada uno de los tratamientos, sugiere hasta el momento, que la extracción por sí sola, pudiera no tener un efecto notable para la erradicación de esta especie. Sería interesante el análisis de esta variable en varios años de extracción.

La altura de la mayor plántula de almendro de la India, los valores promedio del número de plántulas y juveniles y el espesor de la hojarasca fue similar entre tratamientos y el control (Tabla 6). Sin embargo, las talas y anillamientos de adultos influyeron de manera diferente en el porcentaje de árboles vivos y muertos de almendro de la India. El mayor porcentaje de árboles muertos de manera cualitativa, se obtuvo con el tratamiento de anillamiento de los árboles adultos más extracción de regeneración natural de especies exóticas (Tabla 7). También en este tratamiento se registró el menor número de rebrotes y menor valor de longitud del rebrote más largo (Tabla 8). Estos resultados sugieren de manera preliminar, que el anillamiento de adultos de almendro de la India pudiera ser la acción más efectiva para la eliminación de la especie a corto plazo.

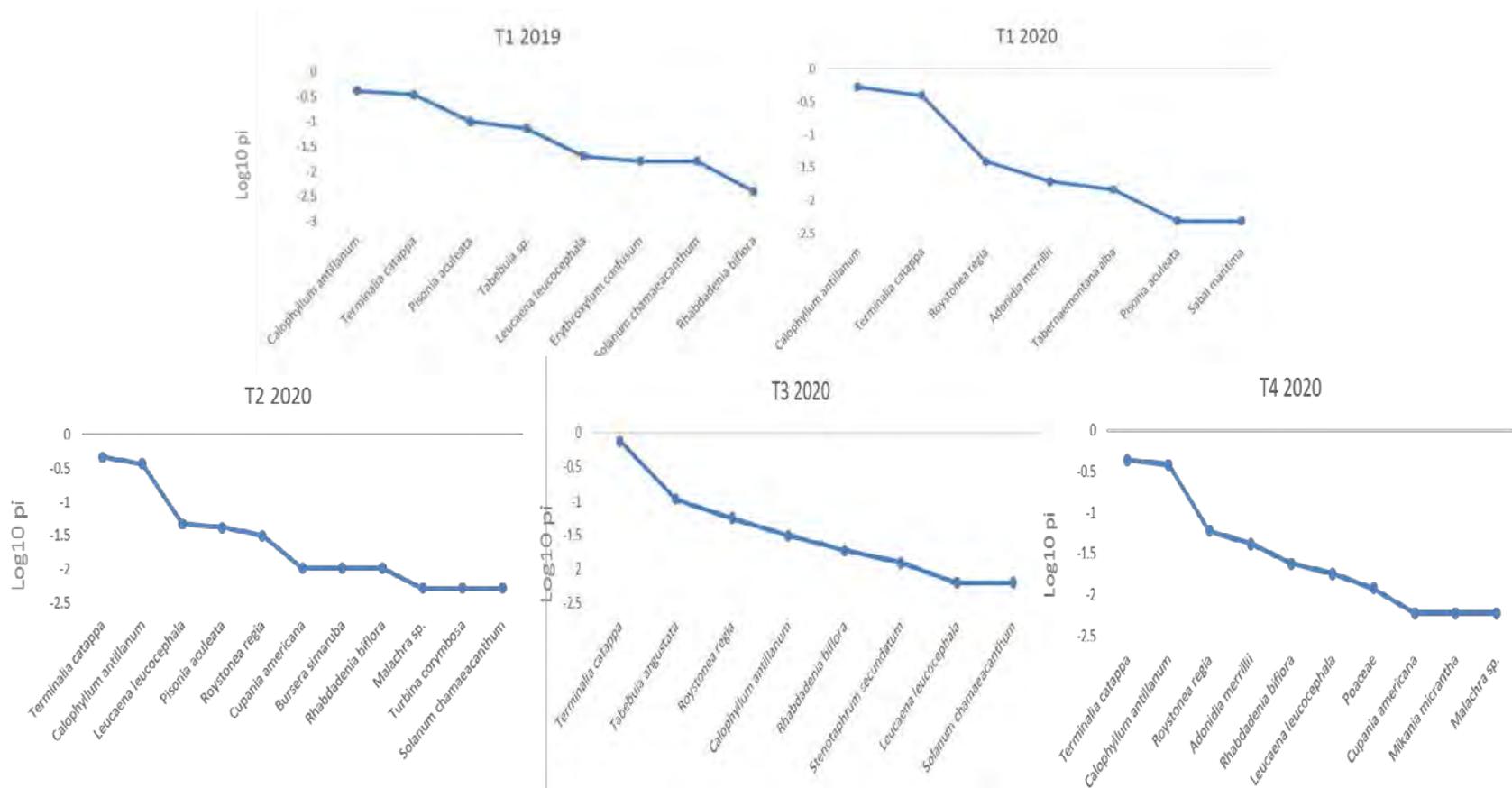


Figura 15. Curvas de rango de abundancia de la regeneración natural de especies vegetales en el experimento de restauración, en el relicto de bosque de ciénaga en Cajío, Güira de Melena, Artemisa. T1: tratamiento control en los años 2019 y 2020; T2: Tala rasa de almendro de la India a 50 cm sobre el suelo más extracción de regeneración natural de especies exóticas; T3: Anillamiento de adultos de almendro de la India más extracción de regeneración natural de especies exóticas; T4: Tala rasa al ras del suelo de adultos de almendro de la India

Tabla 5. Promedio de plántulas de especies vegetales exóticas extraídas en parcelas con diferentes tratamientos de manejo para el control y erradicación de *Terminalia catappa* (almendro de la India) en el relicto de bosque de ciénaga de Cajío, Güira de Melena, Artemisa en los años 2019 y 2020. T2: Tala rasa de almendro de la India a 50 cm sobre el suelo más extracción de regeneración natural de especies exóticas. T3: Anillamiento de adultos de almendro de la India más extracción de regeneración natural de especies exóticas.

Especies	T2	T2	T3	T3
	(2019)	(2020)	(2019)	(2020)
<i>Terminalia catappa</i>	1291	1514	1239	1396.5
<i>Leucaena leucocephala</i>	15	22	11.5	26
<i>Adonidia merrillii</i>	11.5	10.5	4.5	0.5
<i>Cryptostegia grandiflora</i>	5	3.5	0.5	0
<i>Melicoccus bijugatus</i>	0.5	0	0	0
<i>Oeceoclades maculata</i>	0.5	0	3.5	1.5
<i>Swietenia macrophylla</i>	0	0	0	0
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0	0	0.5	0
<i>Turbina corymbosa</i>	0	1	0	0

El número de rebrotes total, número rebrotes $\varnothing > 2$ cm y la longitud del rebrote más largo es ligeramente inferior en el tratamiento T3 (Tabla 9). El anillado es una técnica que ha probado ser eficiente en el control de especies leñosas exóticas invasoras (Bernasconi *et al.*, 2018). De acuerdo con Loh y Daehler (2008) el anillado, provoca el debilitamiento y la posterior muerte del individuo tratado, manteniendo una cobertura vegetal que va disminuyendo gradualmente pero que favorece la ocupación de otras especies nativas. Este tratamiento también pudiera considerarse más barato que la tala rasa, por requerir menos combustible y fuerza de trabajo. Sin embargo, en el caso del almendro de la India, su madera es aprovechable en varias líneas de carpintería como muebles, parles etc; el anillado limita entonces su aprovechamiento.

Tabla 6. Datos de *Terminalia catappa* (almendro de la India) en parcelas con diferentes tratamientos de manejo para el control y erradicación de esta especie en el relicto de bosque de ciénaga presente en el Bosque de Referencia de la Empresa Forestal Costa Sur en Cajío, Güira de Melena en el año 2020. T1: control, T2: Tala rasa de almendro de la India a 50 cm del suelo más extracción de regeneración natural de especies exóticas, T3: Anillamiento de adultos de almendro de la India + extracción de regeneración natural de especies exóticas, T4: Tala rasa al ras del suelo de adultos de almendro de la India. Se muestran los valores promedio por tratamiento. Se midió la altura de la plántula más alta.

Tratamiento	altura	número plántulas/4m ²	número juveniles	número tocones	espesor
	plántula (cm)				hojarasca (cm)
T1	40	13	1	0	12
T2	56	15	0	4	10
T3	43	21	2	5	11
T4	42	12	3	2	11

La ocurrencia de rebrotes en las parcelas de donde se aplicó el tratamiento de anillado de almendro de la India y la extracción de regeneración natural de especies vegetales exóticas (T3) fue ligeramente inferior al resto de los tratamientos de manera cualitativa. En estudios de este tipo, con otras especies, se ha informado una efectividad cercana al 50% en relación a la mortalidad luego de uno a tres años de aplicado el tratamiento (Brassiolo *et al.*, 2008; Bernasconi *et al.*, 2018). La intensidad del corte, el número de anillos, así como el diámetro del fuste están entre los factores que influyen en el éxito del tratamiento (Bernasconi *et al.*, 2018).

Propuesta de especies vegetales para utilizar en acciones de restauración

A partir de las evaluaciones realizadas en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque se elaboró una propuesta de especies vegetales nativas a priorizar para llevar a vivero y plantar en los bosques de ciénaga, bosques de

Tabla 7. Porcentaje de árboles vivos y muertos de *Terminalia catappa* (almendro de la India) en parcelas con diferentes tratamientos de manejo para el control y erradicación de esta especie en el relicto de bosque de ciénaga en Cajío, Güira de Melena, Artemisa en el año 2020. T1: control, T2: Tala rasa de almendro de la India a 50 cm del suelo más extracción de regeneración natural de especies exóticas, T3: Anillamiento de adultos de almendro de la India más extracción de regeneración natural de especies exóticas y T4: Tala rasa al ras del suelo de adultos de almendro de la India.

Tratamiento	%	%
	árboles muertos	árboles vivos
T1	6	94
T2	0	100
T3	27	73
T4	3	97

Tabla 8. Efecto de la tala rasa y el anillamiento de *Terminalia catappa* (almendro de la India) en el rebrote de esta especie en parcelas con diferentes tratamientos de manejo para el control y erradicación de esta especie en el relicto de bosque de ciénaga en Cajío, Güira de Melena, Artemisa en el año 2020. T2: Tala rasa de almendro de la India más extracción de regeneración natural de especies exóticas, T3: Anillamiento de adultos de almendro de la India más extracción de regeneración natural de especies exóticas, T4: Tala rasa al suelo de adultos de almendro de la India. Se muestran los valores promedio por tratamiento.

Tratamiento	T2	T3	T4
Número de árboles	41	26	31
Número de rebrotes total	9,8±7,9	5,8±3,5	7,8±6,4
Número rebrotes $\varnothing > 2$ cm	2,6±2,1	1,4±0,8	3,0±2,7
Longitud del rebrote más alto (cm)	231.2±107,3	121.2±42,2	178±96,6

galería, bordes de canales, franjas hidrorreguladoras y ecotonos a bosques semideciduo, así como en las cercanías de los balnearios y pueblos costeros del humedal particularizando por sectores, localidades e intereses (Tabla 9) y (Tabla 10).

En el análisis en las áreas en particular, es necesario determinar las especies y cantidad de individuos a utilizar, en relación con la composición de especies nativas presentes, las necesidades y la metodología a utilizar. En todos los casos es esencial facilitar las condiciones para el crecimiento y desarrollo de la regeneración natural de especies nativas. Las especies nativas propuestas, fundamentalmente en la tabla 10, pueden ser utilizadas también en la sustitución de plantaciones forestales monoespecíficas de especies invasoras como *Albizia procera*, *A. lebbbeck* y *Gmelina arborea* presentes en bosques productivos, energéticos, recreativos y para la defensa dentro o en las inmediaciones del humedal.

Características y requerimientos germinativos de las semillas en especies vegetales presentes en el humedal

En 32 especies nativas se determinaron los rasgos morfofisiológicos de semillas, conducta de almacenamiento, tipos de plántulas, requerimientos germinativos, clases de dormancia, tratamientos pregerminativos y tipos funcionales de plantas útiles para la de restauración ecológica (Tabla 11). De acuerdo a las estrategias de regeneración propuestas por Herrera-Peraza *et al.* (2016), cuatro especies son pioneras, 26 son no pioneras y para dos no se conoce su estrategia regenerativa.

Tiempo de recolecta y rasgos de morfofisiológicos de semillas

La mayoría de las especies se recolectaron en la época lluviosa (18), y 11 se recolectaron en la época seca (Tabla 12). Solo tres especies se recolectaron tanto en la época de seca como la lluviosa. Los rasgos morfofisiológicos de las semillas y plántulas también mostraron una amplia variabilidad entre especies. La masa seca de la semillas, junto con el contenido de humedad inicial de las semillas en la dispersión y la distribución de biomasa a las reservas, fueron los rasgos que presentaron mayor variación entre las especies estudiadas. Este resultado se ha

informado fundamentalmente para el tamaño de la semilla (i.e., masa de la semilla), que ha sido un rasgo funcional ampliamente empleado en estudios de ecología funcional y ensamblajes de comunidades (Larson y Funk, 2016) y se conoce que es un fuerte predictor de variación ecológica entre las especies (Westoby *et al.*, 2002).

Tabla 9. Especies vegetales nativas a priorizar en los planes de rehabilitación y restauración en los bosques de ciénaga, bosques de galería, bordes de canales, franjas hidrorreguladoras y ecotonos a bosques semideciduo, así como en los balnearios y pueblos costeros del humedal al sur de Artemisa y Mayabeque.

Familia	Especie	Nombre común
Combretaceae	<i>Bucida buceras</i>	júcaro
Salicaceae	<i>Salix caroliniana</i>	clavellina
Bignoniaceae	<i>Tabebuia angustata</i>	roble blanco
Bignoniaceae	<i>Tabebuia leptoneura</i>	roble blanco
Bignoniaceae	<i>Tabebuia shaferi</i>	roble blanco
Annonaceae	<i>Annona glabra</i>	bagá
Clusiaceae	<i>Garcinia (Rheedia) aristata</i>	manajú
Fabaceae	<i>Lonchocarpus sericeus var. glabrescens</i>	guamá
Bignoniaceae	<i>Crescentia cujete</i>	güira
Clusiaceae	<i>Clusia rosea</i>	copey
Chrysobalanaceae	<i>Chrysobalanus icaco</i>	icaco
Arecaceae	<i>Calyptronoma plumieri</i>	manaca, palma manaca
Mimosaceae	<i>Abarema (Pithecellobium) glauca</i>	argelino, abey
Arecaceae	<i>Sabal maritima</i>	guano cana
Arecaceae	<i>Thrinax radiata</i>	guano de costa-g. blanco
Meliaceae	<i>Guarea guidonea</i>	yamagua-yamao
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum confusum</i>	arabo colorado
Polygonaceae	<i>Coccoloba uvifera</i>	uva caleta
Polygonaceae	<i>Coccoloba diversifolia</i>	uvilla
Sapotaceae	<i>Manilkara jaimiquí subsp. jaimiqui</i>	jaimiquí, almiquicillo
Fabaceae	<i>Piscidia piscipula</i>	guamá candelón

Tabla 10. Especies nativas a priorizar para llevar a vivero y luego plantar en las franjas de bosques semideciduo y ecotonos en las zonas más altas no inundables que anteceden a los bosques de ciénaga a partir de la zona cultivada

Familia	Especie	Nombre común
Boraginaceae	<i>Gerascanthus gerascanthoides</i>	varía
Boraginaceae	<i>Cordia collococca</i>	ateje
Rutaceae	<i>Zanthoxylum martinicense</i>	ayúa
Mimosaceae	<i>Lysiloma sabicu</i>	sabicú
Sapotaceae	<i>Sideroxylon foetidissimum</i>	jocuma
Sapotaceae	<i>Sideroxylon salicifolium</i>	cuya, almendrillo
Fabaceae	<i>Andira inermes</i>	yaba
Boraginaceae	<i>Ehretia tinifolia</i>	roble prieto
Mimosaceae	<i>Albizia cubana</i>	bacona
Mimosaceae	<i>Cojoba arbórea</i>	moruro rojo
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	cedro
Meliaceae	<i>Swietenia mahogani</i>	caoba antillana
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	almacigo
Arecaceae	<i>Gastrococcus crisper</i>	corojo
Rhamnaceae	<i>Colubrina arborescens</i>	bijáguara, fuego
Sapindaceae	<i>Cupania spp.</i>	guaras
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	jagua
Rutaceae	<i>Zanthoxylum elephantiasis</i>	Bayúa
Moraceae	<i>Maclura tintoria</i>	mora del país, futete
Solanaceae	<i>Espadea amoena</i>	rascabarriga

Tabla 11. Nombres científicos, comunes, familias botánicas, estrategias de regeneración (P, Pionera; NP, No pionera) y preferencias por el hábitat de las 32 especies arbóreas estudiadas. DND, datos no disponibles, * endémicos de Cuba

Familia	Especies	Nombre Común	Estrategia	Preferencia de hábitat
Fabaceae	<i>Abarema glaucum</i> (Urb.) Barneby & J.W. Grimes	abey	NP	Indiferente
Fabaceae	<i>Andira inermis</i> (W. Wr.) DC.	yaba	NP	Indiferente
Annonaceae	<i>Annona glabra</i> L.	bagá	NP	Húmedo
Combretaceae	<i>Bucida buceras</i> L.	júcaro	NP	Húmedo
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	almácigo	NP	Indiferente
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	ocuje	NP	Indiferente
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	cedro	P	Indiferente
Chrysobalanaceae	<i>Chrysobalanus icaco</i> L.	icaco	NP	Seco
Clusiaceae	<i>Clusia rosea</i> Jacq.	copey	NP	Indiferente
Polygonaceae	<i>Coccoloba diversifolia</i> Jacq.	uvilla	NP	Indiferente
Polygonaceae	<i>Coccoloba uvifera</i> (L.) L.	uva caleta	NP	Seco
Fabaceae	<i>Cojoba arborea</i> (L.) Britton & Rose	moruro rojo	NP	Húmedo
Rhamnaceae	<i>Colubrina arborescens</i> (Mill.) Sarg.	bijáguara	NP	Seco
Boraginaceae	<i>Cordia collococca</i> L.	Ateje colorado	NP	Indiferente
Boraginaceae	<i>Cordia gerascanthus</i> L.	varía	P	Indiferente

Familia	Especies	Nombre Común	Estrategia	Preferencia de hábitat
Sapindaceae	<i>Cupania americana</i> L.	guara	NP	Indiferente
Sapindaceae	<i>Cupania glabra</i> Sw.	guara	NP	Indiferente
Boraginaceae	<i>Ehretia tinifolia</i> L.	roble prieto	NP	Indiferente
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum confusum</i> Britton	arabo colorado	NP	Indiferente
Solanaceae	<i>Espadaea amoena</i> A. Rich.*	rascabarriga	DND	Seco
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	jagua	NP	Seco
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	yamao	NP	Húmedo
Fabaceae	<i>Haematoxylum campechianum</i> L.	palo negro	NP	Seco
Fabaceae	<i>Lysiloma sabicu</i> Benth.	sabicú	NP	Indiferente
Fabaceae	<i>Pseudosamanea cubana</i> (Britton & Rose) Barneby & J.W.*	bacona	NP	Seco
Sapotaceae	<i>Sideroxylon foetidissimum</i> Jacq.	jocuma	NP	Indiferente
Sapotaceae	<i>Sideroxylon salicifolium</i> (L.) Lam.	almendrillo	NP	Indiferente
Meliaceae	<i>Swietenia mahagoni</i> (L.) Jacq.	caoba antillana	NP	Indiferente
Bignoniaceae	<i>Tabebuia angustata</i> Britton	roble blanco	P	Húmedo
Bignoniaceae	<i>Tabebuia leptoneura</i> Urb.*	roble blanco	DND	Húmedo
Rutaceae	<i>Zanthoxylum elephantiasis</i> Macfd.	bayúa	NP	Indiferente
Rutaceae	<i>Zanthoxylum martinicense</i> (Lam.) DC.	ayúa	P	Indiferente

Tabla 12. Tiempo de dispersión, rasgos morfofisiológicos de semillas y tipos de plántulas de 32 especies arbóreas (FER: Fanerocotilar epigea de reserva, CHR: Criptocotilar hipogea de reserva, FEF: Fanerocotilar epigea foliacea, CER: Criptocotilar epigea de reserva, FHR: Fanerocotilar hipogea de reserva; las siglas del tiempo de colecta son la inicial de los meses de año).

Especie	Tiempo de recolecta	Masa fresca (mg)	Masa seca (mg)	Contenido humedad (%)	Asignación reservas (%)	Tipo de plántula
<i>Abarema glaucum</i>	F-M	49.26	45.32	7.99	75.99	FER
<i>Andira inermis</i>	D-E-F	9 790.92	5 932.92	39.40	63.67	CHR
<i>Annona glabra</i>	J-A	295.48	241.02	18.43	69.14	FEF
<i>Bucida buceras</i>	J-A-S	12.01	10.83	9.82	19.57	FEF
<i>Bursera simaruba</i>	A-M-J	110.66	100.93	8.79	29.54	FEF
<i>Calophyllum brasiliense</i>	A-S-O-N-D	3 175.99	2 014.72	36.57	65.82	CHR
<i>Cedrela odorata</i>	F-M-A	19.65	18.59	5.39	45.83	FEF
<i>Chrysobalanus icaco</i>	J - A - S	1 091.12	943.73	13.58	62.52	CHR
<i>Clusia rosea</i>	J-J-A	21.47	17.81	17.04	88.32	CER
<i>Coccoloba diversifolia</i>	N-D	57.57	47.02	18.33	58.62	FEF
<i>Coccoloba uvifera</i>	J-A-S	422.20	331.82	21.40	61.23	FEF
<i>Cojoba arborea</i>	J-A-S	1 297.86	619.34	52.27	97.51	FHR
<i>Colubrina arborescens</i>	D-E-F	14.07	13.06	7.17	23.63	FEF
<i>Cordia collococca</i>	J-J-A-S	140.00	124.49	11.07	21.47	FEF
<i>Cordia gerascanthus</i>	F-M-A	46.25	42.31	8.51	48.85	FEF
<i>Cupania americana</i>	A-M	274.15	154.86	43.51	73.06	CHR

Espece	Tiempo de recolecta	Masa fresca (mg)	Masa seca (mg)	Contenido humedad (%)	Asignación reservas (%)	Tipo de plántula
<i>Cupania glabra</i>	M-A-M	258.59	150.36	41.85	79.38	CHR
<i>Ehretia tinifolia</i>	J - J	33.20	30.40	8.43	8.55	FEF
<i>Erythroxylum confusum</i>	J-J-A	31.84	29.60	7.03	43.88	FER
<i>Espadaea amoena</i>	M-J-J	77.69	57.71	25.71	72.29	CHR
<i>Genipa americana</i>	M-J-J	5.14	4.62	10.14	43.72	FEF
<i>Guarea guidonia</i>	J-J	619.04	398.51	35.63	76.30	CHR
<i>Haematoxylum campechianum</i>	A-M	19.12	17.86	6.58	65.38	FEF
<i>Lysiloma sabicu</i>	A-S-O-N-D	24.71	22.78	7.84	40.21	FER
<i>Pseudosamanea cubana</i>	A-S-O-N-D	52.67	49.32	6.36	59.77	FER
<i>Sideroxylon foetidissimum</i>	D-E-F-M	963.13	764.36	20.63	42.74	CER
<i>Sideroxylon salicifolium</i>	E-F-M	55,52	49.22	11.35	46.38	FEF
<i>Swietenia mahagoni</i>	E-F-M-A	172.31	145.68	15.25	77.52	CHR
<i>Tabebuia angustata</i>	M-J-J	22.85	21.40	6.38	72.60	FER
<i>Tabebuia leptoneura</i>	A-M	14.76	13.62	7.74	72.09	FER
<i>Zanthoxylum elephantiasis</i>	O-N-D	64.84	58.93	9.11	17.17	FEF
<i>Zanthoxylum martinicense</i>	A-S-O-N	10.03	9.02	10.08	35.03	FEF

Estos rasgos de regeneración reflejan las señales necesarias para la germinación y establecimiento de las plántulas (Westoby *et al.*, 2002; Daws *et al.*, 2006; Wyse y Dickie, 2018) y también sus valores están en correspondencia con los valores obtenidos para especies de árboles tropicales de otros ecosistemas húmedos y secos del Neotrópico (Foster y Janson, 1985; Montejó *et al.*, 2015; Sánchez *et al.*, 2015a; Romero-Saritama y Pérez- Rúaiz, 2016).

Conducta de almacenamiento de las semillas

Los modelos probabilísticos ensayados presentaron un alto nivel de confiabilidad para predecir la sensibilidad a la desecación del pequeño grupo de especies (12) que se conocía previamente su conducta de almacenamiento (*Royal Botanic Gardens Kew*, 2016). El modelo de Daws *et al.* (2006) presentó la máxima efectividad en las semillas ortodoxas (Fig. 16), pero falló en no clasificar como semillas recalcitrantes a *Cupania americana* y *C. glabra*. En cambio, el modelo de Pelissari *et al.* (2018) alcanzó un 100% de efectividad tanto en semillas ortodoxas como recalcitrantes (Fig. 17). Esto puede deberse a la incorporación de la variable contenido de humedad inicial de las semillas en el tiempo de dispersión. El significado práctico de esta conducta de almacenamiento es que muchas de las especies estudiadas podrían conservarse en bancos de semillas (26 especies); lo cual, facilitará contar con lotes de semillas viables para planes de propagación. Por su parte, la identificación de las especies con semillas recalcitrantes (corta viabilidad) reviste no solo importancia práctica para su posible conservación *ex situ* sino también porque dichas especies son extremadamente sensibles al estrés ambiental (Wyse y Dickie, 2018). Muchas de estas plantas dominan los bosques maduros de sitios húmedos y tropicales, y por demás están amenazadas por su sobreexplotación (Walck *et al.*, 2011). Por consiguiente, la identificación de especies que produzcan semillas sensibles a la desecación podría ser un componente clave para evaluar también la resiliencia de los bosques al cambio climático (Wyse y Dickie, 2017; 2018).

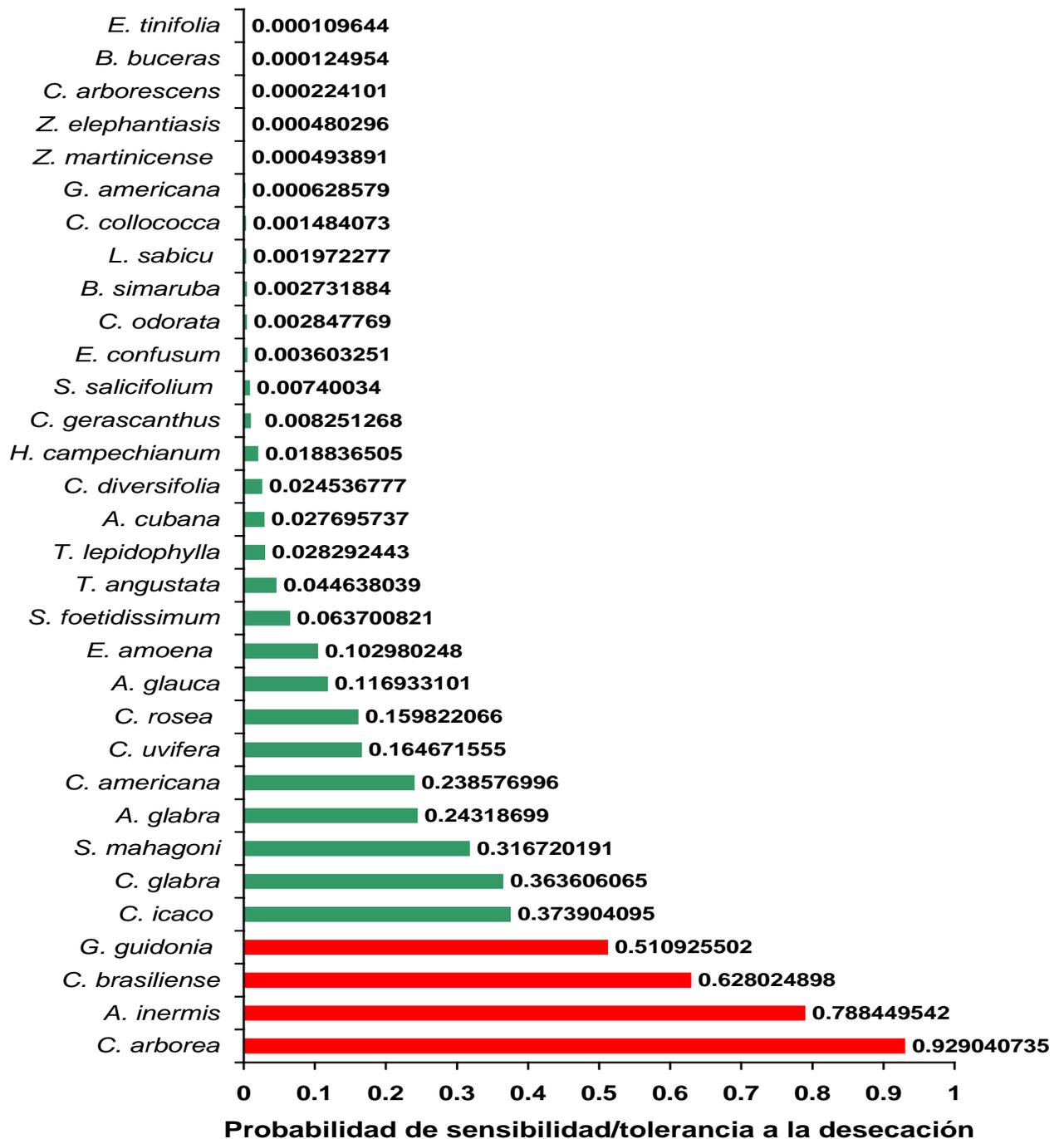


Figura 16. Índice de sensibilidad/tolerancia a la desecación por el modelo de Daws *et al.* (2006). En verde aparecen las especies tolerantes (28) y en rojo las sensibles (4).

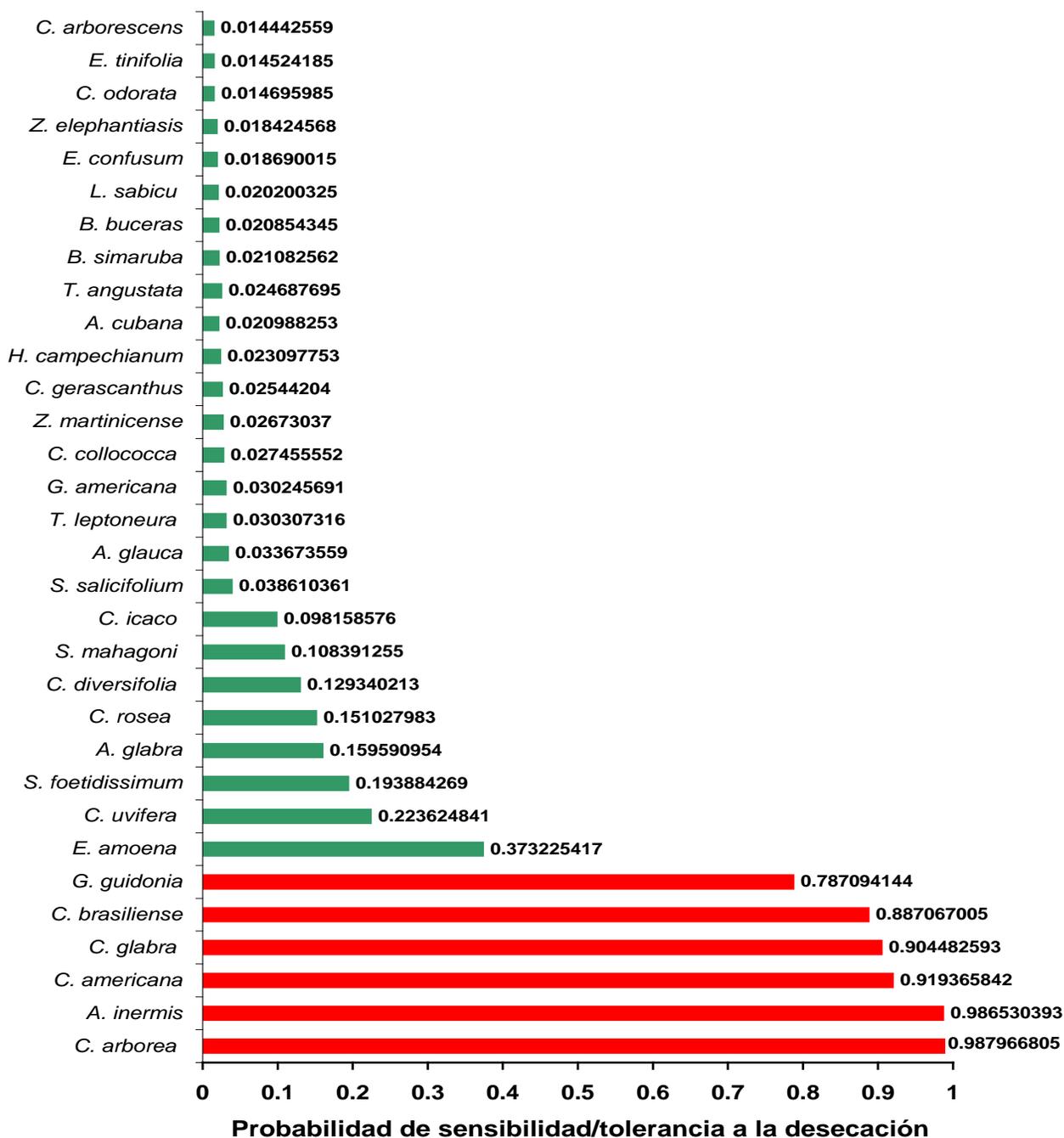


Figura 17. Índice de sensibilidad/tolerancia a la desecación por el modelo de Pelissari *et al.* (2018). En verde aparecen las especies tolerantes (26) y en rojo las sensibles (6).

Germinación y clases de dormancia

El día de inicio de la germinación (DIG) presentó un valor promedio de 17.2 días (máximo 49.3 días en *Sideroxylon salicifolium* y mínimo de un día en *Cojoba arborea*) (Tabla 13). El porcentaje de germinación final (PGF) de las semillas intactas abarcó un rango desde 100% (*Genipa americana*) hasta 11% (*S. foetidissimum*) y un valor promedio de 65.0%. El rango óptimo de temperatura para la germinación de 16 especies fue 25/30°C, en diez especies fue 25/35°C y en tres especies 25°C. Solo una especie respondió mejor a 25/40°C. Para las especies donde se obtuvo información sobre sus requerimientos a la luz, 18 fueron indiferentes a las condiciones de luz (germinan igual a la luz que a la oscuridad) y tres especies mostraron mejor respuesta a la luz (*Chrysobalanus icaco*, *Ehretia tinifolia* y *Zanthoxylum martinicense*).

Según el DIG, el porcentaje de semillas dormantes obtenidos para cada especie en la condición de máxima germinación (datos no mostrados) y la información disponible en la literatura, en el presente trabajo semillas de 12 especies (37.5%) fueron no dormantes y 20 especies (62.5%) fueron dormantes. La dormancia fisiológica fue la más común, se presentó en 17 especies (*Andira inermis*, *Bursera simaruba*, *Calophyllum brasiliense*, *Chrysobalanus icaco*, *Coccoloba diversifolia*, *C. uvifera*, *Colubrina arborescens*, *Cordia collococca*, *Cupania americana*, *C. glabra*, *Ehretia tinifolia*, *Espadaea amoena*, *Guarea guidonia*, *Syderoxylon foetidissimum*, *S. salicifolium*, *Zanthoxylum elephantiasis* y *Z. martinicense*) que representó el 85% dentro de las especies con semillas dormantes. En dos especies se presentó la dormancia física (*Lysiloma sabicu* y *Pseudosamanea cubana*) y en una especie se detectó la dormancia morfofisiológica (*Annona glabra*). A nivel mundial se ha registrado que la dormancia fisiológica es la más común y que está presente en todas las formas de vida (Baskin y Baskin, 2005; 2014; Sautu *et al.*, 2007; Willis *et al.*, 2014). Por consiguiente, el número de especies con dormancia fisiológica deberá mantenerse igual (o ser superior) al aumentar el número de especies que se estudie en las áreas del proyecto Manglar Vivo (Artemisa y Mayabeque).

Estos mecanismos de dormancia de la semilla podría parecer un obstáculo para la reproducción de la especie en vivero; sin embargo, representa una adaptación de

Tabla 13. Requerimientos germinativos, clases de dormancia y tratamientos pregerminativos para especies arbóreas. Simbología: L=O, germina igual a la luz que a la oscuridad; L>O, germina mejor a la luz que a la oscuridad. ND, no dormancia; PY, dormancia física; PD, dormancia fisiológica; MPD, dormancia morfofisiológica. Temperatura (°C). ¹Datos no disponibles.

Especies	Inicio de germinación (días)	Porcentaje germinación final	Temperatura óptima germinación	Exigencia de luz	Clase de dormancia	Tratamiento pregerminativo
<i>Abarema glaucun</i>	11.5	75	--- ¹	---	ND	Agua hirviendo 30 segundos
<i>Andira inermis</i>	31.7	70.6	25/35	L=O	PD	Escarificación mecánica total de las cubiertas
<i>Annona glabra</i>	25	70.0	25/30	---	MPD	Estratificación húmeda
<i>Bucida buceras</i>	19	80	25/35	L=O	ND	No requiere
<i>Bursera simaruba</i>	10.8	68.8	25/35	L=O	PD	Escarificación mecánica parcial o inmersión en agua 6 horas
<i>Calophyllum brasiliense</i>	26.8	79.3	25/30	L=O	PD	Escarificación mecánica total de las cubiertas
<i>Cedrela odorata</i>	2.49	90	25/30	L=O	ND	No requiere
<i>Chrysobalanus icaco</i>	21	50.0	25/30	L>O	PD	Escarificación mecánica parcial o total de las cubiertas

Especies	Inicio de germinación (días)	Porcentaje germinación final	Temperatura óptima germinación	Exigencia de luz	Clase de dormancia	Tratamiento pregerminativo
<i>Clusia rosea</i>	7.0	85	25/30	---	ND	No requiere
<i>Coccoloba diversifolia</i>	14.6	40	25	L=O	PD	Escarificación mecánica parcial
<i>Coccoloba uvifera</i>	25	80	25/30	---	PD	Inmersión en agua 12 horas
<i>Cojoba arborea</i>	1	96.6	25	L=O	ND	No requiere
<i>Colubrina arborescens</i>	7.5	49.4	25/35	L=O	PD	Escarificación mecánica total o agua hirviendo 30 segundos
<i>Cordia collococca</i>	8.5	72.0	25/35	L=O	PD	Inmersión en agua 12 horas
<i>Cordia gerascanthus</i>	15	78	25	---	ND	No requiere
<i>Cupania americana</i>	23.0	50.3	25/30	L=O	PD	Escarificación mecánica total
<i>Cupania glabra</i>	26.8	48.4	25/30	L=O	PD	Escarificación mecánica total
<i>Ehretia tinifolia</i>	11.6	35.4	25/35	L>O	PD	Escarificación mecánica parcial o inmersión en agua 6 horas

Especies	Inicio de germinación (días)	Porcentaje germinación final	Temperatura óptima germinación	Exigencia de luz	Clase de dormancia	Tratamiento pregerminativo
<i>Erythroxyllum confusum</i>	23	72	25/30	---	ND	No requiere
<i>Espadaea amoena</i>	17	63.3	25/30	L=O	PD	No determinado
<i>Genipa americana</i>	18.6	100	25/30	L=O	ND	No requiere
<i>Guarea guidonia</i>	23.8	29.4	25/30	L=O	PD	No determinado
<i>Haematoxylum campechianum</i>	2	97.5	25/35	L=O	ND	No requiere
<i>Lysiloma sabicu</i>	10.0	72.8	25/35	L=O	PY	Agua hirviendo 30 segundos
<i>Pseudosamanea cubana</i>	16.2	39.1	25/35	L=O	PY	Escarificación en H ₂ SO ₄ durante una hora
<i>Sideroxylon foetidissimum</i>	29.0	11.0	25/40	L=O	PD	Escarificación mecánica parcial (Ruptura de la testa)
<i>Sideroxylon salicifolium</i>	49.3	17.33	25/35	---	PD	Escarificación mecánica parcial o total
<i>Swietenia mahagoni</i>	14	95.0	25/30	---	ND	No requiere
<i>Tabebuia angustata</i>	7	90	25/30	---	ND	No requiere
<i>Tabebuia leptoneura</i>	7	82	25/30	---	ND	No requiere

Especies	Inicio de germinación (días)	Porcentaje germinación final	Temperatura óptima germinación	Exigencia de luz	Clase de dormancia	Tratamiento pregerminativo
<i>Zanthoxylum elephantiasis</i>	27.5	43.0	25/35	---	PD	Agua hirviendo 30 segundos
<i>Zanthoxylum martinicense</i>	19.0	28.8	25/30	L>O	PD	Inmersión en agua 6 horas

la especie al hábitat para así extender la germinación en el tiempo y el espacio; y con ello, minimizar riesgos en la supervivencia de las plántulas (Baskin y Baskin, 2004; Sánchez *et al.*, 2015b). Igualmente, en 11 especies no fue necesaria la aplicación de tratamientos pregerminativos para aumentar la germinación. El tratamiento más efectivo para eliminar dormancia fisiológica fue la escarificación mecánica total o parcial, con estos tratamientos se alcanzó > 80% de germinación final (datos no mostrados).

Tipos funcionales de plantas

El enfoque funcional con solo rasgos morfofisiológicos y germinativos de las semillas permitió identificar tres tipos funcionales de plantas (Fig. 18). Un primer grupo ecológico (Grupo I), lo constituyeron siete especies no pioneras (*Andira inermis*, *Annona glabra*, *Calophyllum brasiliense*, *Cojoba arborea*, *Cupania americana*, *C. glabra* y *Guarea guidonia*), que se ubicaron en el sentido donde aumentaron las variables masa seca de la semilla (MS), índice de sensibilidad a la desecación (ISD), contenido de humedad inicial de las semillas (CH), porcentaje de biomasa destinado a reservas seminales (MSR) y disminuyó la asignación de biomasa a las cubiertas (MSC). La mayoría de las especies que integraron el Grupo I presentaron dormancia seminal (85.7%) y una especie se dispersó durante la estación seca, tres durante la estación lluviosa y dos durante la estación seca y lluviosa. En este grupo, además, cinco especies presentaron plántulas con cotiledones de reservas (CHR o FHR) y solo *A. glabra* mostró plántulas con cotiledones foliáceos (FEF).

Asimismo, cerca del centroide del espacio bidimensional y alejado del Grupo I, hacia el cuadrante IV, apareció un segundo grupo funcional (Grupo II) que lo integraron 14 especies; de ellas, una especie fue pionera (*Zanthoxylum martinicense*), 11 especies fueron no pioneras (*Bursera simaruba*, *Chrysobalanus icaco*, *Coccoloba diversifolia*, *C. uvifera*, *Colubrina arborescens*, *Cordia collococca*, *Ehretia tinifolia*, *Lysiloma sabicu*, *Pseudosamanea cubana*, *Sideroxylon foetidissimum* y *S. salicifolium*) y para dos especies no se conoce su estrategia de regeneración (*Zanthoxylum elephantiasis* y *Espadaea amoena*). Las especies del

Grupo II presentaron los máximos valores de la MSC, y valores medios para el resto de las

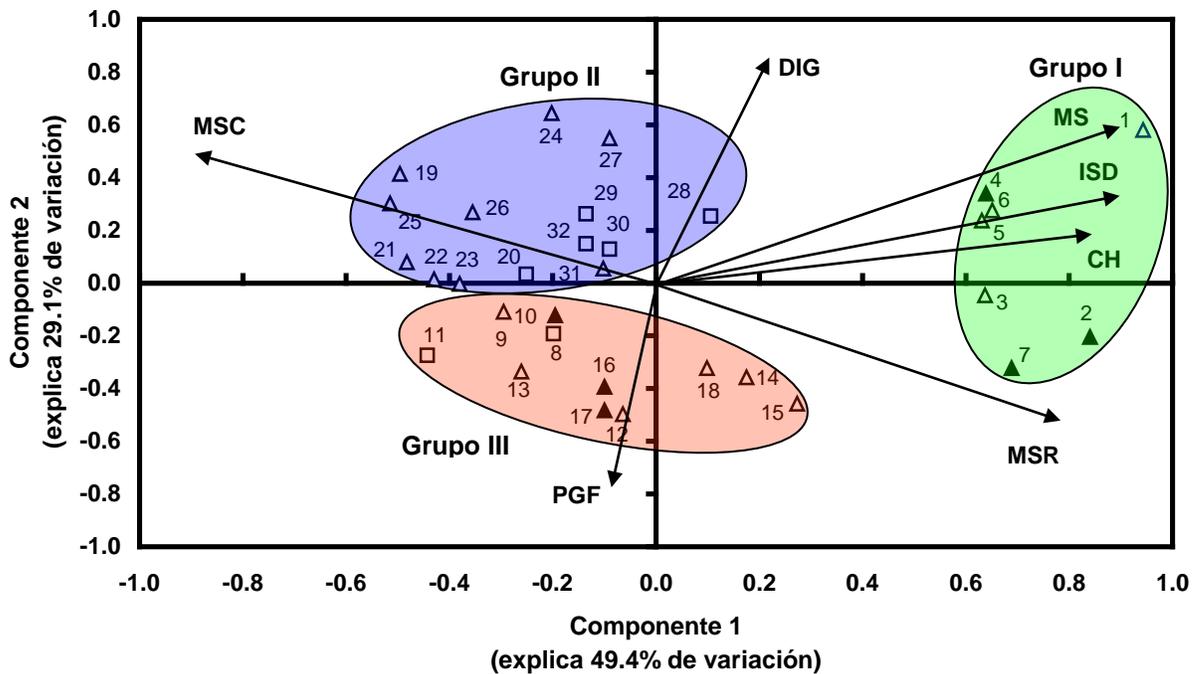


Figura 18. Gráfico dual de las variables y las especies (números). Significado de las variables: CH, contenido de humedad inicial de las semillas; MS, masa seca de la semilla; MSC, asignación de biomasa a las cubiertas; ISD, índice de sensibilidad a la desecación (calculado por el modelo de Pelissari *et al.*, 2018); MSR, porcentaje de biomasa destinado a reservas seminales; DIG, día de inicio de la germinación; PGF, porcentaje de germinación final. Los símbolos corresponden a la preferencia de las especies por el hábitat: indiferente (Δ); húmedo (\blacktriangle); seco (\square). Los grupos I, II, III representan posibles tipos funcionales de plantas.

variables empujadas. También las especies del Grupo II se caracterizaron por tener todas dormancia seminal (12 con dormancia fisiológica y dos con dormancia física) y siete especies se dispersaron durante la estación seca, seis durante la estación lluviosa y una durante la estación seca y lluviosa. En este grupo nueve especies presentaron plántulas con cotiledones del tipo FEF y cinco con cotiledones de reservas (FER, CHR ó CER).

Finalmente, apareció el Grupo III constituido por 11 especies, de ellas tres fueron pioneras (*Cedrela odorata*, *Cordia gerascanthus* y *Tabebuia angustata*), siete fueron no pioneras (*Abarema glaucum*, *Bucida buceras*, *Clusia rosea*, *Erythroxylum confusum*, *Genipa americana*, *Haematoxylum campechianum* y *Swietenia mahagoni*) y una especie cuya estrategia de regeneración no se conoce (*Tabebuia leptoneura*). En este grupo las especies no presentaron dormancia seminal y su germinación fue rápida y alta. También presentaron los valores más bajos de MS y CH, y cuatro especies se dispersaron durante la estación seca y siete en la estación lluviosa.

El PERMANOVA confirmó que los grupos previamente constituidos por el ACP, mostraron diferencias significativas entre ellos ($F = 7.41$; $P < 0.0021$) (Tabla 14). Por tanto, pueden considerarse como tipos funcionales de plantas con síndromes o patrones de regeneración bien diferentes. Por su parte, la preferencia de las especies al hábitat no impuso un patrón de agrupamiento de las especies, pues estas se distribuyeron en todos los grupos, particularmente aquellas que fueron indiferentes al hábitat (Fig. 18). De hecho, los rasgos funcionales empleados en el ACP no mostraron diferencias significativas (PERMANOVA, $F = 0.28$; $P > 0.05$) cuando se analizaron por la preferencia de las especies al hábitat.

En una segunda fase se estudiaron otras 16 especies de plantas (12 nativas y cuatro exóticas invasoras). Este grupo estuvo integrado por especies pertenecientes al humedal, otras que pudieran formar parte de los ecosistemas secos que se distribuyen hacia el norte de la región y otras pertenecientes a áreas distintas en el país, pero que pueden ser utilizadas en los planes de reforestación de las empresas forestales en esas regiones y en bosques recreativos. A todo el grupo de plantas se le determinaron rasgos morfofisiológicos de semillas, conducta de almacenamiento, requerimientos germinativos, clases de dormancia y tratamientos pregerminativos (Tabla 15). Se reconocieron 12 familias botánicas y una especie se presentó como un endemismo cubano (*Hildegardia cubensis*). En las plantas nativas cubanas (12) la unidad de dispersión fue fundamentalmente por frutos y dos por semillas. En cambio, en las especies exóticas o naturalizadas se dispersan dos por frutos y dos por semillas.

Tabla 14. Valores promedio (\pm desviación estándar) de los rasgos de regeneración calculados para cada grupo funcional. Para significado de las variables ver la figura 1. n = número de especies por tipo funcional. Letras diferentes indican diferencias significativas entre grupos funcionales por medio de la prueba de corrección de Bonferroni.

Variables	Tipos funcionales de plantas		
	Grupo I ($n = 7$)	Grupo II ($n = 14$)	Grupo III ($n = 11$)
CH (%)	38.2 \pm 10.3	12.5 \pm 6.0	9.2 \pm 3.7
MS (mg)	1358.8 \pm 2120.4	185.9 \pm 296.4	33.4 \pm 39.2
MSC	0.25 \pm 0.11	0.59 \pm 0.21	0.41 \pm 0.20
ISD	0.80 \pm 0.29	0.09 \pm 0.11	0.04 \pm 0.04
MSR (%)	74.9 \pm 11.4	41.3 \pm 19.6	59.4 \pm 20.4
DIG (días)	22.6 \pm 9.9	19.0 \pm 11.1	11.5 \pm 7.0
PGF (%)	63.5 \pm 22.3	49.4 \pm 21.3	85.8 \pm 9.3
$P \leq 0.05$	A	B	C

Tiempo de recolecta, rasgos de morfofisiológicos y conducta de almacenamiento de semillas

La mayoría de las especies nativas se recolectaron en la época lluviosa (8), tres en estación seca y una todo el año (Tabla 16). En cambio, en las especies exóticas invasoras la dispersión ocurrió durante la estación menos lluviosa. Por su parte, al igual que el estudio previo con 32 especies, estas 16 plantas mostraron una amplia variabilidad en los rasgos morfofisiológicos tanto en las plantas nativas como en las exóticas invasoras o naturalizadas. El único endemismo cubano estudiado en esta ocasión (*Hildegardia cubensis*) mostró semillas grandes y con

alto contenido de humedad; lo cual, lo clasificó con semillas recalcitrantes de acuerdo al valor que se obtiene para el índice de sensibilidad a la desecación de Pelissari *et al.* (2018).

Esta especie además, se encuentra En Peligro por la Lista de Roja de Cuba (González-Torres *et al.*, 2016); por consiguiente, el presente resultado evidencia su fragilidad para conservar sus semillas en bancos de germoplasmas cubanos y frente a los posibles escenarios climáticos inducidos por el cambio climático para Cuba. Se espera que las especies con semillas recalcitrantes sean muy sensibles al cambio climático (Wyse y Dickie, 2018), escenarios ambientales que se pronostican para los bosques de Cuba y el Caribe (Planos *et al.*, 2013). Otras especies con semillas recalcitrantes, *Aviscennia germinans* y *Pouteria dominigensis*, también deberán sembrarse inmediatamente después de su recolecta, y el resto podrán conservarse en banco de germoplasma pues presentaron semillas ortodoxas.

Germinación y clases de dormancia

En siete especies nativas el rango de temperatura óptimo de germinación ocurrió desde 25°C hasta 35°C, en tres fue 25/40°C y en dos a 25°C (Tabla 17). Por su parte, todas las semillas intactas de las especies exóticas invasoras o naturalizadas presentaron un amplio rango de temperatura de germinación (25/40°C), lo cual podría favorecer la invasión de nuevos hábitats y con esto ampliar su rango de distribución, tal como se ha propuesto para este grupo funcional de plantas (Jiménez-Alfaro *et al.*, 2016). Con relación a la respuesta a la luz, 10 especies fueron indiferentes a las condiciones de luz, dos germinaron mejor a la luz, una germinó solo a la luz y otra solo germinó a la oscuridad. Con relación a la presencia de dormancia de en las semillas, esta adaptación se presentó en ocho especies nativas y en todas las exóticas invasoras. La dormancia seminal que más prevalecieron en este grupo de plantas, fueron la física (PY) y la fisiológica (PD), obteniéndose no dormancia (ND) en las semillas de *Hildegardia cubensis* (endemismo cubano), lo cual confirma su rápida germinación no solo por no presentar impedimentos en las semillas sino por su comportamiento recalcitrante.

Cabe señalar, que la especie nativa expansiva (*Pisonia aculeata*) presentó rasgos germinativos que le permiten ocupar espacios abiertos como es típico de las plantas

Tabla 15. Nombres científicos, comunes, familias botánicas y tipo de diásporas para 16 especies vegetales. * - invasoras, H - considerada del humedal al sur de Artemisa y Mayabeque, S – de ecosistemas más secos cercanos al humedal, O – otras regiones del país que pueden ser utilizadas en planes de reforestación en esos sitios y bosques recreativos.

Familia	Especies	Nombre común	Diáspora
Arecaceae	<i>Acoelorrhaphe wrightii</i> (Griseb. & H. Wendl.) H. Wendl. ex Becc. H	guano prieto	Fruto
Avicenniaceae	<i>Avicennia germinans</i> (L.) L. H	mangle prieto	Fruto
Rubiaceae	<i>Calycophyllum candidissimum</i> (Vahl) DC. S	dagame	Semilla
Arecaceae	<i>Calyptronoma occidentalis</i> (Sw.) H. E. Moore H	palma manaca	Fruto
Zygophyllaceae	<i>Guaiacum officinale</i> L. O	guayacán	Semilla
Sterculiaceae	<i>Hildegardia cubensis</i> (Urb.) Kosterm O	guana	Fruto
Cupressaceae	<i>Juniperus lucayana</i> Britton S	sabina	Fruto
Fabaceae	<i>Peltophorum adnatum</i> Griseb. S	abey	Fruto
Picrodendraceae	<i>Picrodendron baccatum</i> (L.) Krug & Urb. S	yanilla	Fruto
Sapotaceae	<i>Pouteria dominicensis</i> (C. F. Gaertn.) Baehni subsp. <i>dominicensis</i> O	zapote culebra	Fruto
Rhamnaceae	<i>Reynosia septentrionalis</i> Urb. O	Cocuyo	Fruto
Nyctaginaceae	<i>Pisonia aculeata</i> L. H	Uña de gato	Fruto
Fabaceae	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight &	Aroma	Fruto

Familia	Especies	Nombre común	Diáspora
	<i>Arn.</i> *		
Fabaceae	<i>Caesalpinia bonduc</i> (L.) Roxb. *	Guacalote	Semilla
Malvaceae	<i>Thespesia populnea</i> (L.) Sol. ex Corrêa *	Majagua de Florida	Semilla
Fabaceae	<i>Mimosa pigra</i> L. *	Weyler	Fruto

Tabla 16. Tiempo de recolecta, rasgos de morfofisiológicos y conducta de almacenamiento de semillas 16 especies evaluadas, * - invasoras, H - considerada del humedal al sur de Artemisa y Mayabeque, S – de ecosistemas más secos cercanos al humedal, O – otras regiones del país que pueden ser utilizadas en planes de reforestación en esos sitios y bosques recreativos.

Nombre científico	Tiempo de recolecta	Masa fresca (mg)	Masa seca (mg)	Contenido humedad (%)	Asignación reservas (%)	Sensibilidad a la desecación	Conducta de almacenamiento
<i>Acoelorrhaphe wrightii</i> H	mayo-junio	87	68	22.54			Intermedia
<i>Avicennia germinans</i> H	todo el año	1700	690	59.52	84.07	0.99	Recalcitrante
<i>Calycophyllum candidissimum</i> S	junio-julio	370	330	9.25			Ortodoxa
<i>Calyptronoma occidentalis</i> H	junio-julio	90	80	17.79			Intermedia
<i>Guaiaacum officinale</i> O	julio	260	220	14.31			Intermedia
<i>Hildegardia cubensis</i> O	abril	409.70	148.27	63,51	59,9	0.99	Recalcitrante
<i>Juniperus lucayana</i> S	septiembre -octubre	7.20	6.0	21.1	25.6	0.13	Ortodoxa
<i>Peltophorum adnatum</i> S	diciembre	37	34	6.89	71.36	0.02	Ortodoxa
<i>Picrodendron baccatum</i> S	diciembre	1820	1560	14.32	20.36	0.08	Ortodoxa

Nombre científico	Tiempo de recolecta	Masa fresca (mg)	Masa seca (mg)	Contenido humedad (%)	Asignación reservas (%)	Sensibilidad a la desecación	Conducta de almacenamiento
<i>Pouteria dominigensis</i> O	mayo-junio	4780	2450	49.04	78.77	0.98	Recalcitrante
<i>Reynosia septentrionalis</i> O	agosto	840.58	547.5 3	35.04	54.05	0.81	Recalcitrante
<i>Pisonia aculeata</i> H	mayo	38	32	15.6	58.35	0.08	Ortodoxa
<i>Vachellia farnesiana</i> *	abril	54	45	15.57	50.18	0.07	Ortodoxa
<i>Caesalpinia bonduc</i> *	junio	2350	2190	6.88	46.67	0.04	Ortodoxa
<i>Thespesia populnea</i> *	septiembre	170	150	13.75	52.42	0.06	Ortodoxa
<i>Mimosa pigra</i> *	junio	18	17	7.91	66.65	0.02	Ortodoxa

Tabla 17. Requerimientos germinativos, clases de dormancia y tratamientos pregerminativos para especies arbóreas. Simbología: O = germina solo a la oscuridad; L=O, germina igual a la luz que a la oscuridad; L>O, germina mejor a la luz que a la oscuridad; L= germina solo a la luz. ND, no dormancia; PY, dormancia física; PD, dormancia fisiológica; MD, dormancia morfológica; MPD, dormancia morfofisiológica. * - invasoras, H - considerada del humedal al sur de Artemisa y Mayabeque, S – de ecosistemas más secos cercanos al humedal, O – otras regiones del país que pueden ser utilizadas en planes de reforestación en esos sitios y bosques recreativos.

Especies		Temperatura óptima germinación	Exigencia de luz	Clase de dormancia	Tratamiento pregerminativo
<i>Acoelorrhaphe wrightii</i>	H	25/40°C	O	MPD	No determinado
<i>Avicennia germinans</i>	H	25/40°C	L=O	ND	No requiere
<i>Calycophyllum candidissimum</i>	S	25/30°C	L	ND y PD	No determinado
<i>Calyptrionoma occidentalis</i>	H	25/40°C	L=O	MD y MPD	Estratificación húmeda
<i>Guaiacum officinale</i>	O	25/30°C	L=O	ND y PD	Escarificación ácida
<i>Hildegardia cubensis</i>	O	25°C	L=O	ND	No requiere
<i>Juniperus lucayana</i>	S	25°C	L>O	PD	Estratificación fría
<i>Peltophorum adnatum</i>	S	25/30°C	L=O	PY	Escarificación ácida
<i>Picrodendron baccatum</i>	S	25/30°C	L=O	PD	Escarificación mecánica total
<i>Pouteria dominigensis</i>	O	25/30°C	L=O	ND	No requiere

<i>Especies</i>	Temperatura óptima germinación	Exigencia de luz	Clase de dormancia	Tratamiento pregerminativo
<i>Reynosia septentrionalis</i> O	25/35°C	*****	PD	Escarificación mecánica parcial
<i>Pisonia aculeata</i> H	25/35°C	L>O	ND	No requiere
<i>Vachellia farnesiana</i> *	25 a 25/40°C	L=O	ND y PY	
<i>Caesalpinia bonduc</i> *	25 a 25/40°C	L=O	PY	
<i>Thespesia populnea</i> *		---	PY	
<i>Mimosa pigra</i> *	25 a 25/40°C	L=O	ND y PY	

invasivas en Cuba (Herrera-Peraza et al., 2016), las semillas de esta especie germinan mejor a 25/35 °C en condiciones de luz y no presentaron dormancia seminal. Todos estos rasgos funcionales de germinación le permiten a las semillas de esta especie germinar muy rápido en sitios abiertos o perturbados una vez que las unidades de dispersión lleguen al suelo durante la estación lluviosa. También la palma *Acoelorrhaphe wrightii* mostró un comportamiento típico de ocupación de un micrositio muy particular en el suelo donde se combinan altas temperaturas (25/40°C fue el rango óptimo de germinación) y bajo oscuridad, como ocurre en su hábitat natural (pantanos o bosques de ciénagas). En este hábitat también la especie tiene una buena disponibilidad de agua que le permite eliminar o romper paulatinamente la dormancia morfofisiológica, como se ha informado para muchas arecaceas (Baskin y Baskin, 2014).

Por su parte, la información sobre rasgos de germinación de *Hildegardia cubensis*, *Pisonia aculeata* y *Acoelorrhaphe wrightii* es nueva para la ciencia hasta donde se tiene conocimiento. De este modo, estos resultados abren nuevos caminos para la conservación y manejo de estas especies, y en particular para el endemismo cubano.

La dormancia física (PY) apareció en semillas de cuatro especies de Fabaceae (*Peltophorum adnatum*, *Vachellia farnesiana*, *Caesalpinia bonduc* y *Mimosa pigra*) y en una Malvaceae (*Thespesia populnea*). Esta clase de dormancia seminal es típica de estas familias botánicas (Baskin y Baskin, 2014; Willis et al., 2014) y se presenta en especies que ocupan ambientes secos, estacionales o extremos. El papel ecológico fundamental de este mecanismo de dormancia es asegurar la supervivencia del embrión a largos períodos de condiciones desfavorables del ambiente, para que solo ocurra la germinación cuando las condiciones sean favorables para el crecimiento y establecimiento de las plántulas (Jayasuriya et al., 2015). Se propone que la PY es una adaptación ecológica que favorece la dispersión, el escape a los depredadores y patógenos y la longevidad seminal en los bancos de semillas del suelo (Baskin y Baskin, 2014; Jayasuriya et al., 2015).

De lo anterior comentado, queda evidente que la PY le permitirá a las especies exóticas invasoras ampliar su rango de distribución y con esto su capacidad de

invasión. También las especies invasoras *Vachellia farnesiana* y *Mimosa pigra* presentaron semillas no dormantes (ND), aspecto que le propiciará tener una germinación muy rápida para al menos una fracción del lote.

Implicaciones para la conservación y restauración ecológica

Los resultados alcanzados en los procesos germinativos de las semillas proporcionan información valiosa en la planificación de medidas de conservación y actividades de restauración en los trópicos estacionales; y en particular, en los bosques de ciénaga y semideciduo en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque. Los modelos fisiológicos desarrollados por Daws *et al.* (2006) y Pelissari *et al.* (2018) son apropiados y rápidos para establecer medidas de conservación de las semillas, especialmente para aquellas identificadas como recalcitrantes. El modelo Pelissari *et al.* (2018) quizás sería el más adecuado porque incorpora el rasgo contenido de humedad en su estructura, pero recomendamos emplear ambos porque los dos han probado su efectividad en un gran número de especies arbóreas tropicales. Posiblemente la selección de uno u otro dependerá del número de semillas colectadas.

Por su parte, la identificación de los requerimientos germinativos y clases de dormancia de las semillas permite conocer su capacidad de adaptación a diversas condiciones ambientales, y con esto se aumentará el éxito en el establecimiento y supervivencia en siembra bajo condiciones de vivero o de forma directa en campo. Estos resultados deberán combinarse con los tratamientos pregerminativos determinados para cada especie y los tipos funcionales de plantas identificados, para lograr una estrategia de máxima obtención de plántulas por medio de la siembra directa de las semillas en campo. Con ellos, además, se evitará realizar planes de reintroducción en sitios y tiempos seleccionados de forma arbitraria.

De este modo, las especies pertenecientes al primer grupo funcional (e.g., *Calophyllum brasiliense*, *Cojoba arborea*, *Cupania americana*, *C. glabra* y *Guarea guidonia*) requieren ser sembradas en sitios poco perturbados (con sombra y estabilidad hídrica), pues a este grupo pertenecen la mayoría de las especies con semillas sensibles a la desecación y con altas reservas seminales. En cambio, las

semillas de las especies del tercer grupo funcional (e.g., *Cordia gerascanthus* y *Tabebuia angustata*, *Bucida buceras*, *Erythroxylum confusum*, *Genipa americana*, *Haematoxylum campechianum*) podrán sembrarse en sitios abiertos, pues son tolerantes a la desecación y su germinación fue rápida y alta (no tienen dormancia). Por el rápido establecimiento de las plantas de este grupo funcional también serán adecuadas para la reducción de especies exóticas invasoras (Young *et al.*, 2017). Las especies del segundo grupo funcional (e.g., *Bursera simaruba*, *Coccoloba diversifolia*, *Colubrina arborescens*, *Cordia collococca*, *Ehretia tinifolia*, *Lysiloma sabicu*, *Pseudosamanea cubana*, *Sideroxylon salicifolium*) podrán emplearse en sitios sucesionalmente intermedios o semiprotectidos, todas presentaron dormancia fisiológica o física y la mayoría son tolerantes a la desecación, lo que facilita su permanencia en el banco de semillas si se siembran semillas intactas. En el caso de aplicar tratamientos pregerminativos a semillas de este último grupo, algunos de sus miembros podrían emplearse para su reintroducción en sitios abiertos o con poca protección (e.g., *L. sabicu*, *P. cubana*).

Identificación de las especies de hongos micorrizógenos arbusculares en el humedal

Los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) establecen estrechos vínculos con las plantas con beneficios mutuos para el crecimiento y desarrollo. En el humedal al sur de Artemisa y Mayabeque su identificación y utilización como biofertilizantes en las labores de restauración, pudiera contribuir al éxito de las plantaciones y recuperación del área. En este sentido se identificaron 34 especies y/o morfoespecies de HMA pertenecientes a 6 géneros, en las áreas estudiadas (Tabla 18). Se observó un predominio de las familias Glomeraceae (17) y Acaulosporaceae (7) y entre los géneros, el *Glomus* con 10 especies. Este patrón es similar al observado para otros estudios realizados en Brasil, como en el bioma de Mata Atlántica en el estado de Sao Paulo (Moreira-Souza *et al.*, 2003), en Santa Catarina (Stürmer *et al.*, 2006), y en Rio Grande do Sul (Zandavalli *et al.*, 2008). Resultados similares se obtuvieron igualmente en China (Zhao *et al.*, 2001)

y la amazonia colombiana (Peña-Venegas *et al.*, 2007). Estas dos familias al parecer están mejor adaptados a las diferentes características de los suelos en estos estudios, así como a los diferentes ecosistemas en que fueron observados. Se informan 5 nuevos taxones para Cuba y una nueva especie.

La densidad de esporas en el suelo promedió 1723 por 100 g de suelo. Estos valores son mucho mayores que los reportados por Bonfim *et al.* (2013) quienes reportaron hasta 154 esporas por 50g de suelo para el bosque atlántico brasileño, y las 274 esporas para el mismo peso de suelo en similar ecosistema de Pereira *et al.* (2014). Sin embargo, se encuentran en el mismo rango de los encontrados por Sengupta y Chaudhuri (2002) en plantas de mangle que crecían en los márgenes del río Ganges en la India, cuyos valores oscilaron entre 1700 y 4280 esporas en 100g de suelo.

A partir de una mezcla de las especies de HMA provenientes de los bosques, se preparó un inóculo para desarrollar y crecer en los viveros de las empresas forestales unido a las capacitaciones impartidas en el tema en estas áreas, para utilizar en las campañas de vivero y acciones de restauración. Por otra parte, se encuentra listo para edición un catálogo con imágenes de las 28 principales especies e información de las restantes encontradas en la región.

Tabla 18. Hongos micorrizógenos arbusculares en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque. Densidad de esporas en 100 gramos de suelo. *nuevos taxones para Cuba, **nueva especie

Familias/Especies HMA	almendro de la India	Embarcadero	Los Patos	bosque de ciénaga	Campechal	herbazal de ciénaga
Acaulosporaceae						
<i>Acaulospora aspera</i> *		5.8608	3.6036	10.0478	0.995	
<i>Acaulospora delicate</i> *		3.663		14.354	3.98	19.7368
<i>Acaulospora rehmii</i>	1.2121	1.4652				
<i>Acaulospora kentinensis</i>	1.2121	24.9084	8.1081	1.9138		5.2631
<i>Acaulospora spinulifera</i> *			16.2162			51.3157
<i>Acaulospora</i> sp. 1 Espina bífida	1.2121					1.3157
<i>Acaulospora sieverdingii</i> *		0.7326				
Entrophosporaceae						
<i>Claroideoglomerus etunicatum</i>			10.8108	4.7846		
<i>Claroideoglomerus luteum</i>	3.6363	18.315				
<i>Entrophospora</i> sp. 1	3.6363					
Gigasporaceae						
<i>Gigaspora</i> sp. 1 Gigaspora hialina		0.3663		0.4784		
<i>Gigaspora</i> sp. 2 Hialina grande				0.4784		
Familias/Especies HMA	almendro	Embarcadero	Los Patos	bosque de	Campechal	herbazal de

	de la India			ciénaga		ciénaga
Glomeraceae						
<i>Funneliformis halonatus</i>	0.606	2.9304	5.4054	5.2631	0.995	1.3157
<i>Glomus crenatum</i>	0.606	13.1868	19.8198	3.3492	32.3383	
<i>Glomus rubiforme</i>		0.7326		17.7033	14.9253	
<i>Glomus tortuosum</i>			0.9009	1.9138		
<i>Glomus sp. 1 Glomus</i> amarillo p. g	46.6666					
<i>Glomus sp. 2 Glomus</i> hialino p. g	12.1212	4.3956				2.6315
<i>Glomus sp. 3 Glomus</i> pardo	3.6363	2.9304	9.009	3.8277		
<i>Glomus sp. 4 Glomus</i> pardo enano	8.4848					
<i>Glomus sp. 5 Glomus</i> rojizo			0.9009		0.4975	
<i>Glomus sp. 6 Glomus</i> pardo rojizo p.g			12.6126			
<i>Glomus sp. 7 Glomus</i> amarillo grande					0.4975	
<i>Rhizoglomus dalpeae</i> *		10.989	2.7027	9.5693	41.791	9.2105
<i>Sclerocystis clavispora</i>	2.4242		2.7027	7.6555		
Familias/Especies HMA	almendro de la India	Embarcadero	Los Patos	bosque de ciénaga	Campechal	herbazal de ciénaga

<i>Sclerocystis microcarpum</i>	5.4545			9.09	0.4975	
<i>Sclerocystis pachycauli</i>		1.4652				
<i>Septoglomus constrictum</i>	4.2424			0.9569		
<i>Septoglomus gesporum</i>		2.9304			2.4875	9.2105
Pacisporaceae						
<i>Pacispora</i> cf. sp. 1 Hialina sucia	2.4242	5.1282		0.9569		
<i>Pacispora</i> cf. sp. 2 Ornamentada					0.995	
Scutellosporaceae						
<i>Scutellospora</i> sp. 1 Scut. amarilla	2.4242					
<i>Scutellospora</i> sp. 2				0.4784		
<i>Scutellospora</i> sp. 3				0.9569		
Riqueza de especies HMA	16	16	13	20	11	8
Total de esporas	1 650	2 730	1 110	2 090	2 010	750

Evaluación y monitoreo de grupos zoológicos como indicadores de estado en el humedal

Mariposas y libélulas en el humedal

Las evaluaciones de mariposas y libélulas en el humedal con el nivel de profundidad que se realizó en esta ocasión, carece de antecedentes previos en el humedal. La riqueza de especies y aparición de algunas con reconocido valor como indicadoras de estado de salud, permitió realizar entonces valoraciones de la calidad del grupo y los ecosistemas en el humedal. Se observaron 41 especies de mariposas y 20 de libélulas. En las mariposas los estimadores de riqueza de especies ofrecieron valores entre 46 y 49 especies esperadas. Las especies observadas oscilaron entre el 84 % y 89 % de las esperadas. En las libélulas los estimadores de riquezas estuvieron entre las 25 y 26 especies esperadas. Las especies observadas representaron entre 76.9% y 80% de las esperadas (Tabla 19).

Tabla 19. Estimadores de riqueza de especies. CV (inf) coeficiente de variación de las especies menos frecuentes.

Estimadores	Mariposas	Libélulas
CV (inf)	0.558	0.321
Chao2-bc	46.0	25.8
ICE	48.5	25.0

Las mariposas pertenecieron a cuatro de las seis familias presentes en Cuba. El endemismo estuvo representado por una especie y cinco subespecies, lo cual constituyó 2.3% y 14.7%, respectivamente, del endemismo específico y subespecífico totales de mariposas del archipiélago cubano. La representatividad general de la riqueza de especies equivalió a 21.7% del total de especies de Cuba. El llenado de matriz o conectancia espacial representó 47.2% de todos los vínculos posibles (116 observados de 246 posibles) entre especies y sitios (Tabla 20).

Los sitios con mayor riqueza de especies (≥ 19) fueron Majana, playa Mayabeque, Surgidero de Batabanó y Embarcadero, con Cajío y Guanímar con la menor

riqueza de especies. Esta condición pudiera ser indicativo de calidad de los ecosistemas donde las primeras 4 localidades constituyen o son áreas cercanas a los sitios identificados con valores florísticos y ecosistémicos en el humedal. En el caso de Cajío y Guanimar son áreas con constante influencia atrópica y fuerte degradación de los ecosistemas naturales. Las especies de mariposas presentes en todos los sitios fueron *Anartia jatrophae*, *Ascia monuste*, *Junonia neildi* y *Phoebis sennae*. Otras especies muy frecuentes fueron *Calisto herophile* y *Dryas iulia* (cinco sitios cada una).

La mayor riqueza de especies se observó en la familia Hesperidae, seguida por Nymphalidae y Pieridae y, por último, Lycaenidae. Con relación al total de especies por familias a nivel nacional, la familia mejor representada en el paisaje fue Pieridae, seguida por Hesperidae, Lycaenidae y Nymphalidae (Tabla 21).

Las 20 especies observadas de libélulas se desglosan en 17 especies de Anisoptera y tres de Zygoptera. No se observaron especies endémicas. La representatividad

Tabla 20. Especies de mariposas por sitios del Dique Sur. Majana (MAJ), Guanímar (GUA), Cajío (CAJ), Surgidero de Batabanó (SUR), Embarcadero (EMB), playa Mayabeque (MAY). Especie endémica (**), subespecie endémica (*). Supraíndiceⁿ indica pertenencia a núcleo de especies generalista.

Especies	MAJ	GUA	CAJ	SUR	EMB	MAY	Total
Hesperidae							
<i>Asbolis capuccinus</i>	1	0	0	0	1	0	2
<i>Astrartes anaphus</i>	0	0	0	1	0	0	1
<i>Burnsius oileusⁿ</i>	1	0	1	0	1	1	4
<i>Cecropterus dorantes santiagoⁿ</i>	1	0	0	0	1	1	3
<i>Choranthus radians</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Cymaenes tripunctusⁿ</i>	1	1	0	0	1	1	4
<i>Euphyes c. cornelius*</i>	1	1	0	0	0	0	2
<i>Euphyes s. singularis*</i>	0	0	1	0	0	0	1
<i>Hylephyla p. phylaeus</i>	1	0	0	1	0	0	2

Especies	MAJ	GUA	CAJ	SUR	EMB	MAY	Total
<i>Lerodea e. eufala</i>	0	1	0	0	0	1	2
<i>Panoquina l. lucasⁿ</i>	0	0	1	0	0	0	1
<i>Polites b. baracoa</i>	1	0	1	0	0	0	2
<i>Proteides mercurius</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Synapte m. malitiosa</i>	0	0	1	0	0	0	1
Lycaenidae							
<i>Hemiargus ceraunus filenus</i>	1	0	0	1	1	1	4
<i>Leptotes cassius theonusⁿ</i>	1	1	0	1	0	1	4
<i>Strymon istapa cybira</i>	1	0	1	0	0	0	2
<i>Electrostrymon a. angelia</i>	1	0	0	0	0	0	1
Nymphalidae							
<i>Agraulis vanillae insularisⁿ</i>	1	0	0	0	1	1	3
<i>Anartia jatrophae guantanamoⁿ</i>	1	1	1	1	1	1	6
<i>Anthanassa f. frisia</i>	0	0	0	1	0	0	1
<i>Calisto h. herophile^{*n}</i>	1	0	1	1	1	1	5
<i>Danaus gilippus bereniceⁿ</i>	0	0	1	1	1	1	4
<i>Dryas iulia nudeola*</i>	1	1	0	1	1	1	5
<i>Helichonius charitonia ramsdenⁿ</i>	1	1	0	1	1	1	5
<i>Historis o. odius</i>	0	1	0	1	0	0	2
<i>Junonia neildi</i>	1	1	1	1	1	1	6
<i>Junonia zonalis</i>	1	0	0	0	0	1	2
<i>Phyciodes p. phaon</i>	1	0	0	1	0	1	3
<i>Siproeta stelenes biplagiataⁿ</i>	0	1	0	1	1	1	4
Pieridae							
<i>Abbaeis nicippeⁿ</i>	0	0	1	0	0	0	1
<i>Anteos clorinde</i>	0	0	0	1	0	0	1
<i>Aphrissa neleis</i>	0	0	0	0	0	1	1
<i>Ascia monuste euboteaⁿ</i>	1	1	1	1	1	1	6
<i>Eurema d. दौराⁿ</i>	1	0	0	1	1	1	4

Especies	MAJ	GUA	CAJ	SUR	EMB	MAY	Total
<i>Phobeis argante fornax</i> *	1	0	0	0	1	1	3
<i>Phoebis avellaneda</i> **	0	1	0	0	0	0	1
<i>Phoebis p. philea</i>	0	0	0	1	0	1	2
<i>Phoebis p. sennae</i> ⁿ	1	1	1	1	1	1	6
<i>Pyrisitia d. dina</i> *	0	0	1	0	1	0	2
<i>Pyrisitia n. nise</i>	1	0	1	1	1	1	5
Total	26	13	15	20	19	23	116

Tabla 21. Porcentaje de especies de mariposas observadas por familia y respecto al total de cada familia en Cuba.

Familias	Observadas	%	Total Cuba	%Total
Hesperiidae	14	34.2	55	25.5
Lycaenidae	4	9.8	19	21.1
Nymphalidae	12	29.2	74	16.2
Pieridae	11	26.8	35	31.4

general de la riqueza de especies equivalió a 22.7% del total de especies de Cuba, con 27.4% de representatividad de Anisoptera y 11.5% de Zygoptera. El llenado de matriz o conectancia espacial representó 35.0% de todos los vínculos posibles (42 observados de 120 posibles) entre especies y sitios. Las áreas con mayor riqueza de especies (≥ 10) fueron Majana y Guanímar y con riqueza más pobre playa Mayabeque y Surgidero de Batabanó. La especie más frecuente (4 sitios) fue *Pantala flavescens*. (Tabla 22).

La distribución promedio de especies de mariposas entre sitios fue de casi tres sitios por especie, con un coeficiente de variación relativamente elevado. La riqueza promedio por sitios fue de 19 especies con baja variación entre sitios. La distribución promedio de especies de libélulas entre sitios fue de dos sitios por especie. La riqueza promedio por sitios fue de siete especies. El comportamiento del coeficiente de variación fue contrario al de las mariposas, relativamente bajo

(menos de 50%) en el promedio de sitios ocupados por las especies y elevado en el promedio de especies por sitios (Tabla 23).

La distribución espacial de las mariposas mostró un patrón anidado significativo, contrastante con el de las libélulas, el cual no difirió de un patrón de distribución aleatorio entre sitios (Tabla 24).

La disimilitud beta total en la composición de mariposas entre sitios fue elevada, superior a la mitad de la composición global, con predominio del componente de reemplazo de especies, cuya importancia relativa fue de 65%. La disimilitud beta total en la composición de libélulas entre sitios fue también superior a la mitad de la composición global, pero con predominio del componente de diferencia de riqueza de especies, cuya importancia relativa fue de 54% (Tabla 25).

Los sitios cuya composición exhibió una disimilitud promedio menor en la composición de mariposas fueron playa Mayabeque y Embarcadero. Con disimilitud promedio mayor se observaron Guanimar y Cajío. La disimilitud entre pares de sitios y promedio entre las libélulas fue muy elevada, al extremo de que los sitios menos disímiles entre sí, Majana y Guanímar, difirieron en 53% de su composición conjunta. Otros pares de sitios mostraron disimilitud total, tales fueron Cajío - playa Mayabeque, Surgidero de Batabanó - Embarcadero y Embarcadero – playa Mayabeque (Tabla 26). La disimilitud entre pares de sitios fue más intensa en libélulas que en mariposas ($t=3.7$, $p= 0.01$).

En la composición de mariposas se determinaron cinco módulos, cuyo coeficiente de modularidad obtuvo un valor de 0.23. Los resultados de los modelos nulos denotaron 69.0% y 63.0%, respectivamente, de redes teóricas con mayor modularidad que la observada. Mayabeque y Embarcadero estructuraron un módulo y el resto de los cuatro sitios constituyeron módulos independientes (Fig. 19). Los vínculos exclusivos dentro de módulos representaron 10.3% de las conexiones totales de la matriz especies/sitios (Tabla 20).

Tabla 22. Especies de libélulas por sitios del Dique Sur. Majana (MAJ), Guanímar (GUA), Cajío (CAJ), Surgidero de Batabanó (SUR), Embarcadero (EMB), playa Mayabeque (MAY).

Especies	MAJ	GUA	CAJ	SUR	EMB	MAY	Total
<i>Anax junius</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Brachymesia herbida</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Crocotemis servilia</i>	1	1	0	0	1	0	3
<i>Erythemis plebeja</i>	1	0	1	0	0	0	2
<i>Erythemis simplicicollis</i>	1	1	1	0	0	0	3
<i>Erythemis vesiculosa</i>	1	1	0	0	1	0	3
<i>Erythrodiplax berenice</i>	0	1	1	0	1	0	3
<i>Erythrodiplax fervida</i>	1	0	0	0	0	1	2
<i>Erythrodiplax justiniana</i>	0	0	1	0	0	0	1
<i>Erythrodiplax umbrata</i>	1	0	1	0	0	0	2
<i>Ishnura ramburii</i>	1	1	0	0	0	1	3
<i>Ishnura hastata</i>	1	1	0	0	1	0	3
<i>Leptobasis vacillans</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Myathirea marcella</i>	1	1	1	0	0	0	3
<i>Orthemis discolor</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Orthemis ferruginea</i>	1	0	0	1	0	1	3
<i>Pantala flavescens</i>	1	1	1	1	0	0	4
<i>Perithemis domitia</i>	1	0	0	0	0	0	1
<i>Tauriphila argo</i>	0	1	0	0	0	0	1
<i>Tholimis citrina</i>	0	1	0	0	0	0	1
Total	14	10	7	2	6	3	42

Tabla 23. Promedio de sitios/especies y de especies/sitios de mariposas y libélulas. Límites de confianza (LC), coeficiente de variación (CV).

	Mariposas	Libélulas
Sitios/especies	2.8	2.1
LC	(2.3, 3.3)	(1.6, 2.5)
CV	60.10%	48.60%
Especies/sitios	19.3	6.8
LC	(15.7, 22.7)	(3.7, 9.7)
CV	25.1	60.9

Tabla 24. Valores observados (obs) y promedio simulado (sim) del índice NODF, efecto de tamaño estandarizado (SES) y límites de confianza (LC).

	Mariposas	Libélulas
NODF (obs)	57.0	45.4
NODF (psim)	59.2	45.2
SES	-3.4	0.13
LC	(57.4, 60.3)	(41.8, 47.7)

Tabla 25. Valores de disimilitud beta. Beta total (β_{to}), componente de reemplazo (β_{re}), componente de diferencia de riqueza de especies (β_{ri}), importancia relativa de β_{re} (IR_{re}), importancia relativa de β_{ri} (IR_{ri}).

	Mariposas	Libélulas
β_{to}	55.3	52.7
β_{re}	35.8	24.1
β_{ri}	19.5	28.6
IR_{re}	64.7	45.7
IR_{ri}	35.2	54.3

Tabla 26. Disimilitud beta (β_{10}) entre pares de sitios. Mariposas por encima y libélulas por debajo, respectivamente, de la diagonal. Majana (MAJ), Guanímar (GUA), Cajío (CAJ), Surgidero de Batabanó (SUR), Embarcadero (EMB), playa Mayabeque (MAY).

	MAJ	GUA	CAJ	SUR	EMB	MAY	Promedio
MAJ	---	70.0	71.9	60.6	44.8	35.5	56.6
GUA	83.3	---	83.3	65.2	66.7	69.5	70.9
CAJ	64.3	66.7	---	75	60.0	70.0	72.1
SUR	83.3	90.0	87.5	---	55.6	42.9	59.9
EMB	82.3	63.6	83.3	100	---	32.0	51.8
MAY	83.3	91.7	100	75.0	100	---	50.0
Promedio	79.3	73.1	80.4	87.2	85.8	90.0	

En la composición de libélulas se determinaron tres módulos, cuyo coeficiente de modularidad obtuvo un valor de 0.34. Los resultados de los modelos nulos fueron 50.0% y 37.0%, respectivamente, lo cual señala que la modularidad observada difirió en dichos porcentajes de 100 redes teóricas. Guanímar y Embarcadero estructuraron un módulo, Majana y Cajío un segundo módulo y playa Mayabeque y Surgidero de Batabanó un tercer módulo (Fig. 20). Los vínculos exclusivos dentro

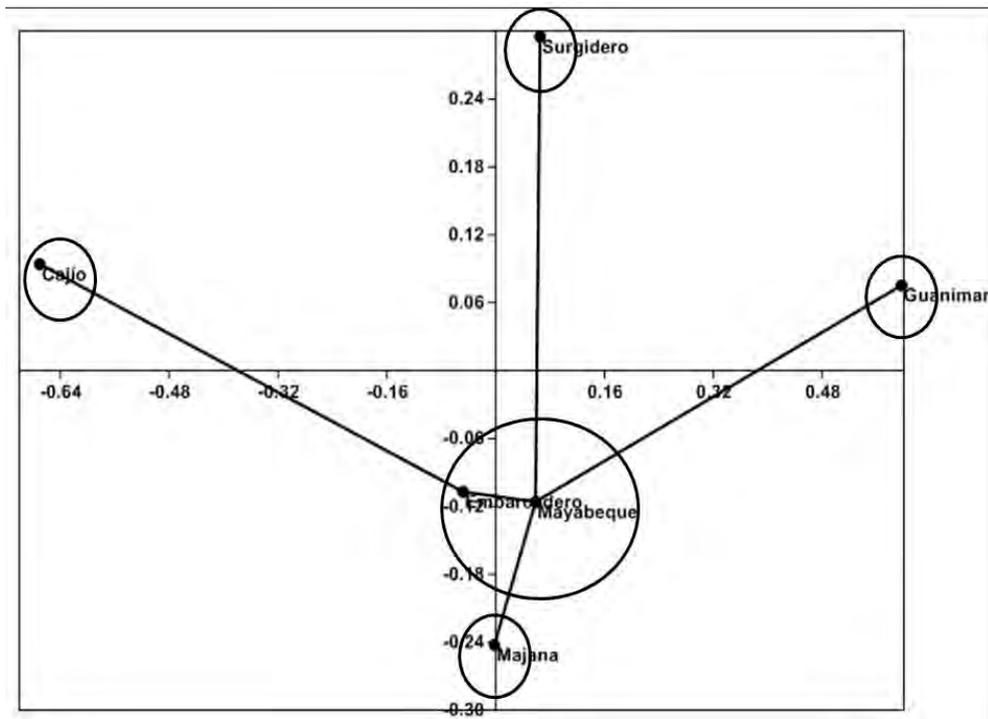


Figura 19. Relación espacial de los sitios del Dique Sur según su composición de mariposas. Stress: 0.0, $R^2 = .0.81$. Módulos marcados por círculos.

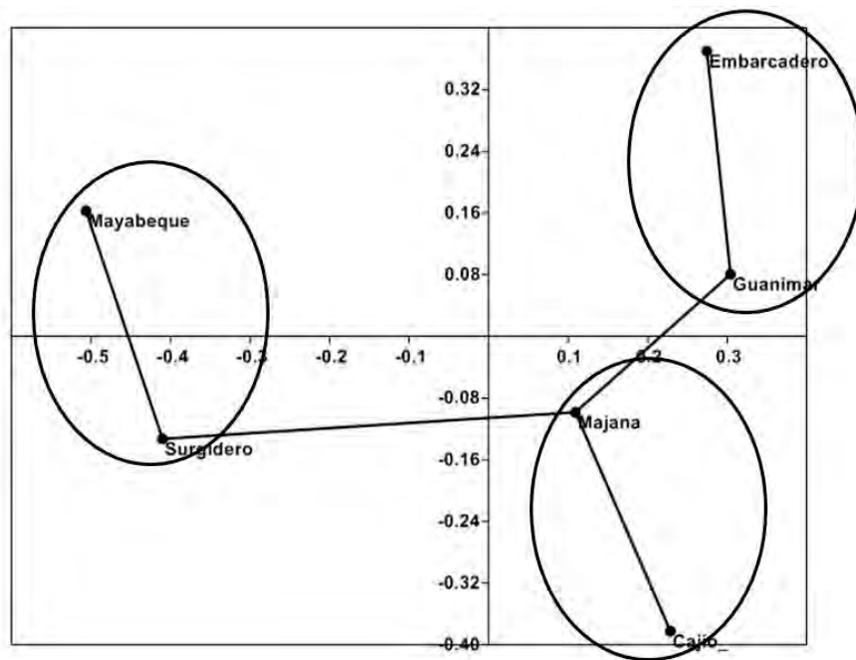


Figura 20. Relación espacial de los sitios del Dique Sur según su composición de libélulas. Stress: 0.070, $R^2 = .0.62$. Módulos marcados por círculos.

de módulos representaron 23.8% de las conexiones totales de la matriz especies/sitios (Tabla 22).

En la composición de especies de mariposas es notable la ausencia de representantes de Papilionidae. Como tendencia general, localidades cubanas en diferentes ambientes locales, con menor extensión exhiben valores semejantes o superiores de riqueza de especies, pero con mayor número de observaciones (Fontenla, 1987, Fontenla, 2019a, Fontenla *et al.*, en prensa). El endemismo específico y subespecífico desarrolla una tendencia similar, con representación escasa en hábitats perturbados o abiertos. Dada la extensión del hábitat estudiado, la riqueza real de especies del mismo podría sobrepasar la calculada por los estimadores. Como especies interesantes por su relativa rareza global es posible señalar a *Aphrissa neleis*, *Historis odius*, *Phoebis avellaneda*, *Phoebis philea* y *Proteides mercurius* indicando su presencia señales de áreas conservadas en el humedal y/o en vías de recuperación.

La representación superior de las familias Nymphalidae y Hesperidae en diversas localidades y hábitats, no solo es un patrón típico de Cuba (Fontenla, 1992), sino también del Neotrópico (Francini *et al.* 2011; Drownak *et al.*, 2016). En otras localidades costeras o de hábitats abiertos se observa un patrón semejante al presente, con mayor representatividad global de Pieridae o abundancia local de individuos (Fontenla 1992; Azor y Barro, 2011; Fontenla, 2019a). La familia Pieridae está compuesta, en su mayoría, por especies heliofílicas (Emmel y Austin, 1990), propiedad que explica su riqueza y abundancia en ambientes abiertos.

Se acepta una relación general entre la distribución espacial y abundancia de las especies en diferentes grupos de plantas y animales. Las llamadas especies *núcleos* resultan comunes a escala local y regional, mientras que las especies *satélites* son poco comunes en ambas escalas (Hanski, 1982; Livingstone y Philpott, 2010). Con independencia de esta clasificación, Fontenla (1992) llama la atención sobre un núcleo de 17 especies generalistas de hábitats en diferentes localidades de Cuba, incluida zonas de montañas (Núñez, 2012).

En el Dique Sur se observan 15 especies pertenecientes a este grupo, 11 de las cuales se encuentran entre las más distribuidas por el paisaje (5-6 sitios). Estas especies constituyen una proporción importante del total de especies observadas (37%). De manera cualitativa, es posible señalar que *Anartia jatrophae*, *Ascia monuste* y *Phoebis sennae* pertenecientes al grupo mencionado, son las especies más abundantes a través del paisaje.

De acuerdo con la extensión del paisaje estudiado, es posible considerar de relativamente baja la riqueza de especies observada de libélulas. En estudios locales de Cuba se han detectado hasta 31 especies de este grupo (Trapero-Quintana y Reyes-Tur, 2010). La riqueza y abundancia de odonatos se asocia a la presencia o ausencia de cuerpos de agua, nivel de perturbaciones de origen antrópico, cobertura de sombra, plantas acuáticas y grado de contaminación (Saha y Gaikwad, 2014).

La extensión del paisaje visitado y la existencia de condiciones favorables para la presencia de libélulas, sugieren que la riqueza real del grupo en estas áreas podría sobrepasar la cifra determinada por los estimadores. No obstante, el grupo, como un todo, no resulta escaso. Resulta posible comprobar la existencia de grandes concentraciones de individuos de las especies *Myathiria marcella* y *Pantala flavescens*, aunque las mismas no se observaron en todos los sitios. En sentido general, la mayoría de las especies observadas son también comunes en otras áreas de Cuba (ver Fontenla, 2019b).

Como especie interesante es posible citar a *Erythrodiplax berenice*, especialista de zonas costeras y de manglares y *Leptobasis dominicana*, poco común.

La mayoría de redes bipartitas mutualistas planta-animal muestran valores de conectancia entre 0.11 y 0.18, considerados bajos y moderados, respectivamente (Landi *et al.*, 2018). Sin embargo, el significado del llenado de matriz o conectancia en asociaciones espaciales o temporales resulta una perspectiva poco abordada. En un estudio de relación especies/meses en ensamblajes de mariposas, Fontenla (2019a) observa conectancia de 46% para un bosque urbano y 48% para un hábitat costero antropizado, mientras que Fontenla *et al* (en prensa) consignan conectancia de 43% en un conjunto de sitios de Playas del

Este. El valor de conectancia especies/sitios del presente estudio resulta equivalente a los mencionados (47%) El posible significado de estos valores necesita aún más estudios, al considerar las diferencias en la compilación de información.

Con relación a las libélulas no existen fuentes de comparación. La inferencia obvia es que en este paisaje las libélulas, con 35% de conectancia, exhiben una distribución más dispersa entre sitios que las mariposas. El tamaño de la matriz de las libélulas (especies + sitios) es 26 y el de las mariposas es 47. Como tendencia muy general, establecida como ley de potencia las matrices más grandes tienden a presentar conectancia menor, al menos en las de insectos/plantas (Delmas *et al.*, 2017), lo cual contrasta con los resultados aquí obtenidos en relaciones especies/sitios.

Los procesos subyacentes en los patrones anidados se encuentran relacionados con la capacidad de colonización y tolerancia ecológica de las especies, fragmentación de hábitats y eventos de colonización y extinción. Las especies más abundantes, o con mayor distribución y tolerancia ecológica, exhiben probabilidades mayores de ocupar más sitios, fenómeno llamado “muestreo pasivo” (Ulrich *et al.*, 2009). El anidamiento es también un patrón espacial común en sitios homogéneos ecológicamente (Ulrich *et al.*, 2017), coincidente en términos generales con el paisaje estudiado, en el cual dominan bosques de mangles y herbazal de Ciénaga, junto con numerosos elementos sinantrópicos.

La ausencia de un patrón anidado en las libélulas puede ser también consecuencia de la ausencia de un núcleo de especies distribuidas en la mayoría de los sitios, como sí ocurre entre las mariposas. Alrededor de 20% de las especies de mariposas se distribuyen en la mayoría de los sitios (5-6 sitios), mientras que sólo una especie de libélula se observó en cuatro de los sitios.

La disimilitud global de las matrices fue elevada y muy semejante en ambos grupos de insectos, al representar una cifra que supera la mitad de la composición de especies de sus respectivos ensamblajes. No obstante, el componente que más aporta a dicha disimilitud representa una imagen especular para cada grupo. En las mariposas, el componente que más contribuye a la disimilitud es el de

reemplazo (sustitución de especies entre sitios) con 65% de importancia relativa. En las libélulas la importancia del reemplazo y la diferencia de riqueza de especies entre sitios resulta más equivalente, aunque prevalece esta última, con importancia relativa de 54%. La mayor disimilitud promedio entre pares de sitios de las libélulas puede ser consecuencia de la menor incidencia proporcional (conectancia) de la matriz de este grupo.

La composición de especies del paisaje se encuentra estructurada en módulos, aunque la mayoría de las incidencias espaciales ocurren entre módulos y no dentro de los mismos. Cuando existe conectancia baja, redes anidadas de manera significativa tienden a ser muy modulares, y ocurre lo contrario si existe conectancia elevada (Fortuna *et al.*, 2010). Esta última configuración se observa en la red espacial de las mariposas del Dique Sur, caracterizada por un patrón de conectancia que podría considerarse elevado, anidamiento significativo entre sitios, conectividad intramodular reducida, pero con mayor número de módulos.

Por su parte, las libélulas combinan conectancia menor que las mariposas, ausencia de anidamiento y menor cantidad de módulos. Una característica común para ambos grupos es que los pares de sitios que constituyen módulos exhiben la menor disimilitud entre los mismos, en relación con la disimilitud con otros sitios del paisaje. En mariposas, el módulo Mayabeque-Embarcadero no tiene equivalente entre las libélulas, mientras que los demás sitios constituyen módulos en sí mismos. Dicho módulo está constituido por sitios próximos entre sí, lo cual no ocurre entre los módulos de libélulas.

En resumen, las mariposas establecen una partición del ambiente intensa (cinco módulos de seis sitios) y, por consiguiente, más complementaria que la realizada por las libélulas, aunque la disimilitud entre pares de sitios tiende a ser menor, consecuencia de una matriz de especies/sitios con mayor conectancia. Estas características, junto con un patrón de anidamiento significativo, sugieren un ensamblaje más estable y, posiblemente, más resiliente, a través del paisaje.

Peces en los cuerpos de agua dulce del humedal

En Cuba no existen trabajos publicados sobre la ictiofauna dulceacuícola y su distribución puntual asociada a la vegetación de manglar, tanto para la provincia

Artemisa como Mayabeque u otras, y menos aún de estudios que permiten una rápida valoración del estado de salud de estos ecosistemas acuáticos, utilizando los peces como bioindicadores en la calidad del agua, por lo que la información que se ofrece es novedosa.

En el área de estudio existe presencia de peces dulceacuícolas en todas de las zonas visitadas. Se observaron un total de 12 especies pertenecientes a 9 géneros y 5 familias (Tabla 27). Entre las especies observadas 10 fueron nativas y 2 exóticas e introducidas en Cuba. Respecto a las especies nativas el 70% fue endémica y la especie nativa *Strongylura notata* (agujón) es considerada marino-estuarina que realiza incursiones hacia cuerpos de agua dulce. Se observó además una esperada composición estable en la familia Poeciliidae con destaque del género *Gambusia*.

Atendiendo cualitativamente a la riqueza de especies y abundancia de individuos por sitios, los mayores valores se observaron en el tramo de Guanímar a Batabanó (Tabla 28) y la menor riqueza y abundancia se observó en el tramo de Majana – Guanimar. Esta condición en el último caso, puede estar determinada por la baja calidad de las aguas en cuanto a contaminación, pobre flujo e irregularidad en el volumen por sitios en este tramo; sector también donde se presenta el parche de mangle muerto. Las especies de mayor abundancia fueron *Gambusia puncticulata* y *Gambusia punctata* ambas endémicas de Cuba. Por otra parte, las dos especies introducidas mostraron abundancias relativamente bajas. La riqueza y abundancia de especies intolerantes en el tramo Guanimar – Batabanó reafirma la relativa calidad de estas aguas respecto a los demás tramos entre todos los sitios muestreados (Tabla 28). Según las capturas y observaciones visuales, los canales en el sector residencial de las playas muestran un mayor deterioro en la calidad de las aguas, producto al alto impacto que produce el vertimiento de los residuales domésticos entre otros, y por consiguiente, presentan mayor abundancia de individuos y especies tolerantes.

De manera general los acuatorios en las áreas de estudio presentan una aceptable calidad de sus aguas para el desarrollo de la vida de los peces en un rango que oscila entre medianamente aceptable y crítica, según se comporte la

disponibilidad de agua, factor indispensable en los bajos niveles de oxígeno, alto grado de turbidez y fuerte fetidez. Se identificaron juveniles de *Girardinus* sp. *Strongylura notata*, *Nandopsis tetracanthus*, *Tilapia* sp. y del género *Gambusia*. En la Tabla 29, se muestran las especies avistadas o capturadas por pescadores en las playas.

Tabla 27. Lista de especies de peces dulceacuícolas encontrados en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque. *marino-estuarina

Familia	Nombre científico	Nombre común	Categoría biogeográfica
Blonidae	<i>Strongylura notata</i> *	agujón	nativa
Cichlidae	<i>Nandopsis tetracanthus</i>	biajaca	endémico
Cichlidae	<i>Tilapia</i> sp.	tilapia	introducida
Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i>	claria	introducida
Cyprinodontidae	<i>Cubanichtys cubensis</i>	guajacón	nativa
Cyprinodontidae	<i>Cyprinodon variegatus</i>	cyprinodon	nativa
Poeciliidae	<i>Gambusia punctata</i>	guajacón	endémico
Poeciliidae	<i>Gambusia puncticulata</i>	guajacón	endémico
Poeciliidae	<i>Girardinus metallicus</i>	guajacón	endémico
Poeciliidae	<i>Girardinus</i> sp	guajacón	endémico
Poeciliidae	<i>Girardinus falcatus</i>	guajacón	endémico
Poeciliidae	<i>Limia vittata</i>	guajacón	endémico

Tabla 28. Composición por especies, según la frecuencia de aparición y unidad de esfuerzo pesquero (CPUE). Especies tolerantes (Tt) e intolerantes (It) a la contaminación. Estaciones: (I) playa Majana - playa Guanímar, (II) Guanímar – Cajío, (III) Cajío – Batabanó más los respectivos canales ubicados en la propia playa, (IV) dos canales cercanos a la playa y en aguas de un afluente de río Mayabeque

Nombre científico	Estaciones				Total de individuos	Especie Tolerante (Tt) o Intolerante (It)
	I	II	III	IV		
<i>Gambusia puncticulata</i>	15	169	178	87	449	Tt
<i>Gambusia punctata</i>	144	61	85	38	328	Tt
<i>Girardinus metallicus</i>	13	84	78	29	191	Tt
<i>Limia vittata</i>	0	39	141	59	186	Tt
<i>Girardinus sp</i>	0	37	52	0	89	It
<i>Girardinus falcatus</i>	0	12	43	5	60	It
<i>Tilapia sp*</i>	2	25	17	1	45	Tt
<i>Cyprinodon variegatus</i>	0	16	15	1	32	It
<i>Cubanichtys cubensis</i>	0	4	11	0	15	It
<i>Clarias gariepinus</i>	1	3	7	2	13	Tt
<i>Nandopsis tetracanthus</i>	0	2	7	0	9	Tt
<i>Strongylura notata</i>	0	0	1	0	1	-
Total de individuos por Estaciones	175	452	635	222	1484	
Riqueza de especies por Estaciones	R= 5	R= 10	R= 11	R= 8	R= 12	

Tabla 29. Especies de peces marino - estuarinos avistadas o capturadas por pescadores en áreas de las playas.

Familia	Especies	Nombre común
Lutjanidae	<i>Lutjanus griseus</i>	Caballerote
Sciaenidae	<i>Microponia furnjeri</i>	Verrugato
Blonidae	<i>Strongylura notata</i>	Agujón

Aves en el área de estudio del humedal

Las aves constituyen un grupo relevante como indicadores calidad y recuperación de ecosistemas degradados. En el humedal al sur de Artemisa y Mayabeque se identificaron en el año 2019 un total de 97 especies pertenecientes a 37 familias y 16 órdenes (Tabla 30). Passeriformes y Charadriiformes fueron los órdenes más representativos con 35 y 21 especies respectivamente. La presencia de estas especies y frecuencia de aparición en el humedal, indica que existen condiciones favorables en los ecosistemas del área para su alimentación, descanso, reproducción y desarrollo. Destacan los taxones residentes permanentes con 43 especies, seguido por aquellos que migran hacia Cuba a pasar el invierno identificadas en el área 26 especies, y otras 17 especies con poblaciones residentes permanente y poblaciones que migran.

El área alberga del total de especies identificadas (97), 91 nativas y 6 exóticas. Respecto a las especies nativas y considerando juntas especies y subespecies endémicas, el área exhibe un endemismo del 24,18 %. Atendiendo a la categoría de amenaza, aunque la mayoría de los taxones identificados fueron de preocupación menor (92 especies), se informan cuatro especies con mayor grado de amenaza: *Buteogallus gundlachii* (gavilán batista) en peligro, *Patagioenas leucocephala* (torcaza cabeciblanca) y *Agelaius assimilis* (mayito de ciénaga) vulnerables y *Melopyrrha nigra* (negrito) cercano a la amenaza (Tabla 30).

Por otra, parte la presencia de *Buteo jamaicensis* (gavilán de monte) situado en lo más alto de la pirámide alimenticia, reafirma la recuperación y salud de los ecosistemas del área. Asimismo, resulta relevante para el área la identificación de *Thalasseus maximus* (gaviota real) en playa Guanimar, tercera observación para

el país (aún sin publicar); y la presencia de una población de *Agelaius assimilis* (mayito de ciénaga) especie endémica y vulnerable, cerca del vivero forestal de Cajío, Artemisa, aumentando con esta nueva localidad (aún sin publicar) su areal de distribución para Cuba.

Resultado 2: Estado actual de las especies vegetales invasoras en el humedal

En el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque las especies vegetales invasoras constituyen una de las principales causas de la disminución de la riqueza de especies nativas, su restablecimiento y pérdida de las funciones originales de los ecosistemas. Se identificaron 195 especies vegetales entre exóticas y criptogénicas, pertenecientes a 58 familias, lo que representa 24,22 % de todas las especies vegetales identificadas en el humedal. Las especies vegetales exóticas estuvieron representadas por 175 taxones y 20 las criptogénicas. En relación con las especies vegetales exóticas, fueron catalogadas como invasoras 104 (59,43 %) especies y potencialmente invasoras 21 (12,00 %) especies; las restantes 50 (28,57 %) especies fueron exóticas no invasoras. Entre las especies vegetales exóticas y criptogénicas identificadas predominan las hierbas con 111 (56,92 %) taxones, seguido por los árboles 36 (18,46 %), las trepadoras 29 (14,87 %) y los arbustos 19 (9,74 %) taxones. Al analizar las especies vegetales invasoras en particular, predominan las hierbas con 53 (50,96 %) taxones, seguido por las trepadoras con 18 (17,31 %), los árboles con 17 (16,35 %), y los arbustos con 16 (15,38 %) taxones. En la tabla 31 se ofrece la lista de todas las especies vegetales exóticas y criptogénicas detectadas en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque entre los años 2016 y 2020. En el manual para el conocimiento y gestión de manejo de las especies vegetales invasoras de mayor incidencia en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque (en edición), se ofrece información valiosa obtenida a partir del estudio y monitoreo en el área, el conocimiento y las experiencias en el tema del equipo de investigadores, especialistas y obreros que participaron en las evaluaciones, y las publicaciones en el tema.

Se mantiene en este periodo de evaluación para los ecosistemas más relevantes del humedal, las tres especies invasoras de mayor incidencia informadas con anterioridad: *Terminalia catappa* (almendro de la India) en los bosques de ciénaga, *Casuarina equisetifolia* en los herbazales de ciénaga y *Thespesia populnea* en los bosques de mangles. A través de valoraciones generales del humedal, consideramos que *Terminalia catappa* (almendro de la India) es la especie vegetal invasora de mayor preocupación debido a los elevados niveles de afectación, la dificultad de su manejo y control, y la importancia de los ecosistemas que impacta para la estabilidad del humedal.

Por otra parte, como novedades recientes en el humedal se detectaron cuatro especies exóticas que pudieran convertirse en un nuevo problema de no prestárseles la atención apropiada:

Veitchia merrillii, "adonidia", palmita considerada un arbusto estipitado con valor y uso ornamental en toda Cuba, tanto en comunidades urbanas como rurales

Tabla 30. Especies de aves observadas en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque entre playa Majana, Artemisa y playa Mayabeque, Mayabeque en el año 2019.

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Residente/ migratorio	Categoría de amenaza	Categoría biogeográfica
Accipitriformes	Cathartidae	Cathartes aura	aura tiñosa	RP	LC	nativa
Accipitriformes	Pandionidae	Pandion haliaetus	guincho	RB	LC	nativa
Accipitriformes	Accipitridae	Rostrhamus sociabilis	gavilan caracolero	RP	LC	nativa
Accipitriformes	Accipitridae	Buteogallus gundlachii*	gavilan batista	RP	EN	nativa
Accipitriformes	Accipitridae	Buteo jamaicensis	gavilan de monte	RP	LC	nativa
Anseriformes	Anatidae	Dendrocygna bicolor	yaguasin	RP	LC	nativa
Anseriformes	Anatidae	Anas discors	pato de la florida	RI	LC	nativa
Apodiformes	Apodidae	Tachornis phoenicobia**	vencejito de palma	RP	LC	nativa
Apodiformes	Trochilidae	Chlorostilbon ricordii**	zunzun	RP	LC	nativa
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Chordeiles gundlachii	querequete	RV	LC	nativa
Charadriiformes	Charadriidae	Pluvialis squatarola	pluvial cabezón	RI	LC	nativa
Charadriiformes	Charadriidae	Charadrius wilsonia	titere playero	RP	LC	nativa
Charadriiformes	Charadriidae	Charadrius semipalmatus	frailecillo semipalmeado	RI	LC	nativa
Charadriiformes	Charadriidae	Charadrius vociferus	titere sabanero	RP	LC	nativa
Charadriiformes	Recurvirostridae	Himantopus	cachiporra	RP	LC	nativa

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Residente/ migratorio	Categoría de amenaza	Categoría biogeográfica
		mexicanus				
Charadriiformes	Scolopacidae	Tringa melanoleuca	zarapico patiamarillo grande	RI	LC	nativa
Charadriiformes	Scolopacidae	Tringa flavipes	zarapico patiamarillo chico	RI	LC	nativa
Charadriiformes	Scolopacidae	Catoptrophorus semipalmatus	zarapico real	RP	LC	nativa
Charadriiformes	Scolopacidae	Actitis macularius	zarapico manchado	RI	LC	nativa
Charadriiformes	Scolopacidae	Arenaria interpres	revuelvepedras	RI	LC	nativa
Charadriiformes	Scolopacidae	Calidris canutus	zarapico de pecho rojo	T	LC	nativa
Charadriiformes	Scolopacidae	Calidris alba	zarapico blanco	RI	LC	nativa
Charadriiformes	Scolopacidae	Calidris pusilla	zarapico semipalmeado	RI	LC	nativa
Charadriiformes	Scolopacidae	Calidris mauri	zarapico chico	RI	LC	nativa
Charadriiformes	Scolopacidae	Calidris minutilla	zarapiquito	RI	LC	nativa
Charadriiformes	Scolopacidae	Limnodromus griseus	zarapico becasina	RI	LC	nativa
Charadriiformes	Laridae	Leucophaeus atricilla	galleguito	RB	LC	nativa
Charadriiformes	Laridae	Thalasseus maximus	gaviota real	RB	LC	nativa
Charadriiformes	Laridae	Phaetusa simplex	gaviota de pico largo	RV		nativa
Charadriiformes	Laridae	Thalasseus	gaviota pico	RP	LC	nativa

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Residente/ migratorio	Categoría de amenaza	Categoría biogeográfica
		sandvicensis	negro pta. amarilla			
Charadriiformes	Laridae	Sterna forsteri	gaviota de forster	RI	LC	nativa
Columbiformes	Columbidae	Columba livia	paloma doméstica	I	LC	exótica
Columbiformes	Columbidae	Patagioenas leucocephala	torcaza cabeciblanca	RB	VU	nativa
Columbiformes	Columbidae	Streptopelia decaocto	tórtola	RP	LC	exótica
Columbiformes	Columbidae	Zenaida asiatica	paloma aliblanca	RP	LC	nativa
Columbiformes	Columbidae	Zenaida macroura	paloma rabiche	RB	LC	nativa
Coraciiformes	Todidae	Todus multicolor*	pedorrera	RP	LC	nativa
Coraciiformes	Alcedinidae	Megaceryle alcyon	martin pescador	RI	LC	nativa
Cuculiformes	Cuculidae	Coccyzus merlini**	arriero	RP	LC	nativa
Cuculiformes	Cuculidae	Crotophaga ani	judío	RP	LC	nativa
Falconiformes	Falconidae	Falco sparverius**	cernicalo	RB	LC	nativa
Gruiformes	Rallidae	Rallus longirostris	gallinuela de manglar	RP	LC	nativa
Gruiformes	Rallidae	Gallinula chloropus	gallareta de pico colorado	RP	LC	nativa
Gruiformes	Rallidae	Fulica americana	gallareta de pico blanco	RB	LC	nativa
Gruiformes	Aramidae	Aramus guarauna	guareao	RP	LC	nativa
Passeriformes	Tyrannidae	Contopus caribaeus*	bobito chico	RP	LC	nativa
Passeriformes	Tyrannidae	Tyrannus dominicensis	pitirre abejero	RV	LC	nativa

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Residente/ migratorio	Categoría de amenaza	Categoría biogeográfica
Passeriformes	Tyrannidae	Tyrannus caudifasciatus**	pitirre guatibere	RP	LC	nativa
Passeriformes	Hirundinidae	Progne subis	golondrina azul americana	RI	LC	nativa
Passeriformes	Hirundinidae	Progne cryptoleuca	golondrina azul	RV	LC	nativa
Passeriformes	Hirundinidae	Petrochelidon fulva	golondrina de cuevas	RV	LC	nativa
Passeriformes	Hirundinidae	Hirundo rustica	golondrina cola de tijera	T	LC	nativa
Passeriformes	Turdidae	Turdus plumbeus**	zorzal real	RP	LC	nativa
Passeriformes	Mimidae	Dumetella carolinensis	zorzal gato	RI	LC	nativa
Passeriformes	Mimidae	Mimus polyglottos	sinsonte	RP	LC	nativa
Passeriformes	Vireonidae	Vireo gundlachii*	juan chivi	RP	LC	nativa
Passeriformes	Vireonidae	Vireo altiloquus	bien te veo	RV	LC	nativa
Passeriformes	Parulidae	Parula americana	bijirita chica	RI	LC	nativa
Passeriformes	Parulidae	Setophaga petechia	canario de manglar	RB	LC	nativa
Passeriformes	Parulidae	Setophaga caerulescens	bijirita azul de garganta negra	RI	LC	nativa
Passeriformes	Parulidae	Setophaga dominica	bijirita de garganta amarilla	RI	LC	nativa
Passeriformes	Parulidae	Setophaga palmarum	bijirita comun	RI	LC	nativa
Passeriformes	Parulidae	Setophaga ruticilla	candelita	RI	LC	nativa
Passeriformes	Parulidae	Parkesia noveboracensis	senorita de manglar	RI	LC	nativa

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Residente/ migratorio	Categoría de amenaza	Categoría biogeográfica
Passeriformes	Parulidae	Parkesia motacilla	senorita de rio	RI	LC	nativa
Passeriformes	Parulidae	Geothlypis trichas	caretica	RI	LC	nativa
Passeriformes	Parulidae	Teretistris fernandinae*	chillina	RP	LC	nativa
Passeriformes	Cardinalidae	Piranga rubra	cardenal rojo	RI	LC	nativa
Passeriformes	Cardinalidae	Passerina caerulea	azulejon	T	LC	nativa
Passeriformes	Emberizidae	Melopyrrha nigra**	negrito	RP	NT	nativa
Passeriformes	Emberizidae	Tiaris olivaceus	tomeguin de la tierra	RP	LC	nativa
Passeriformes	Icteridae	Agelaius assimilis*	mayito de cienaga	RP	VU	nativa
Passeriformes	Icteridae	Agelaius humeralis**	mayito	RP	LC	nativa
Passeriformes	Icteridae	Sturnella magna**	sabanero	RP	LC	nativa
Passeriformes	Icteridae	Dives atroviolaceus*	toti	RP	LC	nativa
Passeriformes	Icteridae	Quiscalus niger**	chichinguaco	RP	LC	nativa
Passeriformes	Icteridae	Molothrus bonariensis	pajaro vaquero	RP	LC	exótica
Passeriformes	Passeridae	Passer domesticus	gorrion	I	LC	exótica
Passeriformes	Estrildidae	Lonchura punctulata	damero	RP	LC	exótica
Passeriformes	Estrildidae	Lonchura malacca	monja tricolor	RP	LC	exótica
Pelecaniformes	Pelecanidae	Pelecanus occidentalis	alcatraz	RB	LC	nativa
Pelecaniformes	Ardeidae	Ardea herodias	garcilote	RB	LC	nativa
Pelecaniformes	Ardeidae	Ardea alba	garzon	RB	LC	nativa

Orden	Familia	Especie	Nombre común	Residente/ migratorio	Categoría de amenaza	Categoría biogeográfica
Pelecaniformes	Ardeidae	Egretta thula	garza real	RB	LC	nativa
Pelecaniformes	Ardeidae	Egretta caerulea	garza azul	RB	LC	nativa
Pelecaniformes	Ardeidae	Bubulcus ibis	garcita bueyera	RB	LC	nativa
Pelecaniformes	Ardeidae	Butorides virescens	aguaitacaiman	RB	LC	nativa
Pelecaniformes	Ardeidae	Nycticorax nycticorax	guanaba de la florida	RB	LC	nativa
Pelecaniformes	Threskiornithidae	Eudocimus albus	coco blanco	RP	LC	nativa
Piciformes	Picidae	Melanerpes superciliaris**	carpintero jabado	RP	LC	nativa
Piciformes	Picidae	Sphyrapicus varius	carpintero de paso	RI	LC	nativa
Piciformes	Picidae	Xiphidiopicus percussus*	carpintero verde	RP	LC	nativa
Piciformes	Picidae	Colaptes auratus**	carpintero escapulario	RP	LC	nativa
Strigiformes	Strigidae	Glaucidium siju*	siju platanero	RP	LC	nativa
Suliformes	Phalacrocoracidae	Phalacrocorax auritus	corua de mar	RB	LC	nativa
Suliformes	Fregatidae	Fregata magnificens	rabihorcado	RP	LC	nativa
Trogoniformes	Trogonidae	Priotelus temnurus*	tocororo	RP	LC	nativa

Leyenda

* Especie endémica

** Subespecie endémica

RB: Residente Bimodal. Especies que tienen poblaciones que nidifican en Cuba y durante el invierno llegan a nuestro país poblaciones de norte América a pasar el invierno

RP: Residente Permanentes en Cuba. Especies que hacen todo su ciclo vital en nuestro territorio, aunque puedan tener poblaciones en otras islas de caribe, Sur América o Norte América. Ej. sinsonte (*Mimus polyglottos*) tiene poblaciones en Cuba que nidifican en nuestro territorio y poblaciones en norte América

RI: Residente Invernal. Especie que utiliza nuestro territorio durante el invierno, posterior al invierno se retira para reproducirse en norte América

RV: Residente de Verano. Especie que llega a nuestro territorio durante el verano para reproducirse

I: Especie introducida

T: Especie transeúnte. Especies que solo utilizan nuestro territorio durante su paso desde norte América hacia sur América durante la migración otoñal y viceversa durante la migración de primaveral

EN: En peligro

VU: Vulnerable

NT: Cercano a la amenaza

LC: Preocupación menor

Oviedo y González-Oliva (2015). Se informa como potencialmente invasoras mayormente en basureros y entornos habitados, sin embargo, se encuentra ya invadiendo, aunque aún con plántulas y juveniles, los relictos de bosque de ciénaga y de bosque semideciduo mesófilo en el humedal al sur de Artemisa y Mayabeque. Esta incidencia fue alertada para que se priorice su erradicación, así como, sumarla a los programas de educación ambiental en curso en varias de las comunidades cercanas.

Eulophia gramínea "orquídea de la Corona China" es una hierba invasora que recién está llegando a Cuba. Se ha observado en el humedal al sur de Nueva Paz, principalmente en vegetación abierta y antropizada, en elementos de herbazal de ciénaga y bosque de ciénaga con alta presencia de especies de vegetación ruderal y otras invasoras como casuarinas y leucaenas. Aunque se carece de datos de los daños a la diversidad biológica de estos ecosistemas, se alerta de su presencia y se realizó una propuesta de acciones para la gestión de manejo en el área protegida Refugio de Fauna (RF) Sureste del Inglés, sur de Nueva Paz, Mayabeque para su erradicación. Esta especie se informa como invasora en otros países de la región, lo que potencia la necesidad de su manejo en Cuba.

Myriophyllum* aff. *heterophyllum, "miriofilum", hierba acuática con tallos elongados de hasta 100 y más centímetros, y dos tipos de hojas (vegetativas sumergidas y reproductivas emergidas). Se informa por primera vez en estudios florísticos en comunidades acuáticas en el humedal al sur de Artemisa, y no ha podido confirmarse aún con claridad su taxonomía, origen y ruta de llegada al humedal. Alertamos sin embargo, su intenso comportamiento invasor en canales y acuatorios dulceacuícolas de la región, poniendo en peligro la diversidad biológica acuática y las funciones ecosistémicas; igualmente el movimiento de lanchas y otras actividades en estos cursos de agua. Tanto este taxón como varios de sus congéneres, están ampliamente reconocidos como invasores de alto impacto en ecosistemas acuáticos en países de varios continentes. Por tanto, las gestiones de manejo en el humedal deben priorizar las acciones correspondientes para el control y erradicación de esta especie en la región.

Barleria priomitis, "comunismo", arbusto con uso ornamental en algunas comunidades urbanas y rurales, que recientemente se localizó invadiendo áreas abiertas en campos en barbecho, orillas de las vías en terraplenes, caminos y guardarrayas tanto en vegetación ruderal como segetal en zonas limítrofes de los bosques semidecíduo al sur de las provincias de Mayabeque y Artemisa. Se alerta de su comportamiento invasor, a pesar de su reconocido valor ornamental. Muestra resistencia a varios tipos de tratamiento de control y debe ser objetivo priorizado en la gestión de manejo integrado, por las entidades correspondiente a fin de limitar el aumento de su extensión en el humedal y zonas aledañas. Se ha verificado su comportamiento invasor al menos en la provincia de La Habana y Matanzas.

A pesar de los esfuerzos realizados para la disminución de la presencia e impacto de las especies vegetales invasoras en el humedal, está lejos aún de alcanzarse este propósito. Los niveles de presencia y afectación de estas especies, el grado de degradación que persiste en los ecosistemas, y la disponibilidad de los recursos y fuerzas de trabajo apropiadas para su realización, constituyen retos para la eliminación eficiente y progresiva de las especies vegetales invasoras, y la recuperación de los ecosistemas.

Resultado 3: Procesos oceanográficos y biogeoquímicos en el sector costero

Condiciones ambientales de las aguas y sedimentos

Hidroquímica

La temperatura superficial de las aguas en febrero 2019 presentó un valor promedio de $26,70 \pm 0,42^{\circ}\text{C}$ y valores extremos que variaron entre $25,9$ y $27,2^{\circ}\text{C}$. Estos valores resultaron similares a los obtenidos en noviembre 2019, cuyo promedio fue de $26,98 \pm 1,08^{\circ}\text{C}$, con valores extremos entre $25,30$ y $28,30^{\circ}\text{C}$ (Tabla 32). En ambos muestreos correspondientes al período climático poco lluvioso, el comportamiento de la temperatura estuvo condicionado por la época del año y la hora en que se realizó la medición.

Tabla 31. Lista de las especies vegetales exóticas, invasoras, potencialmente invasoras y criptogénicas en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque entre 2016 – 2020. (H) Especies observadas solamente en materiales de herbario procedentes del área, y no en evaluaciones de campo en el periodo.

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
Acanthaceae	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T. Anderson	asistasia	trepadora	invasora
Acanthaceae	<i>Barleria priomitis</i> L.	comunismo	arbusto	invasora
Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	ojo de poeta	trepadora	invasora
Acanthaceae	<i>Thunbergia fragrans</i> Roxb.	flor de nieves, jazmin del Vedado	trepadora	invasora
Adoxaceae	<i>Sambucus canadensis</i> L.	sauco blanco	arbusto	exótica
Amaranthaceae	<i>Achyranthes aspera</i> L.	rabo de gato	hierba	invasora
Amaryllidaceae	<i>Zephyranthes citrina</i> Baker	brujita, brujita amarilla	hierba	exótica (H)
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	mango	árbol	potencialmente invasora
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	falso copal	árbol	invasora
Apiaceae	<i>Centella erecta</i> (L. f.) Fernald	oreja de ratón	hierba	potencialmente invasora
Apiaceae	<i>Eryngium nasturtiifolium</i> Juss. ex F. Delaroché	no se conoce	hierba	exótica
Apocynaceae	<i>Catharanthus roseus</i> (L.) G. Don [≡ <i>Vinca rosea</i> L.]	vicaria	hierba	invasora

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Apocynaceae</i>	<i>Cryptostegia grandiflora</i> R. Br.	estrella del norte	arbusto	invasora
<i>Araceae</i>	<i>Alocasia cucullata</i> (Lour) G. Don.	malanga de corazón	hierba	invasora
<i>Araceae</i>	<i>Epipremnum aureum</i> (Linden & André) G. S. Bunting [≡ <i>Rhaphidophora aurea</i> (Linden & André) Birdsey]	malanga	trepadora	invasora
<i>Araceae</i>	<i>Pistia stratiotes</i> L.	lechuga cimarrona	hierba	invasora
<i>Arecaceae</i>	<i>Adonidia merrillii</i> (Becc.) Becc.	adonidia	arbusto	invasora
<i>Arecaceae</i>	<i>Cocos nucifera</i> L.	coco, cocotero	árbol estipitado	invasora
<i>Arecaceae</i>	<i>Phoenix dactylifera</i> L.	dátil, palma datilera	árbol estipitado	exótica
<i>Asparagaceae</i>	<i>Asparagus densiflorus</i> (Kunth) Jessop	espárrago espinoso	trepadora	exótica
<i>Asparagaceae</i>	<i>Asparagus setaceus</i> (Kunth) Jessop	velo de novia	trepadora	potencialmente invasora
<i>Asteraceae</i>	<i>Bidens albus</i> (L.) DC	romerillo blanco	hierba	exótica
<i>Asteraceae</i>	<i>Bidens cynapiifolius</i> Kunth	romerillo de loma	hierba	criptogénica
<i>Asteraceae</i>	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King & H. Rob.	rompezaragüey	hierba	invasora
<i>Asteraceae</i>	<i>Cirsium mexicanum</i> DC.	serrucho	hierba	invasora

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Asteraceae</i>	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L. [= <i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk.]	eclipta blanca	hierba	exótica
<i>Asteraceae</i>	<i>Egletes viscosa</i> (L.) Less.	manzanilla del país	hierba	exótica
<i>Asteraceae</i>	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	clavel Chino	hierba	exótica
<i>Asteraceae</i>	<i>Enydra sessilis</i> (Sw.) DC.	no se conoce	hierba	exótica
<i>Asteraceae</i>	<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	achicoria de cabro	hierba	exótica (H)
<i>Asteraceae</i>	<i>Erigeron bonariensis</i> L.	coniza	hierba	exótica
<i>Asteraceae</i>	<i>Erigeron canadensis</i> L.	coniza	hierba	invasora
<i>Asteraceae</i>	<i>Eupatorium capillifolium</i> (Lam.) Small	hinojo de sabana	hierba	exótica
<i>Asteraceae</i>	<i>Melanthera nivea</i> (L.) Small [<i>Melanthera hastata</i> Michx., nom. Illeg.]	botón de playa	arbusto	criptogénica
<i>Asteraceae</i>	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	cerraja	hierba	invasora
<i>Asteraceae</i>	<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	romerillo de playa	trepadora	invasora
<i>Asteraceae</i>	<i>Viguiera dentata</i> (Cav.) Spreng.	romerillo de costa	hierba	invasora
<i>Bignoniaceae</i>	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	espatodea, tulipán africano	árbol	invasora

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Bixaceae</i>	<i>Bixa orellana</i> L.	bija	arbusto	potencialmente invasora
<i>Boraginaceae</i>	<i>Heliotropium curassavicum</i> L.	alacrancillo	hierba	criptogénica
<i>Brassicaceae</i>	<i>Brassica juncea</i> (L.) Czern.	mostaza, mostaza china, mostaza de la tierra	hierba	exótica (H)
<i>Brassicaceae</i>	<i>Brassica rapa</i> L. subsp. <i>oleifera</i> Metzg.	col y nabo, colza, mostaza	hierba	exótica (H)
<i>Brassicaceae</i>	<i>Lepidium virginicum</i> L.	mastuerzo, sabelección	hierba	invasora
<i>Brassicaceae</i>	<i>Nasturtium officinale</i> W. T. Aiton	berro, berro de agua	hierba	potencialmente invasora
<i>Bromeliaceae</i>	<i>Bromelia pinguin</i> L.	piña de ratón	hierba	invasora
<i>Burseraceae</i>	<i>Bursera graveolens</i> (Kunth) Triana & Planch.	sasafrás	árbol	exótica
<i>Cabombaceae</i>	<i>Cabomba caroliniana</i> Gary	lino de zanja	hierba	exótica
<i>Casuarinaceae</i>	<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	pino de Australia, casuarina	árbol	invasora
<i>Casuarinaceae</i>	<i>Casuarina glauca</i> Sieb.	pino de Australia, casuarina	árbol	invasora
<i>Casuarinaceae</i>	<i>Allocasuarina verticillata</i> (Lam.) L. A. <i>Johnson</i> (<i>Casuarina stricta</i> Ait.)	pino de Australia, casuarina	árbol	invasora
<i>Ceratophyllaceae</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	celestina de agua	hierba	invasora (H)
<i>Cleomaceae</i>	<i>Cleome gynandra</i> L.	volantín, volantín blanco	hierba	invasora

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Combretaceae</i>	<i>Terminalia catappa</i> L.	almendro de la India	árbol	invasora
<i>Commelinaceae</i>	<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	canutillo	hierba	invasora
<i>Convolvulaceae</i>	<i>Ipomoea alba</i> L.	flor de la Y	trepadora	invasora
<i>Convolvulaceae</i>	<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk.	espinaca de agua, espinaca China	trepadora	invasora
<i>Convolvulaceae</i>	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	no se conoce	trepadora	potencialmente invasora (H)
<i>Convolvulaceae</i>	<i>Ipomoea cordatotriloba</i> Dennst.	no se conoce	trepadora	exótica (H)
<i>Convolvulaceae</i>	<i>Ipomoea nil</i> (L.) Roth	aguinaldo azul claro	trepadora	exótica
<i>Convolvulaceae</i>	<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Lam.	aguinaldo purpúreo	trepadora	exótica
<i>Convolvulaceae</i>	<i>Ipomoea violacea</i> L. [= <i>Ipomoea tuba</i> (Schltdl.) G. Don]	jabilla	trepadora	criptogénica
<i>Convolvulaceae</i>	<i>Merremia umbellata</i> (L.) Hallier f.	aguinaldo amarillo	trepadora	criptogénica
<i>Convolvulaceae</i>	<i>Turbina corymbosa</i> (L.) Raf.	aguinaldo blanco, campanilla, aguinaldo de pascua	trepadora	invasora
<i>Crassulaceae</i>	<i>Kalanchoe pinnata</i> (Lam.) Pers.	prodigiosa, siempre viva, hoja bruja, inmortal, belladona	hierba	invasora
<i>Cucurbitaceae</i>	<i>Cucumis utilissimus</i>	no se conoce	trepadora	exótica
<i>Cucurbitaceae</i>	<i>Cucurbita moschata</i> Duchesne	calabacín	trepadora	exótica

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Cyperaceae</i>	<i>Cyperus compressus</i> L.	no se conoce	hierba	invasora
<i>Cyperaceae</i>	<i>Cyperus alternifolius</i> subsp. <i>flabelliformis</i> Kük	farolito chino, paragüita chino	hierba	invasora
<i>Cyperaceae</i>	<i>Cyperus iria</i> L.	no se conoce	hierba	invasora
<i>Cyperaceae</i>	<i>Cyperus rotundus</i> L.	cebolleta	hierba	invasora
<i>Cyperaceae</i>	<i>Fimbristylis miliacea</i> (L.) Vahl	no se conoce	hierba	exótica
<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Hura crepitans</i> L.	salvadera	árbol	potencialmente invasora
<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Ricinus communis</i> L.	higuereta	arbusto	invasora
<i>Fabaceae:</i> <i>Caesalpinioideae</i>	<i>Caesalpinia bonduc</i> (L.) Roxb. [? <i>Guilandina bonduc</i> L.]	guacalote gris, mate	trepadora	invasora
<i>Fabaceae:</i> <i>Caesalpinioideae</i>	<i>Caesalpinia cubensis</i> Greenm. [= <i>Caesalpinia violacea</i> Standl.]	yarúa	árbol	criptogénica
<i>Fabaceae:</i> <i>Caesalpinioideae</i>	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	junco marino, palo de rayo	árbol	invasora
<i>Fabaceae:</i> <i>Caesalpinioideae</i>	<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	guacamaya francesa	arbusto	invasora
<i>Fabaceae:</i> <i>Caesalpinioideae</i>	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	yerba hedionda	hierba	invasora
<i>Fabaceae:</i> <i>Caesalpinioideae</i>	<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H. S. Irwin & Barneby	algarrobillo, palo bonito	árbol	invasora
<i>Fabaceae:</i> <i>Caesalpinioideae</i>	<i>Tamarindus indica</i> L.	tamarindo	árbol	potencialmente invasora

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Fabaceae: Faboideae</i>	<i>Abrus precatorius</i> L.	peonia, pepusa	trepadora	invasora
<i>Fabaceae: Faboideae</i>	<i>Aeschynomene americana</i> L.	tamarindillo, dormidera cimarrona	hierba	exótica
<i>Fabaceae: Faboideae</i>	<i>Calopogonium caeruleum</i> (Benth.) C. Wright	jicama cimarrona	trepadora	invasora
<i>Fabaceae: Faboideae</i>	<i>Crotalaria incana</i> L.	maromera, cascabelillo, garbancillo y canario	hierba	criptogénica
<i>Fabaceae: Faboideae</i>	<i>Crotalaria purdieana</i> H. Senn.	no se conoce	hierba	exótica (H)
<i>Fabaceae: Faboideae</i>	<i>Crotalaria quinquefolia</i> L.	no se conoce	hierba	exótica (H)
<i>Fabaceae: Faboideae</i>	<i>Crotalaria retusa</i> L.	maromera, maruga	hierba	invasora
<i>Fabaceae: Faboideae</i>	<i>Crotalaria verrucosa</i> L.	crotalaria	hierba	potencialmente invasora
<i>Fabaceae: Faboideae</i>	<i>Crotalaria vitellina</i> Ker-Gawl.	crotalaria	hierba	potencialmente invasora (H)
<i>Fabaceae: Faboideae</i>	<i>Erythrina berteroana</i> Urb.	piñón de pito	árbol	potencialmente invasora
<i>Fabaceae: Faboideae</i>	<i>Mucuna pruriens</i> (L.) P. C. D.	pica-pica	trepadora	invasora
<i>Fabaceae: Faboideae</i>	<i>Vigna vexillata</i> (L.) A. Rich.	bejuco marrullero	trepadora	exótica
<i>Fabaceae: Mimosoideae</i>	<i>Albizia lebbbeck</i> (L.) Benth.	algarrobo de olor	árbol	invasora
<i>Fabaceae: Mimosoideae</i>	<i>Albizia procera</i> (Roxb.) Benth.	algarrobo de la India	árbol	invasora

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Fabaceae: Mimosoideae</i>	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.	marabú	arbusto	invasora
<i>Fabaceae: Mimosoideae</i>	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit subsp. <i>glabrata</i> (Rose) Zárate	aroma blanca, aroma mansa, aroma boba, ipil-ipil	árbol	invasora
<i>Fabaceae: Mimosoideae</i>	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit subsp. <i>leucocephala</i>	aroma boba, ipil-ipil	arbusto	invasora
<i>Fabaceae: Mimosoideae</i>	<i>Mimosa pigra</i> L.	weyler, reina	arbusto	invasora
<i>Fabaceae: Mimosoideae</i>	<i>Mimosa pudica</i> L.	dormidera, moriviví, sensitiva	hierba	invasora
<i>Fabaceae: Mimosoideae</i>	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	tamarindo chino	árbol	invasora
<i>Fabaceae: Mimosoideae</i>	<i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr.	algarrobo del país	árbol	potencialmente invasora
<i>Fabaceae: Mimosoideae</i>	<i>Vachellia farnesiana</i> (L.) Wight & Arn. [? <i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.]	aroma amarilla	arbusto	invasora
Haloragaceae	<i>Myriophyllum heterophyllum</i> Michaux???	miriofilon	hierba	exótica
<i>Hydrocharitaceae</i>	<i>Egeria densa</i> Planch.	elodea	hierba	invasora (H)
<i>Lamiaceae</i>	<i>Gmelina arborea</i> Roxb. ex Sm.	gemelina, melina, álamo blanco	árbol	potencialmente invasora
<i>Lamiaceae</i>	<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze [≡ <i>Hyptis pectinata</i> (L.) Poit.]	orégano cimarrón, sargaso	hierba	criptogénica
<i>Lamiaceae</i>	<i>Vitex trifolia</i> L.	vencedor	arbusto	invasora
<i>Lauraceae</i>	<i>Cassytha filiformis</i> L.	bejuco de fideo	trepadora	invasora

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Lennaceae</i>	<i>Lemna aequinoctialis</i> Welwitsch	lenteja de agua	hierba	criptogénica (H)
<i>Lennaceae</i>	<i>Lemna perpusilla</i> Torr.	lenteja de agua	hierba	criptogénica
<i>Lennaceae</i>	<i>Spirodela intermedia</i> W. Koch.	espirodela	hierba	criptogénica (H)
<i>Lennaceae</i>	<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid	espirodela	hierba	criptogénica (H)
<i>Malvaceae: Malvoideae</i>	<i>Abutilon hirtum</i> (Lam.) Sweet	abutilon, boton de oro	arbusto	invasora
<i>Malvaceae: Malvoideae</i>	<i>Gossypium barbadense</i> L.	algodón, algodón criollo	arbusto	invasora
<i>Malvaceae: Malvoideae</i>	<i>Hibiscus striatus</i> Cav. subsp. <i>striatus</i>	no se conoce	arbusto	criptogénica
<i>Malvaceae: Malvoideae</i>	<i>Sida ulmifolia</i> Mill.	malva de caballo	hierba	invasora
<i>Malvaceae: Malvoideae</i>	<i>Talipariti tiliaceum</i> (L.) Fryxell	majagüa colorada	árbol	invasora
<i>Malvaceae: Malvoideae</i>	<i>Thespesia populnea</i> (L.) Sol. ex Corrêa	majagüa de La Florida	árbol	invasora
<i>Malvaceae: Malvoideae</i>	<i>Urena lobata</i> L.	malva blanca, malva del país, guizaso	hierba	invasora
<i>Meliaceae</i>	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	nin, árbol del nin	árbol	potencialmente invasora
<i>Meliaceae</i>	<i>Khaya senegalensis</i> (Desr.) A. Juss.	caoba africana	árbol	exótica
<i>Meliaceae</i>	<i>Melia azadirachta</i> L.	paraíso	árbol	potencialmente invasora

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Meliaceae</i>	<i>Swietenia macrophylla</i> King	caoba de Honduras	árbol	potencialmente invasora
<i>Moraceae</i>	<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	guáimaro, ramón de México	árbol	exótica
<i>Moraceae</i>	<i>Ficus auriculata</i> Lour.	piñón mexicano	árbol	potencialmente invasora
<i>Myrtaceae</i>	<i>Callistemon speciosus</i> (Sims) Colvill ex Sweet	palo basigato, calistemo	árbol	exótica
<i>Myrtaceae</i>	<i>Psidium guajava</i> L.	guayaba	árbol	invasora
<i>Myrtaceae</i>	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	jambolan	árbol	potencialmente invasora
<i>Myrtaceae</i>	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	pomarrosa, manzanarosa	árbol	invasora
<i>Nephrolepidaceae</i>	<i>Nephrolepis hirsutula</i> (G. Forst.) C. Presl	helecho, neprolepis	hierba	invasora
<i>Oleaceae</i>	<i>Jasminum fluminense</i> Vell.	jazmín de oryza	trepadora	invasora
<i>Orchidaceae</i>	<i>Eulophia graminea</i> Lindl.	orquidea de la Corona China en otros países	hierba	invasora (nuevo reporte para Cuba)
<i>Orchidaceae</i>	<i>Oeceoclades maculata</i> (Lindl.) Lindl.	lengua de vaca, oceoclades	hierba	invasora
<i>Oxalidaceae</i>	<i>Oxalis corniculata</i> L.	trebolillo amarillo, vinagrillo, vinagrera	hierba	exótica
<i>Papaveraceae</i>	<i>Argemone mexicana</i> L.	cardo santo	hierba	invasora
<i>Phytolaccaceae</i>	<i>Agdestis clematidea</i> Moc. & Sessé	flor de pedo	trepadora	invasora

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Plantaginaceae</i>	<i>Plantago major</i> L.	llantén	hierba	exótica
<i>Poaceae</i>	<i>Aristida ternipes</i> Cav.	pelo de burro, espartillo, saetía	hierba	invasora
<i>Poaceae</i>	<i>Arundo donax</i> L. var <i>donax</i>	caña de Castilla, caña hueca, güin	hierba	invasora
<i>Poaceae</i>	<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex H.L. Wendl.	bambú, caña brava	hierba	invasora
<i>Poaceae</i>	<i>Bothriochloa bladhii</i> (Retz.) S. T. Blake	hierba apestosa, yerba apestosa	hierba	exótica (H)
<i>Poaceae</i>	<i>Cenchrus echinatus</i> L.	guizaso	hierba	exótica
<i>Poaceae</i>	<i>Cenchrus incertus</i> M. A. Curtis	guizaso	hierba	exótica
<i>Poaceae</i>	<i>Cenchrus purpureus</i> (Schumach.) Morrone [? <i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.]	yerba elefante	hierba	invasora
<i>Poaceae</i>	<i>Chloris barbata</i> Sw.	barba de indio, pata de gallina	hierba	invasora
<i>Poaceae</i>	<i>Coleataenia longifolia</i> (Torr.) Soreng subsp. <i>rigidula</i> (Nees) Soreng	rapiente	hierba	exótica (H)
<i>Poaceae</i>	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	hierba fina, yerba fina, bermuda, bermuda de costa, hierba de la Bermuda	hierba	invasora
<i>Poaceae</i>	<i>Cynodon nlemfuensis</i> Vanderyst	pasto estrella, estrella, estrella africana, estrella mejorada,	hierba	invasora
<i>Poaceae</i>	<i>Digitaria bicornis</i> (Lam.) Roem. & Schult.	pata de gallina, don Juan de Castilla	hierba	exótica

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Poaceae</i>	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	pata de gallina, don Juan de Castilla	hierba	exótica
<i>Poaceae</i>	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	armilán, grama pintada	hierba	invasora
<i>Poaceae</i>	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beav	arrocillo, pata de cao	hierba	exótica
<i>Poaceae</i>	<i>Echinochloa crus-pavonis</i> (Kunth) Schult	no se conoce	hierba	criptogénica
<i>Poaceae</i>	<i>Eleusine indica</i> (L.)	pata de gallina, grama de caballo, grama	hierba	invasora
<i>Poaceae</i>	<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R. Br.	gramita	hierba	invasora
<i>Poaceae</i>	<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv. var pilosa	barba de Indio	hierba	exótica
<i>Poaceae</i>	<i>Hymenachne amplexicaulis</i> (Rudge) Nees	camalote	hierba	invasora
<i>Poaceae</i>	<i>Hymenachne donacifolia</i> (Raddi) Chase	camalote	hierba	exótica (H)
<i>Poaceae</i>	<i>Leptochloa panicea</i> (Retz.) Ohwi	plumilla	hierba	exótica
<i>Poaceae</i>	<i>Muhlenbergia capillaris</i> (Lam.) Trin.	no se conoce	hierba	exótica
<i>Poaceae</i>	<i>Panicum bartowense</i> Scribn & Merr.	barba de indio	hierba	criptogénica
<i>Poaceae</i>	<i>Panicum gouinii</i> E. Fourn.	grama	hierba	potencialmente invasora
<i>Poaceae</i>	<i>Panicum hirsutum</i> Sw.	hierba peluda, yerba de mulo	hierba	exótica

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
Poaceae	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	hierba de Guinea, yerba de Guinea	hierba	invasora
Poaceae	<i>Panicum stevensianum</i> Hitchc. & Chase	no se conoce	hierba	exótica (H)
Poaceae	<i>Paspalidium flavidum</i> (Retz.) A. Camus	no se conoce	hierba	invasora
Poaceae	<i>Paspalidium geminatum</i> (Forssk.) Stapf subsp. <i>geminatum</i>	no se conoce	hierba	invasora
Poaceae	<i>Paspalum bloetii</i> Chapm.	no se conoce	hierba	criptogénica (H)
Poaceae	<i>Paspalum denticulatum</i> Trin.	pata de guanajo	hierba	exótica (H)
Poaceae	<i>Paspalum langei</i> (E. Fourn.) Nash	no se conoce	hierba	criptogénica
Poaceae	<i>Paspalum repens</i> P. J. Bergius	yerba americana, barba de Indio	hierba	invasora
Poaceae	<i>Saccharum giganteum</i> (Walter) Pers.	rabo de zorra	hierba	criptogénica
Poaceae	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	yerba de Don Carlos, cañuela	hierba	invasora
Poaceae	<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br.	espartillo	hierba	criptogénica
Poaceae	<i>Urochloa adspersa</i> (Trin.) R. D. Webster	alpiste de tierra, alpistillo	hierba	potencialmente invasora
Poaceae	<i>Urochloa distachya</i> (L.) T. Q. Nguyen	brachiaria	hierba	invasora
Poaceae	<i>Urochloa mutica</i> (Forssk.) T. Q. Nguyen	brachiaria	hierba	invasora

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Poaceae</i>	<i>Urochloa platyphylla</i> (C. Wright) R. D. Wester	gambustera, hierba de agua	hierba	exótica (H)
<i>Poaceae</i>	<i>Zoiza matrela</i> (L.) Merr.	yerba de Manila, pasto filipino	hierba	invasora
<i>Polygalaceae</i>	<i>Polygala violacea</i> Aubl.	no se conoce	hierba	criptogénica
<i>Polygonaceae</i>	<i>Antigonon leptopus</i> Hook. & Arn.	coralillo	trepadora	invasora
<i>Pontederiaceae</i>	<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	jacinto de agua	hierba	invasora
<i>Pontederiaceae</i>	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	jacinto de agua, ova	hierba	invasora
<i>Pontederiaceae</i>	<i>Eichhornia paniculata</i> (Spreng.) Solms	jacinto de agua	hierba	invasora
<i>Portulacaceae</i>	<i>Portulaca oleracea</i> L.	verdolaga	hierba	invasora
<i>Rhamnaceae</i>	<i>Colubrina asiatica</i> (L.) Brongn.	la chinita (nombre local)	arbusto	invasora
<i>Rubiaceae</i>	<i>Morinda citrifolia</i> L.	noni, mora de la India, árbol deo queso	arbusto	invasora
<i>Rutaceae</i>	<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	murrallera	arbusto	invasora
<i>Sapindaceae</i>	<i>Melicoccus bijugatus</i> Jacq.	mamoncillo	árbol	potencialmente invasora
<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum erianthum</i> D. Don var <i>erianthum</i>	tabaco cimarrón	arbusto	invasora
<i>Solanaceae</i>	<i>Solanum tampicense</i> Dunal [= <i>Solanum houstonii</i> Dunal]	ajicón, ahincón	hierba	exótica

Familia	Taxón	Nombre vulgar	Hábito	Categoría_biogeográfica
<i>Sphenocleaceae</i>	<i>Sphenoclea zeylanica</i> Gaertner	sefenoclea	hierba	invasora
<i>Verbenaceae</i>	<i>Verbena scabra</i> Vahl	verbena cimarrona	hierba	exótica
<i>Vitaceae</i>	<i>Ampelopsis arborea</i> (L.) Rusby	parrita de playa	trepadora	invasora
<i>Vitaceae</i>	<i>Partenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.	parrita cimarrona	trepadora	invasora

Los valores promedio de temperatura superficial del agua obtenidos para la zona en los muestreos de 2019 se encontraron dentro del rango de temperatura informado por Espinosa *et al.* (1999) (entre 26.12 y 28.30 °C), en marzo de 1998 para el mismo período climático (poco lluvioso).

La salinidad de las aguas, es uno de los factores abióticos fundamentales para el desarrollo del ecosistema de manglar. Este indicador, en febrero 2019, presentó valores bajos que variaron entre 29 y 33 ups y un valor promedio de $30,11 \pm 1,45$ ups, sin embargo, en noviembre 2019, los valores de la salinidad fueron elevados y variaron entre 34 y 38 ups, con valor promedio de 37 ± 1.67 ups (Tabla 32 e) esta variabilidad de la salinidad en estas aguas costeras al parecer está relacionada con el efecto de los aportes de agua dulce provocado por las precipitaciones ocurridas antes y durante los días del muestreo de febrero, asociadas a una hondonada en el Golfo de México. Lo anterior evidencia el adecuado funcionamiento de las vías de drenaje del agua dulce (badénés) en los diferentes tramos del Dique Sur, según se reportó en el recorrido por tierra de noviembre 2018 Espinosa *et al.* (1999) informan que la mayor parte de los valores de salinidad obtenidos fueron inferiores a 34,00 ups debido a la influencia de los escurrimientos terrestres. Por su parte, Martínez-Canals *et al.* (2004) obtuvo un valor medio de la salinidad de 35,00 ups y refiere que este parámetro estuvo influido por las abundantes precipitaciones ocurridas en los días de muestreo.

No obstante, los valores de salinidad obtenidos se encuentran dentro del rango de tolerancia de los manglares (entre 5 y 40 ups), al presentar adaptaciones morfológicas y fisiológicas que les permiten desarrollarse en un ambiente influenciado por el continuo intercambio con las aguas marinas y los aportes de agua dulce procedente de la cuenca hidrológica (Carrera y Menéndez, 2006; Cortés y Rangel, 2011; Menéndez, 2013; Ordóñez *et al.*, 2016).

Los valores del potencial de hidrógeno (pH) fueron similares en toda la zona costera, con características ligeramente alcalinas, en ambos muestreos (Tabla 32). En febrero 2019, las aguas presentaron valores de pH entre 8,0 y 8,2 ($X_{\text{medio}} = 8,08 \pm 0,08$) y en noviembre 2019, entre 7,8 y 8,0 con valor medio de $8,0 \pm 0,09$ (Tabla 32. Estos valores de pH se relacionan con los aportes de materia orgánica

procedentes del ecosistema de manglar y la generada por los productores primarios (Ordóñez *et al.*, 2016).

Las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) correspondiente al período poco lluvioso (febrero y noviembre de 2019) fueron similares. En febrero, variaron entre 6,22 y 8,75 mg L⁻¹ ($X_{media} = 7,63 \pm 0,76$ mg L⁻¹) y en noviembre entre 6,59 y 9,25 mg L⁻¹ ($X_{media} = 7,74 \pm 0,98$ mg L⁻¹) (Fig. 21). En ambos muestreos, destaca la estación E-3 (Badén 31) donde se encontró el máximo valor de OD.

Estos valores elevados de OD se corresponden con ambientes autotróficos donde la producción primaria supera los procesos de respiración, característicos de ambientes con elevada productividad como lo es el ecosistema de manglar. En general, los contenidos de oxígeno superan el nivel de saturación en el agua de mar (Fig. 21) y se asocian a una elevada producción primaria. Este resultado coincide con lo informado por Martínez-Canals *et al.* (2004) en el análisis realizado desde 1969 hasta 2003 para la misma zona. Estos autores refieren un predominio de valores superiores al 100 % y 120 % de saturación, típicos de aguas con una buena tasa de liberación de oxígeno por los productores primarios.

La materia orgánica biodegradable evaluada a través de la demanda química de oxígeno (DQO), en la generalidad de las estaciones y en ambos muestreos, tuvo concentraciones superiores a 2 mg L⁻¹, correspondiente a un medio enriquecido por materia orgánica, característico de los ecosistemas de manglar. En febrero 2019, el valor medio fue de $4,25 \pm 2,22$ mg L⁻¹, en intervalo de 2,52 a 8,57 mg L⁻¹ y en noviembre entre 1,85 y 5,71 mg L⁻¹, con valor medio de $3,40 \pm 1,07$ mg L⁻¹ (Fig. 22).

En general, en ambos muestreos las aguas presentaron condiciones mesotróficas de acuerdo al índice propuesto por Martínez-Canals *et al.* (2004) y sólo se distinguen las estaciones Badén 4 (E-8) y Badén 2(BM) (E-9), correspondientes al sector Majana- Guanímar, donde se registraron valores de DQO característicos de aguas eutróficas.

Tabla 32. Valores de temperatura, salinidad y potencial de hidrógeno (pH) en el nivel superficial del mar en las estaciones de la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque en febrero y noviembre de 2019.

Estaciones	Puntos en la costa	Febrero 2019			Noviembre 2019		
		Temp. (°C)	Salinidad (ups)	pH	Temp. (°C)	Salinidad (ups)	pH
E-1	Final Dique	26.5	33	8.0	26.5	34	7,9
E-2	Badén 35	26.6	30	8.1	27.8	37	8,0
E-3	Badén 31	27.2	32	8.2	28.3	35	8,0
E-4	Oeste-Cajío	27.2	29	8.0	28.3	35	8.0
E-5	Badén 22	25.9	29	8.0	25.3	38	8,1
E-6	Guanímar	26.9	30	8.0	26.2	38	7,9
E-7	Badén 10	26.5	30	8.2	25.9	38	7,9
E-8	Badén 4	26.7	29	8.1	26.9	36	7,8
E-9	Badén 2(BM)	27.1	29	8.1	27.6	37	8,0
Valor medio		26.73	30.11	8.08	26.98	37	8.0
DE		0.42	1.45	0.08	1.08	1.67	0.09

Las altas concentraciones de DQO se asocian a la exportación de material detrítico a partir de la producción de biomasa viva y deposición continua de materia orgánica muerta originada por la vegetación de manglar, que en mayor o menor grado se desarrolla en toda la zona costera (Menéndez, 2013; Díaz, 2015). Además de la materia orgánica procedente de los aportes de residuales domésticos de los asentamientos costeros. En este sentido, los estudios realizados por Martínez-Canals *et al.* (2004) refieren que la zona costera al N del Golfo de Batabanó presenta una elevada abundancia de materia orgánica, con predominio de concentraciones superiores a 2,5 mg.L⁻¹, lo que indica cierto grado de contaminación orgánica asociada a procesos de eutrofización cultural.

El nitrógeno amoniacal ($N-NH_4$) constituyó la forma predominante, representando el 96,7 % y el 59,69% del nitrógeno total inorgánico, en los muestreos de febrero y

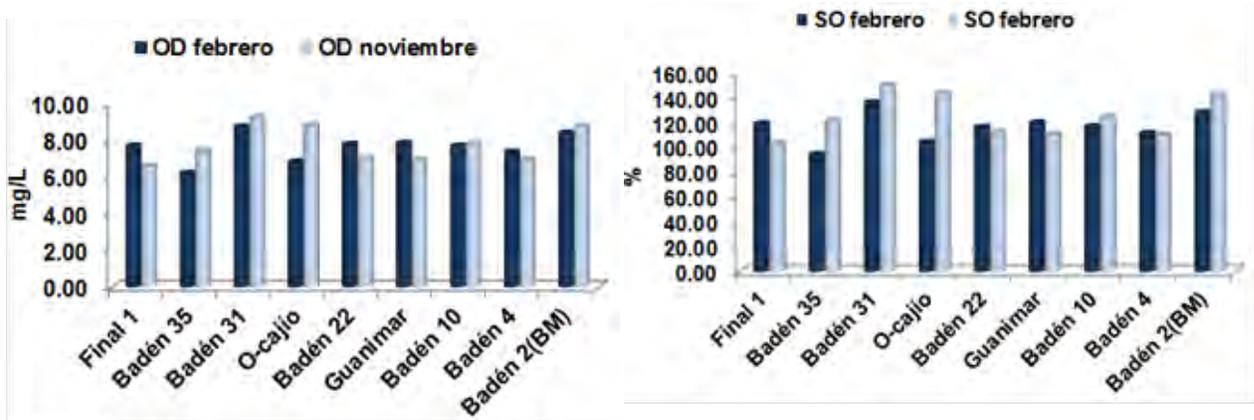


Figura 21. Distribución del oxígeno disuelto y de la Saturación de Oxígeno en la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque en febrero y noviembre de 2019.



Figura 22. Distribución de la demanda química de oxígeno en la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque en febrero y noviembre de 2019.

noviembre de 2019, respectivamente. Las concentraciones de amonio obtenidas en febrero, oscilaron desde 4,53 a 7,71 $\mu\text{mol L}^{-1}$, ($X_{\text{media}} = 6,10 \pm 1,14 \mu\text{mol L}^{-1}$) (Fig. 23); valores que fueron superiores a los informados por Loza *et al.* (2007) en estudios realizados en el golfo de Batabanó y resultaron dos veces superiores a las concentraciones detectadas en noviembre, donde el valor medio fue de 3,11 \pm

2,28 mg L⁻¹ y se observó una gran variabilidad de los valores puntuales que fluctuaron desde 0,97 a 8,57 μmol L⁻¹ (Fig. 23). Destacan las estaciones (E-9) badén 2 (BM) y (E-6) Guanímar (en febrero de 2019) y la (E-3) badén 31 y (E-8) badén 4 (en noviembre de 2019) por presentar los valores extremos de concentración de amonio.

De acuerdo a las concentraciones de amonio, en febrero de 2019 predominaron las características eutróficas en las aguas marinas en todo el sector costero desde Majana hasta Batabanó; mientras en noviembre de 2019, sólo se encontraron condiciones eutróficas en el sector Majana-Guanímar (E-8; E-7 y E-6) y en la estación Oeste-Cajío (E-4), según el índice de calidad química de Martínez-Canals *et al.* (2004).

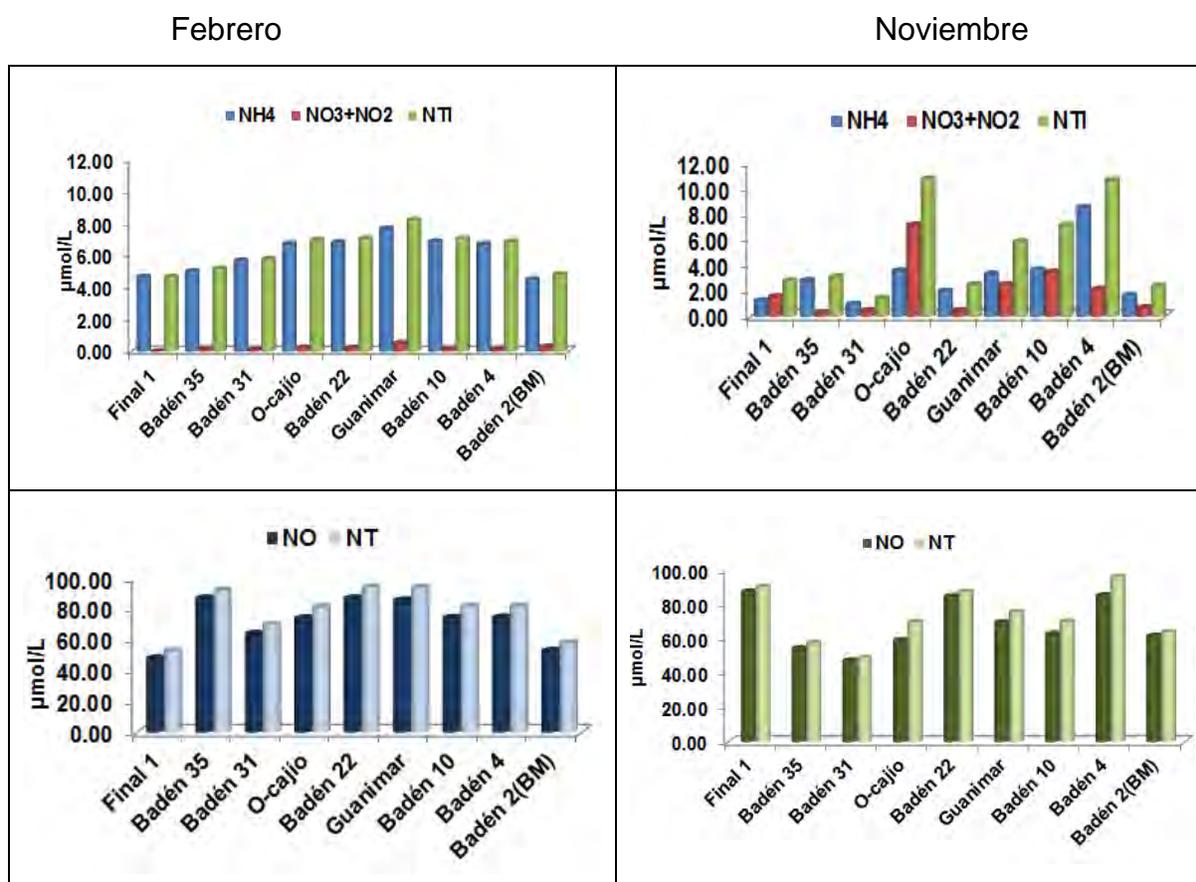


Figura 23. Distribución de los compuestos del ciclo del nitrógeno (amonio, nitrito más nitrato, nitrógeno total inorgánico, nitrógeno orgánico y nitrógeno total) en las

estaciones de la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque, en febrero y noviembre de 2019.

El enriquecimiento de amonio encontrado en estas aguas costeras pudiera estar siendo aportado por la descomposición de la materia orgánica de origen vegetal exportada por el ecosistema de manglar y la producida por el fitoplancton y los organismos de otros niveles tróficos; además de la aportada por otras fuentes externas como son los vertimientos de residuales generados por los asentamientos costeros que de manera directa e indirectamente llegan a la zona costera (Urrutia, 1999). Dicho autor refiere que estos asentamientos en su mayoría carecen de sistemas de drenajes internos y los que poseen algún sistema parcial, por lo general, presentan problemas de obstrucción y mal funcionamiento por falta de mantenimiento por lo que vierten directamente a los canales de drenaje que están en la línea de costa. En el área de estudio se encuentran los canales Majana, Guanímar, Río Caimito y el Arroyo Tomate, que también recibe el escurrimiento proveniente de la Ciénaga de Zapata.

En los estudios realizados en período poco lluvioso (marzo 1999), el NH_4 fue el compuesto más abundante en la zona y llegó a representar entre el 47,4% y 99,5% del NTi , proporción que resulta común en ambientes costeros estuarinos altamente fertilizados y rodeados de ecosistemas de manglares (Espinosa *et al.*, 1999). Por su parte, Martínez-Canals *et al.* (2004) obtuvieron valores de amonio que oscilaron entre 2,00 y 6,00 μM , con las concentraciones superiores en la zona costera y caracterizaron la zona con cierta tendencia a la eutrofización, relacionada con la influencia antropogénica proveniente de la alta densidad de fuentes contaminantes que están ubicadas en esta región.

Por su parte, las formas oxidadas del nitrógeno ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$), en general, se encontraron en bajas concentraciones en ambos muestreos de 2019 (Fig. 23), con predominio de valores que se corresponden con aguas oligotróficas, según Martínez-Canals *et al.* (2004). En el análisis de la información histórica (1969-2003) sobre el Golfo de Batabanó realizado por los autores, se informa que la disponibilidad de estos compuestos fue baja, con un predominio de las concentraciones inferiores a 2,00 μM y en mayo 2003 obtuvo valores entre 0.50 y

1.75 μM . Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Espinosa *et al.* (1999) quienes refieren que las sales oxidadas de nitrógeno representaron la menor proporción del NTI, característica que resulta común en ambientes estuarinos.

En febrero se registraron valores de $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ en el intervalo desde 0,01 hasta 0,54 $\mu\text{mol L}^{-1}$ y un valor promedio de $0,22 \pm 0,15 \mu\text{mol L}^{-1}$, mientras en noviembre oscilaron entre 0,27 y 7,20 $\mu\text{mol L}^{-1}$ ($X_{\text{media}} = 2,10 \pm 1,20 \mu\text{mol L}^{-1}$) (Fig. 23). Se destacan en este muestreo, la estación Oeste- Cajío y las del sector Guanímar-Majana (Este Guanímar, Badén 10 y Badén 4), por presentar valores de $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ característicos de aguas eutróficas.

Se debe señalar que la estación de Guanímar ha mantenido condiciones de enriquecimiento inorgánico en el tiempo, y ya desde 1998 se informan los valores máximos de amonio ($8,94 \mu\text{mol. L}^{-1}$) y de las formas oxidadas del nitrógeno ($> 6 \mu\text{mol. L}^{-1}$) en las aguas aledañas a esta zona costera, que la caracterizan como una de las zonas más afectadas por la contaminación inorgánica y orgánica (Espinosa *et al.*, 1999) y Martínez-Canals *et al.* (2004, 2006).

El nitrógeno orgánico (NO) constituyó la forma predominante del nitrógeno total en ambos muestreos (Fig. 23) en un intervalo entre 47.82 y 86.47 $\mu\text{mol L}^{-1}$, en febrero, aportó el 91.9% y el 92.9% en noviembre, con valores entre 47.30 y 87.39 $\mu\text{mol L}^{-1}$. Las elevadas concentraciones de NO son comunes en ambientes de alta productividad y sedimentos enriquecidos con compuestos orgánicos nitrogenados e indican una alta producción primaria a partir del enriquecimiento en nutrientes inorgánicos disponibles en el agua.

En cuanto al nitrógeno total (NT), las aguas mostraron elevadas concentraciones en ambos muestreos de 2019, con valores desde 52.50 a 93.54 $\mu\text{mol L}^{-1}$, en febrero y desde 48.75 a 95.83 $\mu\text{mol L}^{-1}$, en noviembre (Fig. 23) por lo que en general, clasifican como eutróficas, según Martínez-Canals *et al.* (2004). Sin embargo, la estación Badén 2 (BM) mantuvo condiciones mesotróficas, en ambos muestreos.

En general, estas concentraciones de NT en agua son representativas de ecosistemas con alto grado de eutrofización por su elevada productividad,

influenciados por aportes terrígenos y están relacionadas con la producción fotosintética y el material lixiviado del sedimento del fondo y los aportados por las actividades humanas (Espinosa *et al.*, 1999). En el análisis del contenido de NT en las aguas del Golfo entre 1998 y el 2003, se encontró una concentración media de $63.21 \pm 43.76 \mu\text{M}$, constituido por el 92 % de la fracción orgánica, poniendo en evidencia el predominio de los procesos autotróficos en este ecosistema (Martínez-Canals *et al.*, 2004).

Los contenidos de fósforo inorgánico reactivo (PO_4) en ambos muestreos de la época poco lluviosa de 2019 tuvieron comportamientos similares, con valores que oscilaron entre 0,01 y 0.41 $\mu\text{mol L}^{-1}$, en febrero y entre 0.03 a 0.21 $\mu\text{mol L}^{-1}$, en noviembre (Fig. 24). En general, las aguas se catalogan como oligotróficas (Martínez-Canals *et al.*, 2004), con excepción de las estaciones ubicadas en el sector Guanímar-Majana, E-9 (badén 2-BM) en febrero y E-8 (badén 4) en noviembre, que clasifican como eutróficas y mesotróficas, respectivamente.

Los contenidos de fósforo total (PT) mostraron una variación entre los dos meses muestreados, con un predominio de condiciones oligotróficas, en febrero ($X_{\text{media}}=0,57 \pm 0,40 \mu\text{mol L}^{-1}$) y mesotróficas, en noviembre, cuando se registró un incremento en los contenidos de este indicador ($X_{\text{media}}=0,83 \pm 0,29 \mu\text{mol L}^{-1}$). En ambos muestreos, se distinguen las estaciones E-7 (badén 10), E-8 (badén 4) y E-9 (badén 2-BM) del sector Guanímar-Majana, por presentar las mayores concentraciones (Fig. 24). Las principales fuentes de aporte de los compuestos del fósforo provienen de los residuos domésticos de los asentamientos poblacionales costeros. Sin embargo, en el análisis del comportamiento de este parámetro entre 1969 y el 2003, se informa que las aguas del golfo, en general, presentan características mesotróficas y que un incremento en los contenidos que induzca a un cambio de estado trófico no es frecuente y sólo ocurre en la época lluviosa (Martínez-Canals *et al.* (2004).

De acuerdo a las relaciones nitrógeno total inorgánico - fósforo inorgánico (NTi/PO_4) y NT/PT (Tabla 33), las aguas marinas en la zona costera al sur de Artemisa y Mayabeque se caracterizaron por presentar una elevada disponibilidad de nitrógeno inorgánico con una marcada limitación de fósforo, en ambos

muestreos de 2019. Sólo se observó la existencia de un desbalance en cuanto al nutriente limitante en las estaciones Badén 2 (BM) (E-9), correspondiente a la zona de bosque de manglar muerto, en febrero y Badén 31, en noviembre, cuyos valores inferiores a la relación 16:1 indican un déficit de nitrógeno inorgánico (Tabla 33), de acuerdo a lo establecido por Redfield *et al.* (1963) y un exceso de fósforo determinado por la razón NT/PT > 50, según Guildford y Hecky (2000) (Tabla 33).

La baja disponibilidad de los compuestos del fósforo, que puede llegar a ser limitante, en los ecosistemas costeros, se debe a que son fuertemente absorbidos por los sedimentos y regulado por los procesos de resuspensión y reciclaje, donde la fanerógama marina *Thalassia testudinum* juega un papel determinante al extraer el fosfato por las raíces y eliminarlo por las hojas (Espinosa *et al.*, 1999)

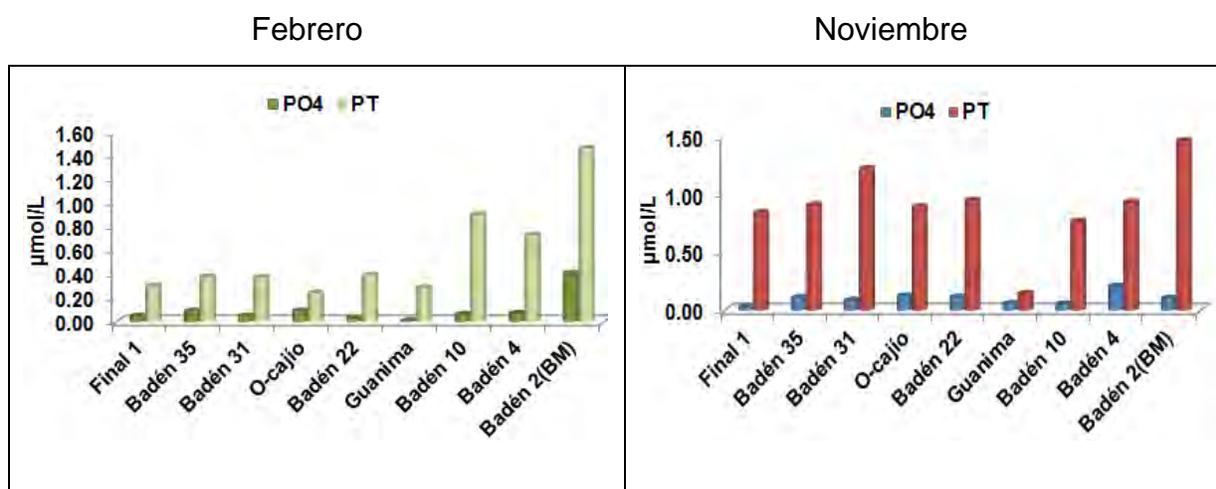


Figura 24. Distribución de los compuestos del ciclo del fósforo (fósforo inorgánico y total) en las estaciones de la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque, en febrero y noviembre de 2019.

Composición química de los sedimentos

Los sedimentos, en general, presentaron altos contenidos de carbono orgánico (CO), los que resultaron similares en ambos muestreos de 2019. En febrero, el valor medio fue de 3.69 ± 0.59 y fluctuaron entre 2,65 y 4,40%, mientras en noviembre se obtuvo un valor medio de $3.65 \pm 0.61\%$ con porcentajes que oscilaron entre 2,43 y 4,39 % (Tabla 34).

Tanto en febrero como en noviembre, se distinguió la estación E-6 (Este Guanímar) por presentar el mayor contenido de carbono orgánico en sus sedimentos. Aunque, se debe señalar que en las estaciones E-2, E-5 y E-8 también se encontraron elevados contenidos de carbono orgánico (superiores al 4%) (Tabla 34), valores característicos de fondos con altas concentraciones de materia orgánica (Martínez-Canals *et al.*, 2006). Dichos autores refieren para la estación aledaña a Guanímar un valor de CO de 5,34% y en general, califican la zona costera al N del Golfo, desde Guanímar hasta la desembocadura del río Hatiguanico como un área crítica por afectaciones ambientales de origen natural y/o antrópicos.

Lo anterior sugiere que esta es una zona donde predomina la influencia de los aportes de materia orgánica por la vía del detritus característico de los ecosistemas de manglar, fundamentalmente, en aquellos sectores donde los badénos presentaron un buen drenaje y el manglar se encontraba en buen estado y se corresponden con los puntos ubicados en la costa Badén 35, Badén 22, Badén 12 (aledaño a la estación Este Guanímar), y Badén 4.

Tabla 33. Valores de la relación NTI/PO₄ y NT/PT en las estaciones de la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque, en febrero y noviembre de 2019.

Estaciones	Puntos en la costa	Febrero 2019		Noviembre 2019	
		NTI/PO ₄	NT/PT	NTI/PO ₄	NT/PT
E-1	Final Dique	93,60	169,35	94,00	106,13
E-2	Badén 35	57,89	241,24	28,36	63,19
E-3	Badén 31	116,00	182,58	16,11	39,63
E-4	Oeste-Cajío	77,78	322,52	89,92	77,54
E-5	Badén 22	235,67	239,85	22,91	91,88
E-6	Guanímar	275,00	321,83	98,17	502,80
E-7	Badén 10	118,00	89,05	143,60	90,91

Estaciones	Puntos en la costa	Febrero 2019		Noviembre 2019	
		E-8	Badén 4	98,43	111,00
E-9	Badén 2(BM)	11,80	39,12	24,00	79,95

Tabla 34. Concentraciones puntuales de carbón orgánico (CO) en los sedimentos de las estaciones de la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque en febrero y noviembre de 2019.

Estaciones	Puntos en la costa	CO%	
		Febrero 2019	Noviembre 2019
E-1	Final Dique	2.65	2.47
E-2	Badén 35	4.19	4.18
E-3	Badén 31	3.41	3.42
E-4	Oeste-Cajío	3.22	3.24
E-5	Badén 22	4.24	4.21
E-6	Este Guanímar	4.40	4.38
E-7	Badén 10 (DM)	3.50	3.43
E-8	Badén 4	4.20	4.19
E-9	Badén 2(BM)	3.38	3.3
Valor medio		3.69	3.65
DE		0.59	0.61

Al comparar estos resultados con los obtenidos por Espinosa *et al.* (1999) de 2,09%, y por Perigó *et al.* (2005) de 0,43 a 2,10% para el mismo periodo climático y en la misma región, se evidencia que ha ocurrido un incremento en los contenidos de carbono orgánico en los sedimentos de la zona.

Grupos morfofuncionales de microorganismos responsables de mantener el balance ecológico en el ecosistema de manglar sumergido

Los microorganismos son de vital importancia en el medio marino al ser los responsables de las transformaciones biogeoquímicas de los ciclos del carbono, el nitrógeno y el azufre, facilitando la disponibilidad de estos nutrientes para los niveles tróficos superiores (Schlegel, 1981, González *et al.*, 2008).

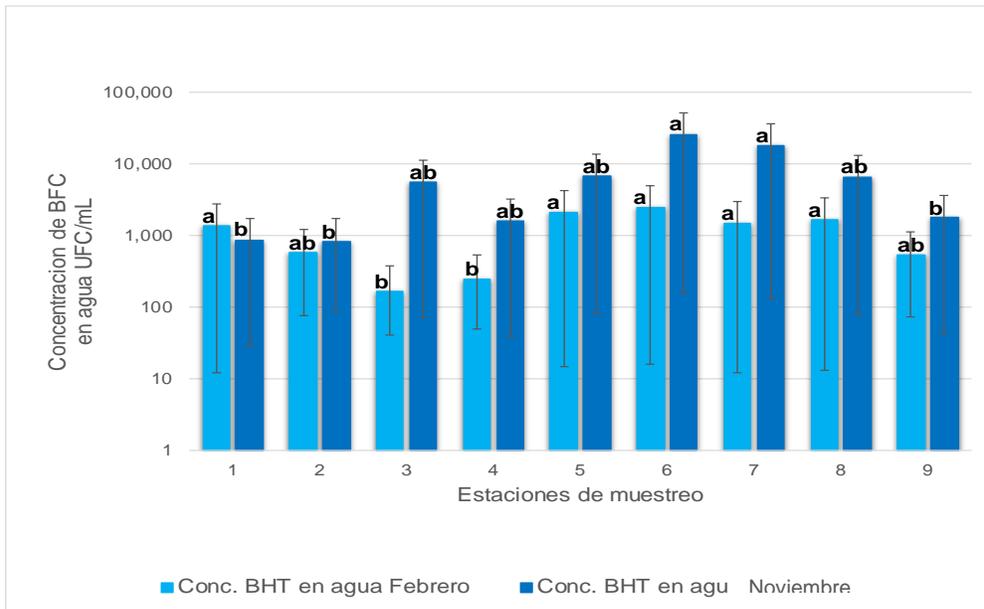
Bacterias heterótrofas

Dentro de los componentes del bacterioplancton, las bacterias heterótrofas constituyen un grupo de gran interés, ya que son capaces de degradar o mineralizar la materia orgánica presente en el medio, transfiriendo energía hacia los otros niveles tróficos en el ecosistema (Kirchman, 2000).

Las concentraciones de bacterias heterótrofas (BHT) en el agua variaron entre $8,6 \cdot 10^2 \pm 2,9 \cdot 10^1$ y $2,6 \cdot 10^4 \pm 1,6 \cdot 10^2$ UFC·mL⁻¹ en ambos muestreos de 2019. Las concentraciones significativamente mayores se obtuvieron en los sectores Cajío-Guanímar y Guanímar-Majana, donde se distinguen las estaciones E-5 (badén 22), en febrero y la E-7 (Badén 10), en noviembre; así como la E-6 (Este Guanímar) en ambos muestreos (Fig. 25).

En general, las concentraciones de BHT en las aguas del sector costero Majana-Surgidero de Batabanó resultaron elevadas y se corresponden con la alta disponibilidad de materia orgánica biodegradable que existe en el medio como lo demostraron los valores de DQO obtenidos en ambos muestreos, cuyos valores promedio de 4,25 mg L⁻¹ (febrero 2019) y 3,40 mg L⁻¹ (noviembre 2019) denotan condiciones de enriquecimiento por materia orgánica que estimula los procesos de descomposición llevados a cabo por las BHT. Se debe mencionar que los sectores Cajío-Guanímar y Guanímar-Majana, donde las concentraciones de BHT resultaron significativamente mayores, presentaron un buen drenaje a través de los badenes y los manglares se encontraban en buen estado de conservación, según la descripción realizada en el recorrido por tierra previo al muestreo.

Con relación a la concentración de bacterias heterótrofas (BHT) en el sedimento, los valores oscilaron entre $7,0 \cdot 10^3 \pm 8,3 \cdot 10^1$ y $2,8 \cdot 10^5 \pm 5,3 \cdot 10^2$ UFC·g⁻¹ en ambos muestreos de 2019 (Fig. 26). Las concentraciones significativamente mayores, en febrero, se encontraron en las estaciones E-6, E-7, E-8 y E-9 ubicadas en el sector Guanímar-Majana. Sin embargo, en noviembre, aunque de manera general, no se encontró diferencias significativas ($p < 0,05$) entre las estaciones en la concentración de bacterias heterótrofas del sedimento, se pudo observar que los valores resultaron similares en el sector Guanímar-Majana a las concentraciones más elevadas registradas en febrero en las estaciones E-6, E-7 y E-8.



La concentración de BHT del sedimento resultó en los dos muestreos significativamente superior

($p < 0,05$) a las de la columna de agua (Figs. 22 y 23). Estas elevadas concentraciones de bacterias heterótrofas en los sedimentos pudieran estar relacionadas con la cantidad de materia orgánica no degradada en la columna de agua que precipita y se acumula en los sedimentos, teniendo en

Figura 25. Concentración de bacterias heterótrofas totales (BHT; en escala logarítmica) en el agua de las estaciones de la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque, en febrero y noviembre de 2019.

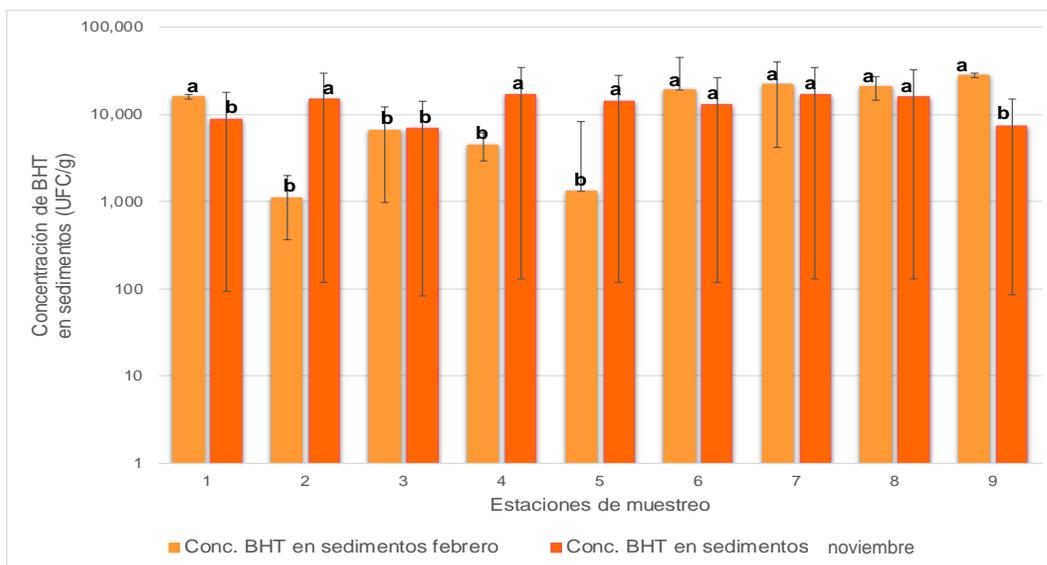


Figura 26. Concentración de bacterias heterótrofas totales (BHT; en escala logarítmica) en los sedimentos de las estaciones de la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque, en febrero y noviembre de 2019.

cuenta que de manera continuada el ecosistema de manglar aporta material detrítico; además de los desechos de los organismos bentónicos, todo lo cual contribuye a que en los primeros centímetros de sedimento la concentración de materia orgánica sea elevada y por tal razón se favorece la abundancia de bacterias heterótrofas (Miravet, 2003).

En general, el comportamiento de la concentración de bacterias heterótrofas para esta área resultó similar a las informadas en zonas costeras del sur de Cuba, en particular en las aguas de las estaciones de fondos blandos del golfo de Batabanó por Miravet (2003).

Bacterias fijadoras de nitrógeno, reductoras de nitrato, amonificantes y oxidadoras de amonio en los sedimentos

Los manglares son ecosistemas altamente productivos, pero generalmente pobres en nitrógeno y fósforo. Esta aparente paradoja puede explicarse a través de un reciclaje efectivo de los nutrientes por la acción de los microorganismos, considerados como la base del funcionamiento, salud y desarrollo de los ecosistemas de manglar (Holguin *et al.*, 2001).

Las bacterias fijadoras de nitrógeno (BFN) en los sedimentos del sector costero estudiado, en febrero de 2019, mostraron concentraciones en el orden de 10^2 UFC·g⁻¹ (Tabla 35), sin diferencias significativas entre las estaciones, con excepción de la E-9 (Badén 2-BM) del sector Majana-Guanímar, cuya concentración fue significativamente superior. La respuesta de estos microorganismos en esta estación al parecer está asociada a un marcado desbalance en la disponibilidad de nitrógeno y fósforo en las aguas como lo indican los valores de las (NTi/PO₄=11,80) y (NT/PT= 39,12) (Tabla 33) que demuestran la existencia de un déficit de nitrógeno y un exceso de fósforo, según (Guildford y Hecky, 2000), lo que favorece la proliferación de estos microorganismos capaces de fijar nitrógeno. Esta estación se encuentra aledaña a un área de bosque de manglar muerto (BM) cuya afectación responde a la alta

evaporación que provoca un incremento de la salinidad (50 ups), según lo referido en el recorrido realizado en noviembre 2018 y donde además se observó que el badén no se encontraba drenando. Todo lo anterior refuerza el grado de deterioro en que se encuentra esta zona costera.

Por su parte, en noviembre de 2019, las concentraciones de BFN en los sedimentos oscilaron entre $5,9 \cdot 10^2 \pm 2,4 \cdot 10^1$ y $1,0 \cdot 10^4 \pm 1,0 \cdot 10^1$ UFC·g⁻¹, siendo significativamente superiores en las estaciones E-1, E-2, E-3 y E-9 (Final Dique, Badén 35, Badén 31 y Badén 2-BM, respectivamente) (Tabla 35). De manera general, se encontró que las concentraciones de BFN aumentaron en un orden en noviembre con respecto a febrero, destacándose la E-3 con valores superiores en dos órdenes (Tabla 32). Es en esta estación donde único se encontró un valor de la relación (NT/PT < 50) (Tabla 33) que refleja un desequilibrio por exceso de fosfatos y un valor de NTi/PO₄ (Tabla 33) cercano al límite de disponibilidad de nitrógeno, de acuerdo a la relación 16:1 establecida por Redfield *et al.* (1963).

Los microorganismos fijadores de nitrógeno o diazotróficos presentan una mayor actividad en ambientes donde existe acumulación de materia orgánica biodegradable como marismas y manglares, determinado por la estrecha relación entre el proceso de fijación de nitrógeno por acción de bacterias y la presencia de materia orgánica como fuente de energía (Potts, 1984; Masepohl y Klipp, 1996). Lo anterior concuerda con las condiciones eutróficas que presenta la zona costera entre Artemisa y Mayabeque de acuerdo a los valores de DQO en agua, indicativo de una abundante producción de materia orgánica procedente del manglar, que favorece su acumulación en los sedimentos y estimula el desarrollo y la actividad de las bacterias fijadoras de nitrógeno.

Con relación a las bacterias reductoras de nitratos (Red. NO₃) presentes en los sedimentos, las concentraciones se encontraron en un rango de 200 - 24000 NMP/100g en febrero de 2019, con valores elevados hacia los sectores Cajío-Guanímar y Guanímar-Majana (Tabla 35). Sin embargo, en noviembre de 2019 las concentraciones oscilaron entre 1500 y 9300 NMP/100g, las que resultaron tres veces menores a las detectadas en febrero y sólo se distinguen las estaciones E-6 (Este Guanímar) y E-9 (Badén 2-BM) con los valores mayores (Tabla 35). Por su

parte, las bacterias amonificantes (Amonif.) en noviembre de 2019, presentaron concentraciones que variaron entre 910 y 9500 NMP/100g, con los mayores valores en el sector Surgidero de Batabanó- Cajío y en la E6 (Este de Guanímar) (Tabla 35).

Estos resultados evidencian la presencia de microorganismos capaces de utilizar esta fuente de nitrógeno tanto por vía asimilativa como desasimilativa. Se ha demostrado que la enzima nitrato reductasa participa en rutas metabólicas asimilativas, permitiendo la utilización del NO_3 como fuente de nitrógeno para los procesos de síntesis celular en microorganismos no desnitrificantes (Zumft, 1997). Por su parte, la reducción de NO_3 a amonio ocurre a través de procesos desasimilativos (reducción desasimilativa del NO_3 a amonio) reconocido como amonificación. Este proceso es llevado a cabo por bacterias fermentadoras que compiten por el nitrato como las bacterias desnitrificantes en condiciones anóxicas (Atlas y Bartha, 2002, Stolz y Basu, 2002).

La detección de bacterias desnitrificantes en muestras de sedimentos próximos a humedales naturales ha sido referida ampliamente por otros autores, teniendo en cuenta que muchas bacterias de estos ecosistemas llevan a cabo la reducción del nitrato de manera parcial o total (Kallner *et al.*, 2005, Salgado *et al.*, 2012). El proceso de desnitrificación en ecosistemas de manglar resulta fundamental para ambientes que reciben grandes aportes de nitrógeno ya sea natural o por fuentes antropogénicas, ya que remueve el exceso de nitrógeno y ayuda al control de la tasa de eutrofización en áreas de manglar (Garay, 2003).

Bacterias sulfato reductoras en los sedimentos

Las bacterias sulfato reductoras (BSR), son indicadoras de ambientes anóxicos y forman parte de la biota normal en los sedimentos marinos con bajas concentraciones de oxígeno. Este grupo presentó, en febrero de 2019, concentraciones entre 40 y 1500 NMP/100g y el mayor valor se obtuvo en la E-6 (Este de Guanímar) (Tabla 36). En noviembre 2019, todo el sector costero presentó concentraciones superiores a las de febrero, con valores entre 300 y

2100 NMP/100g, se destacan las estaciones E-5 (Badén 22), E-6 y E-7 (Badén 10-DM) por los mayores valores (Tabla 36).

Las poblaciones de organismos anaerobios son mayores que los aerobios en suelos de manglar, constituyendo las bacterias sulfato-reductoras la microbiota característica de estos ecosistemas y las principales descomponedoras de la materia orgánica que ellos aportan (Holguin *et al.*, 2001). En ambientes anóxicos

Tabla 35. Concentración de las bacterias fijadoras del nitrógeno (BFN), reductoras de nitratos (Red. NO₃) y amonificantes (Amonif.) en los sedimentos del sector costero de las provincias Artemisa y Mayabeque.

Estación	Puntos en la costa	Febrero 2019		Noviembre 2019		
		Conc. BFN (UFC·g ⁻¹)	Conc. Red. NO ₃ (NMP/100g)	Conc. BFN (UFC·g ⁻¹)	Conc. Red. NO ₃ (NMP/100g)	Conc. Amonif. (NMP/100g)
E1	Final Dique (FD)	3,5·10 ^{2b} ±5,9·10 ¹	11000	5,4·10 ^{3a} ±7,3·10 ¹	4300	4500
E2	Badén 35	4,5·10 ^{2b} ±6,7·10 ¹	1500	9,0·10 ^{3a} ±9,5·10 ¹	1500	9500
E3	Badén 31	2,3·10 ^{2b} ±1,5·10 ²	11000	1,0·10 ^{4a} ±1,0·10 ¹	2300	4500
E4	Oeste Cajío	6,8·10 ^{2b} ±8,2·10 ¹	200	3,1·10 ^{3b} ±5,6·10 ¹	1500	1500
E5	Badén 22	2,5·10 ^{2b} ±5,0·10 ¹	24000	2,6·10 ^{3b} ±5,1·10 ¹	2000	2100
E6	Este Guanímar	2,0·10 ^{2b} ±4,5·10 ¹	24000	1,9·10 ^{3b} ±4,4·10 ¹	9300	9300
E7	Badén 10 (DM)	1,0·10 ^{2b} ±3,2·10 ¹	24000	9,5·10 ^{2b} ±3,1·10 ¹	2300	2100
E8	Badén 4	4,0·10 ^{2b} ±6,3·10 ¹	230	5,9·10 ^{2b} ±2,4·10 ¹	2000	910
E9	Badén 2 (BM)	8,5·10 ^{2a} ±9,2·10 ¹	24000	5,8·10 ^{3a} ±7,6·10 ¹	9300	1500

Tabla 36. Concentración de las bacterias sulfatorreductoras en los sedimentos del sector costero de las provincias Artemisa y Mayabeque.

Estación	Puntos en la costa	Febrero 2019	Noviembre 2019
		Conc. BSR (NMP/100g)	Conc. BSR (NMP/100g)
E1	Final Dique (FD)	750	300
E2	Badén 35	300	730
E3	Badén 31	110	360
E4	Oeste Cajío	750	300
E5	Badén 22	280	1100
E6	Este Guanímar	1500	2100
E7	Badén 10 (DM)	200	2100
E8	Badén 4	40	730
E9	Badén 2 (BM)	280	730

ricos en materia orgánica, donde el potencial redox es negativo y en presencia de suficientes sulfatos, se dan las condiciones propicias para el predominio de bacterias sulfato-reductoras. Este proceso se considera la forma anaerobia de mineralización que más aporta al proceso total de descomposición anaerobia de la materia orgánica en el medio marino (Madigan *et al.*, 2012).

Mineralización aerobia de la materia orgánica en el agua

La degradación de la materia orgánica se considera la actividad fundamental de las bacterias heterótrofas. Este proceso constituye la clave del mecanismo de autodepuración de los ecosistemas marinos y pone a disposición de los productores primarios elementos nutritivos (Kirchman, 2000).

En el tramo comprendido entre las provincias Artemisa y Mayabeque, las tasas de mineralización aerobia de la materia orgánica en el agua, en general, resultaron elevadas para ambos muestreos. Los valores, en febrero de 2019, variaron entre

214,47 y 1321,50 mgC·m³·d⁻¹ (Tabla 37) y se destacan las estaciones E-2 y E-5 (Badén 35 y Badén 22, respectivamente) por presentar las tasas de mineralización más altas; mientras en noviembre de 2019 variaron entre 29,05 y 1705,49 mgC/m³·d⁻¹ (Tabla 37), con los mayores valores en las estaciones E-1, E-3 y E-6 (Final del Dique, Badén 31 y Este Guanímar, respectivamente).

Tabla 37. Variación de la mineralización de la materia orgánica por los microorganismos en el agua de las estaciones de la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque.

Estación	Puntos en la costa	Febrero 2019	Noviembre 2019
		Mineralización aerobia del agua (mgC/m ³ ·d ⁻¹)	Mineralización aerobia del agua (mgC/m ³ ·d ⁻¹)
E1	Final Dique (FD)	836,39	1705,49
E2	Badén 35	1004,34	29,05
E3	Badén 31	839,70	1420,99
E4	Oeste Cajío 1	612,90	267,52
E5	Badén 22	1321,50	268,61
E6	Este Guanímar	318,48	1154,11
E7	Badén 10 (DM)	416,89	149,90
E8	Badén 4	214,47	548,77
E9	Badén 2 (BM)	580,62	385,89

Los elevados valores de las tasas de mineralización obtenidos indican una alta capacidad metabólica de los microorganismos presentes en el ecosistema, lo cual no necesariamente está relacionado directamente con elevadas concentraciones de bacterias heterótrofas ya que el proceso de mineralización no es una actividad exclusiva de los microorganismos, en él también intervienen los procesos químicos y fotoquímicos de oxidación de la materia orgánica, pero se ha

considerado como actividad fundamental de las bacterias heterótrofas (Kirchman, 2000).

En aguas costeras influenciadas por el aporte de materia orgánica procedente del arrastre de los ríos, de la vegetación costera, de residuales domésticos y agro-industriales, entre otros, las bacterias heterótrofas son los organismos intermediarios obligados entre la materia orgánica detrítica y los organismos de niveles tróficos superiores (Torreton, 1991).

Los resultados obtenidos en febrero 2019 con respecto a la capacidad de degradación de la materia orgánica de las bacterias heterótrofas, en general, fueron similares a los informados por Espinosa *et al.* (1999). Por su parte, Miravet (2003) informa que las tasas de mineralización aerobia para los fondos blandos del golfo de Batabanó fueron elevadas alcanzando un valor máximo de 834,0 mgC/m³.d, en mayo de 1998 en la estación de Guanímar y de 4767,0 mgC/m³.d, en agosto de 1999 en la de Rosario.

Aun cuando la tasa de mineralización aerobia de la materia orgánica no permite evaluar directamente la calidad ambiental de las aguas del área, las altas tasas de descomposición garantizarían una rápida utilización de esa materia orgánica, contribuyendo al equilibrio de los ecosistemas de fondo blando.

Diversidad de la comunidad fitoplanctónica

El inventario taxonómico del fitoplancton resultó similar en ambos muestreos de la época poco lluviosa de 2019, con un total de 68 taxones, representados por 39 especies y 40 géneros, en febrero y 52 taxones con 32 especies y 37 géneros, en noviembre. En febrero, la comunidad se distribuyó dentro de las categorías taxonómicas: diatomeas (20 géneros y 19 especies), dinoflagelados (12 géneros y 18 especies) y cianobacterias (7 géneros y 1 especie) y en noviembre se encontraron las categorías: diatomeas (19 géneros y 17 especies), dinoflagelados (10 géneros y 10 especies), cianobacterias (3 géneros y 1 especie), clorofíceas (1 género y 1 especie), euglenofíceas (1 género) (Tabla 38).

Por su parte, la categoría de microflagelados fue común en ambos muestreos y en ella se agrupan organismos de diversas clases como Cryptophyceae,

Prymnesiophyceae y Raphidophyceae, que por su pequeño tamaño son muy difíciles de identificar.

Es de señalar que en febrero de 2019 se encontró por primera vez para las aguas cubanas la especie *Hermesinum adriaticum*, un flagelado heterotrófico que ha sido informado en ecosistemas eutróficos, y cuyo desarrollo se favorece en condiciones de baja disponibilidad de nitratos (Ljuvesic *et al.*, 2009). Precisamente, es en febrero cuando las formas oxidadas del nitrógeno presentaron las concentraciones más bajas con relación a noviembre.

Del total de taxones reportados en ambos muestreos, las diatomeas fue el grupo con mayor diversidad (33 y 26 taxa), seguido de los dinoflagelados con 24 y 17 taxa. Las cianobacterias estuvieron representadas por 7 y 4 taxa, mientras las clorofíceas y euglenofíceas estuvieron representadas por 1 taxón, cada una y los microflagelados con 3 (Tabla 38).

Tabla. 38. Aporte de los diferentes grupos al total de taxa, géneros y especies de la comunidad fitoplanctónica en el sector costero de las provincias Artemisa y Mayabeque en febrero y noviembre de 2019.

Grupos	Taxones		Géneros		Especies	
	Febrero 2019	Noviembre 2019	Febrero 2019	Noviembre 2019	Febrero 2019	Noviembre 2019
Diatomeas	33	26	20	19	19	17
Dinoflagelados	24	17	12	10	18	10
Cianobacterias	7	4	7	3	1	1
Insertae sedis	1	-	1		1	-
Clorofíceas	-	1	-	1	-	1
Euglenofíceas	-	1	-	1	-	-
Microflagelados	3	3	3	3	-	3
Total	68	52	43	37	39	32

En cuanto a la riqueza específica se encontró que en febrero el sector Guanímar-Majana tuvo mayor cantidad de taxa en las estaciones E-6 (Este Guanímar) y E-9 (aledaña al Badén 2- BM), con 36 y 30 taxones de fitoplancton, mientras en

noviembre la mayor riqueza específica se encontró en el sector Guanímar-Cajío, en las estaciones correspondientes a los puntos Oeste Cajío (E-4), Badén 22 (E-5) y al Este Guanímar (E-6), con 25 y 26 taxones de fitoplancton (Fig. 27). La estación 2 (Badén 35) fue la que presentó una menor riqueza de especies, en ambos muestreos y en el resto de las estaciones la cantidad de taxa del fitoplancton fue similar.

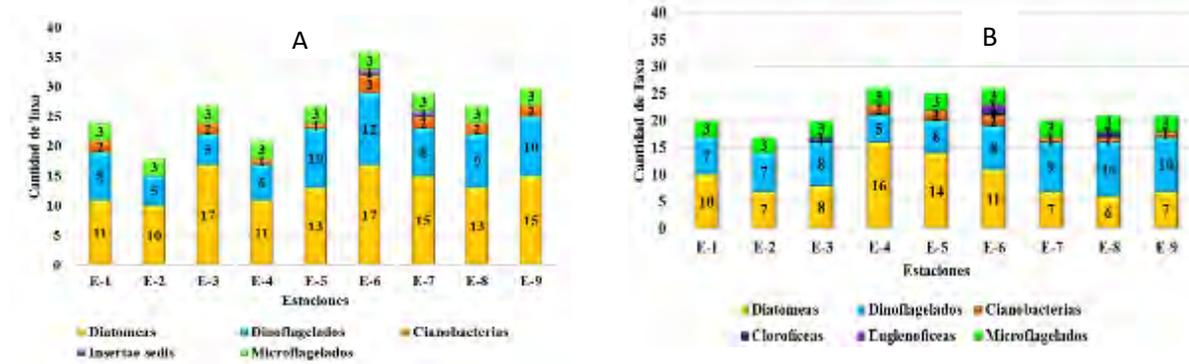


Figura 27. Riqueza específica del fitoplancton indicada como cantidad de taxa inventariadas en las estaciones de la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque en febrero (A) y noviembre (B) de 2019.

Abundancia del fitoplancton

La abundancia de la comunidad fitoplanctónica, en febrero de 2019 varió entre 855 cel.mL⁻¹ y 1846 cel.mL⁻¹, con un valor medio de 1235 ± 306 cel.mL⁻¹ y en noviembre de 2019 entre 768 cel.mL⁻¹ y 1705 cel.mL⁻¹, con un valor medio de 1209 ± 271 cel.mL⁻¹ (Fig. 28) y no existen diferencias en la concentración promedio del fitoplancton entre ambos muestreos, según Frontier (1981).

Solo se distinguen las estaciones E-6 (Este de Guanímar) y la E-4 (Oeste Cajío) por presentar valores de concentración fitoplanctónica significativamente mayores, en febrero (1846 cel.mL⁻¹) y en noviembre (1705 cel.mL⁻¹), respectivamente (Fig. 28). En el resto de las estaciones la abundancia del fitoplancton resultó dentro del rango de valores entre 350 y 1500 organismos, por lo que no difieren entre sí, de acuerdo a la escala de Frontier (1981). En el diagnóstico ambiental realizado por Espinosa *et al.*, (1999) a la misma zona de estudio también se reportó las mayores

concentraciones de fitoplancton en la parte costera ubicada entre Playa Rosario y Guanímar.

Es de señalar que, la abundancia fitoplanctónica tanto en febrero como en noviembre de 2019 (época poco lluviosa) resultó 1.2 veces mayor con respecto a la informada en el muestreo realizado en mayo 2003 (época lluviosa) por Martínez *et al.* (2004). Este resultado pudiera sugerir un mejoramiento en el tiempo de los aportes de nutrientes hacia la zona costera por un mayor intercambio de las aguas entre la parte interna y externa del dique sur, a través de los badenes.

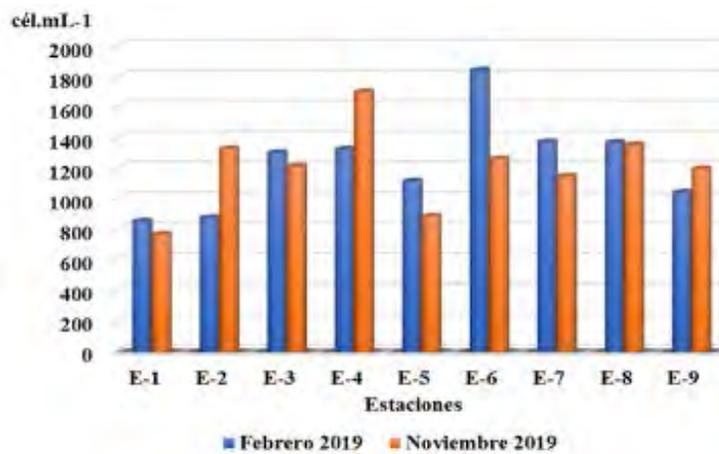


Figura 28. Concentración de fitoplancton en las estaciones de la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque, en febrero y noviembre de 2019.

Este supuesto se puede sustentar en que a pesar de que ambos muestreos se realizaron en la época poco lluviosa, las condiciones ambientales en febrero fueron diferentes por la ocurrencia de precipitaciones debido a una onda tropical estacionaria previo a los días del muestreo y durante los mismos, por lo que las escorrentías pudieron haber influido en la respuesta del fitoplancton y sin embargo las concentraciones promedio encontradas para ambos muestreos de la época poco lluviosa resultaron similares.

Con respecto a la contribución de los grupos del fitoplancton a la concentración total se encontró un predominio de los microflagelados y las diatomeas, tanto en febrero como en noviembre de 2019, con un aporte mayor que el 45 % a la

abundancia total (Fig. 29), con excepción de la estación E-9, en noviembre 2019, donde los dinoflagelados resultaron el grupo predominante (47%).

El predominio de microflagelados y diatomeas en la composición cuantitativa del fitoplancton se corresponde con los resultados obtenidos para el golfo de Batabanó por Popowski y Borrero (1989); Espinosa *et al.* (1999); Loza *et al.*, (2001 y 2003); Miravet *et al.*, (2000) y Martínez *et al.*, (2004), siendo la población de flagelados fundamental en la densidad del fitoplancton ya que la fracción más pequeña suele representar los valores más elevados de la biomasa del fitoplancton en las aguas marinas (Loza, 1998).

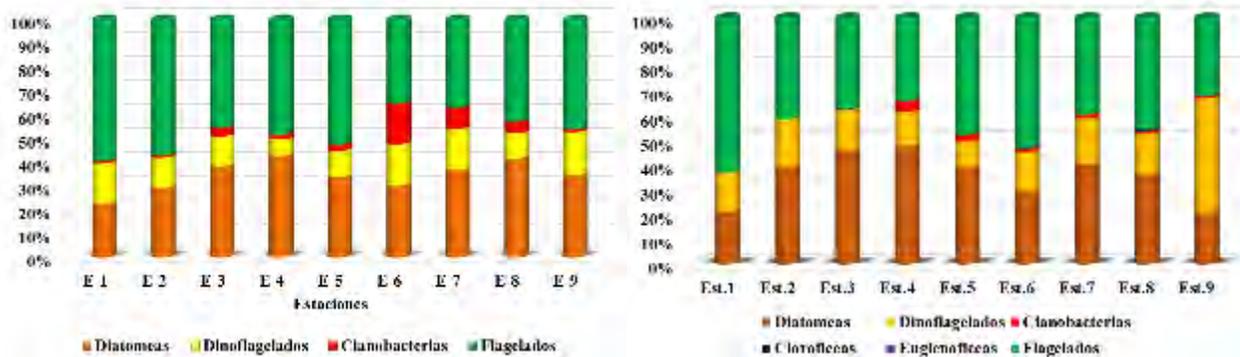


Figura 29. Contribución de los diferentes grupos a la abundancia total del fitoplancton en las estaciones de la zona costera de las provincias Artemisa y Mayabeque en febrero y noviembre de 2019.

Las cianobacterias se encontraron, en febrero de 2019, en todas las estaciones del sector costero entre Surgidero de Batabanó y Majana, con un incremento en la contribución hacia el sector Guanímar-Majana, en las estaciones E-6 (17%), E-7 (9%) y E-8 (5%) (Fig. 29), mientras en noviembre de 2019 tuvieron un menor aporte a la concentración total y sólo se encontraron en los sectores Cajío-Guanímar y Guanímar-Majana, con un mayor aporte en la E-4 (Oeste Cajío) del 4% y entre el 1% y el 2% en las restantes estaciones (Fig. 29).

La mayor contribución de cianobacterias encontrada en febrero, responde a las elevadas concentraciones de NH_4 ($X_{\text{media}}=6,1\pm 1,14 \mu\text{mol.L}^{-1}$) detectadas, con respecto a noviembre ($X_{\text{media}}=3,1\pm 2,28 \mu\text{mol.L}^{-1}$), en todo el sector costero de estudio, que caracterizan las aguas como eutróficas. No obstante, el aporte de

este grupo en ambos muestreos a la concentración total de fitoplancton coincidió, en general, con los incrementos en los contenidos de amonio detectados en las estaciones del sector Guanímar-Majana y Oeste Cajío. Otro aspecto que pudo incidir en la respuesta de las cianobacterias es la existencia de un desbalance en la disponibilidad de los nutrientes esenciales con una marcada limitación de fósforo inorgánico en el medio, con valores de la relación NT/PT mayores que 50 (Guildford y Hecky, 2000). Lo anterior pone de manifiesto la existencia de un desequilibrio en el ciclo del nitrógeno y el fósforo como resultado del deterioro de la calidad de las aguas por exceso de nitrógeno amoniacal.

Se debe destacar que en los últimos años se ha observado que las cianobacterias están formando parte de la estructura de la comunidad fitoplanctónica de las aguas costeras de Cuba, lo que refleja una alteración en la composición por grupos relacionada con la capacidad de estos organismos de responder rápidamente a la contaminación inorgánica por amonio y/o fosfatos, que los hace indicadores sensibles a las alteraciones de la calidad de las aguas (Loza *et al.*, 2003; Kauppila, 2007; Dobal *et al.*, 2011).

En investigaciones anteriores realizadas en la zona costera del golfo de Batabanó, Loza *et al.* (2003) y Martínez *et al.*, (2004) registraron importantes aportes de las cianobacterias en estaciones contaminadas con elevados valores de amonio y fosfatos (entre 3,16 y 5,44 μM y entre 0,5 y 0,11 μM , respectivamente).

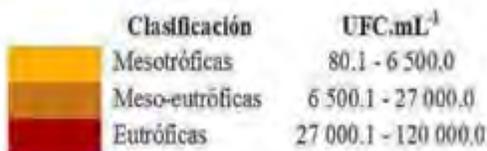
Evaluación del estado trófico de las aguas

A partir de las concentraciones de bacterias heterótrofas, el estado trófico de las aguas en el sector costero de las provincias Artemisa y Mayabeque varió de mesotrófico a meso-eutrófico, destacándose los sectores de Cajío-Guanímar y Guanímar-Majana como los más enriquecidos en ambos muestreos (Tabla 39). La condición trófica más elevada encontrada en estos sectores pudiera sugerir la ocurrencia de aportes adicionales de materia orgánica al sistema proveniente de los desechos domésticos de los asentamientos costeros, que incrementan la disponibilidad de materia orgánica que de manera continua es aportada por el ecosistema de manglar.

En general, de acuerdo a las concentraciones de fitoplancton, las aguas en febrero y noviembre de 2019 clasificaron como mesotróficas, lo que sugiere condiciones de enriquecimiento moderado (Tabla 40). Sin embargo, se destacan la estación E-6 (Este Guanímar) en febrero y la E-4 (Oeste Cajío) en noviembre, cuyas aguas presentaron un mayor estado de enriquecimiento con características de transición hacia condiciones eutróficas (Tabla 40).

Tabla 39. Estado trófico de las aguas del sector costero de las provincias Artemisa y Mayabeque en febrero y noviembre de 2019 a partir de la concentración de BHT.

Estación	Sectores	Puntos en la costa	Febrero 2019	Noviembre 2019
E1	Surgidero de Batabanó-Cajío	Final Dique (FD)	Meso-eutrófica	Mesotrófica
E2		Badén 35	Mesotrófica	Meso-eutrófica
E3		Badén 31	Mesotrófica	Mesotrófica
E4	Cajío-Guanímar	Oeste Cajío	Meso-eutrófica	Mesotrófica
E5		Badén 22	Meso-eutrófica	Meso-eutrófica
E6		Este Guanímar	Meso-eutrófica	Meso-eutrófica
E7	Guanímar-Majana	Badén 10 (DM)	Meso-eutrófica	Meso-eutrófica
E8		Badén 4	Meso-eutrófica	Mesotrófica
E9		Badén 2 (BM)	Mesotrófica	Mesotrófica



Al realizar el análisis entre las estaciones de acuerdo a las concentraciones de los indicadores hidroquímicos, de las cianobacterias y del fitoplancton; así como de los grupos funcionales de las poblaciones bacterianas, se obtuvieron tres grupos de estaciones correspondientes a los sectores Majana-Guanímar (E-6, E-7 y E-8),

Cajío-Guanímar (E-4 y E-5) y Surgidero de Batabanó-Cajío (E-2 y E-3) cuyas condiciones ambientales y de funcionamiento resultaron similares para ambos meses del período poco lluvioso y se diferencian de las estaciones E-9 y E-1 (Fig. 30).

Tabla 40. Clasificación del estado trófico de las aguas a partir de la concentración fitoplanctónica el sector costero de las provincias Artemisa y Mayabeque en febrero y noviembre de 2019.

Estaciones	Sectores	Puntos en la costa	Febrero 2019	Noviembre 2019
E-1	Surgidero de Batabanó-Cajío	Final Dique (FD)		
E-2		Badén 35		
E-3		Badén 31		
E-4	Cajío-Guanímar	Oeste Cajío		
E-5		Badén 22		
E-6	Guanímar-Majana	Este Guanímar		
E-7		Badén 10 (DM)		
E-8		Badén 4		
E-9		Badén 2 (BM)		

	Clasificación trófica	cél. mL ⁻¹
	oligotrófico	< 80
	oligotrófico/mesotrófico	80.1 - 350
	mesotrófico	350.1 - 1500
	Mesotrófico/eutrófico	1500.1 - 3120
	eutrófico	> 3120

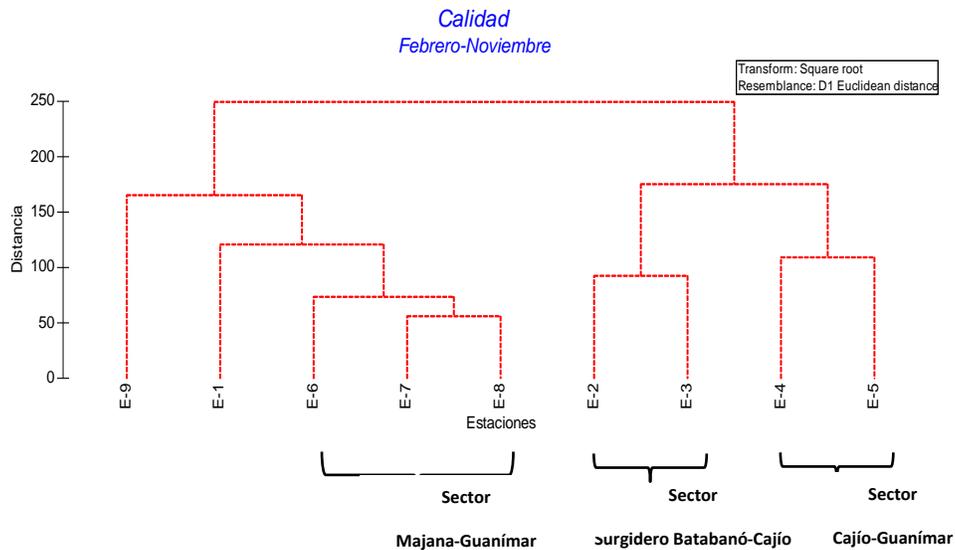


Figura 30. Análisis de similitud entre las estaciones de acuerdo a las condiciones ambientales y al funcionamiento de las poblaciones de microorganismos para la época poco lluviosa de 2019.

Caracterización del funcionamiento del sistema costero a partir de la dinámica de los procesos geomorfológicos.

Dentro de las consideraciones del recorrido realizado a las playas Majana, Guanímar y Cajío pertenecientes al sector costero de interés se observó que las estructuras duras como los pequeños malecones y los problemas ambientales relacionados con el drenaje de las calles, las redes de agua potable y el manejo de residuales, escombros y basura de los asentamientos costeros, se mantienen sin cambios apreciables en el tiempo.

En playa Majana, las áreas cubiertas por el manglar se conservan en buen estado físico y tienden a extenderse de manera natural a pesar de la interferencia de los muros y los rellenos sobre la costa. En este pequeño asentamiento urbano, el uso de la costa como balneario se ha reducido notablemente en los últimos años, debido a su estado de deterioro y abandono, por lo que resultaría más razonable una

restauración ambiental dirigida a la reposición del manglar natural que a la creación de una playa artificial.

En Guanímar el frente costero del asentamiento urbano sigue comprometido por el malecón y el vial que se extiende a lo largo de unos 250 m y que permanece sin cambios significativos. A pesar de no existir condiciones naturales de playa el uso de la costa como balneario sigue siendo el atractivo principal de los pobladores y visitantes del asentamiento urbano. Tanto al *E* como al *W* del asentamiento, el manglar conserva buenas condiciones físicas y no se advierten evidencias de destrucción mecánica producto de fuertes oleajes o erosión del suelo y en apariencia el manglar en los sectores aledaños al asentamiento se ha adaptado a la influencia humana. El muro del malecón se conserva en buen estado constructivo y pudiera jugar una función protectora frente a los oleajes de temporales ocasionales.

A diferencia de Majana, en Guanímar pudiera ser razonable que un proyecto de restauración ambiental en el frente costero en estos momentos atienda más a la necesidad de protección de la población y al uso recreativo del área que a la recuperación del manglar original, aunque lo más efectivo sería la relocalización del asentamiento.

En Cajío, al igual que en Majana, los sectores de manglar se conservan en buen estado físico y tienden a extenderse a pesar de la interferencia de los muros y los rellenos sobre la costa. La recuperación natural que ha tenido el manglar muestra que el pequeño asentamiento urbano, con sus rellenos y malecones a lo largo de unos 250 m, tampoco ha provocado una afectación irreversible. El compromiso del frente costero en Cajío, como área de balneario, es significativamente menor al de Guanímar, lo que hace posible concebir una restauración ambiental basada más en la recuperación del manglar que en un proyecto de área recreativa basada en el concepto de playa artificial.

Con respecto al Surgidero de Batabanó la situación es diferente, ya que el frente costero del poblado está mucho más comprometido con la actividad portuaria y pesquera. El espigón impermeable ubicado al *E* del puerto, interrumpe el transporte litoral provocando una significativa acumulación de arena provocando una extensión de la tierra hacia el mar en más de 100 m y la formación de la playa Surgidero, la

cual constituye una importante opción recreativa para la población, según se comunicó en el informe del proyecto 6 año 2009, del Macroproyecto. En la estación 2 de playa Surgidero se pudo comprobar la acumulación de arena hacia el interior de la duna producto de las marejadas provocadas por el huracán Maikol (2018) que cruzó al sur de Cuba en el mes de octubre. Tanto el frente costero del poblado de Batabanó como la playa del Surgidero están comprometidos con actividades económicas y recreativas por lo que, en el análisis de acciones para el enfrentamiento a la elevación del nivel del mar, a mediano y largo plazo, será necesario considerar alternativas ingenieras de mayor complejidad combinadas con medidas de adaptación.

En la “playa” de Mayabeque se mantiene la ocupación parcial del frente costero por instalaciones que en su mayoría son casas de veraneo en mal estado, seriamente amenazadas por los oleajes de tormenta y se aprecian los mismos problemas ambientales descritos para los asentamientos anteriores. La aplicación anárquica de protecciones costeras por parte de los pobladores de 1 km de longitud al *W* de la desembocadura del río, resulta una alternativa de poca efectividad y hacia el *E*, la protección de las casas consistió en la construcción de escolleras con una extensión similar de 1 km, las que nunca resultaron efectivas para la retención de arena y evitar el impacto de las olas sobre las instalaciones.

Se pudo confirmar que la franja de manglar en dirección a Batabanó ha sufrido un severo retroceso de unos 20-40 metros, aproximadamente, en los últimos 20 años (según entrevista realizada a un poblador), quien también destacó que la siembra de manglar que realiza la empresa forestal ha prendido satisfactoriamente y le parece una buena práctica.

Un proyecto de restauración del frente costero de Mayabeque requerirá de un análisis más cuidadoso de los intereses que entran en conflicto en esta zona, en la cual, a pesar del mal estado ambiental de la costa la actividad recreativa sigue siendo la predominante.

Por su parte, los resultados de las muestras de sedimento obtenidas en las estaciones ubicadas en el mar presentaron, en su mayoría, características fango-arcillosas. También, en algunos tramos de costa de Mayabeque se observó la

acumulación de materia orgánica proveniente del manglar y puntos de depósitos de conchas de moluscos de granulometría superior 0.5 mm bien clasificados, como se muestra en las fotos 1 y 2.

Con respecto a la evolución de la línea de costa, a partir de la comparación de la posición de las líneas de costa mediante imágenes satelitales entre los años 1985 y 2019 y la comprobación realizada con mediciones en el terreno, se encontró que en el sector costero comprendido entre Majana y Batabanó existen cuatro zonas con cambios relativamente significativos: Surgidero de Batabanó y Cajío (en la costa), Las Cayamas y Los Guzmanes (en las cayerías).

En el área al *E* de los espigones del Surgidero de Batabanó, ocurre una deposición de sedimentos que ha provocado el desplazamiento de la línea de costa hacia el mar en unos 80 m, con un ritmo de expansión de 2.35 m/año (Fig. 31). En la zona que se ubica entre los dos espigones se observa un retroceso de la línea de costa, que en su punto más crítico alcanza los 86 m. Al *W* del Surgidero también se observa un retroceso en la línea costera, el cual en el período estudiado llega a tener un desplazamiento de hasta 100 m en algunos sectores, para un ritmo de erosión de 2.9 m/año.



Fotos 1 y 2. Depósitos de sedimentos en Mayabeque. Derecha. Berma formada por conchas de moluscos de granulometría superior 0.5 mm y bien clasificado. Izquierda. Acumulación de materia orgánica proveniente del manglar.

En el sector costero de Cajío (Fig. 32) también ha ocurrido un proceso de retroceso de la línea de costa que alcanza los 50 m en determinados puntos hacia

el E. En el frente del poblado este retroceso alcanza los 45 m y hacia el W, los 25 m.



Figura 31. Desplazamiento de la línea de costa en el área del Surgidero Batabanó, entre 1985 y 2019, estimado mediante el procesamiento de imágenes satelitales. Las líneas de color amarillo corresponden a las imágenes de 1985 y las líneas de color rojo a las de 2019.

A pesar de estos ritmos de erosión hay que señalar que para la mayor parte del sector costero entre Batabanó y Majana los máximos valores estuvieron entre 20 y 40 m, lo que representa un ritmo promedio de erosión de 0.88 m/año.

En el caso de los cayos de Las Cayamas (Fig. 33) se observa una tendencia hacia el retroceso de la línea de costa en el lado E, mientras en su lado W el área del manglar muestra una ampliación de hasta 300 m, en algunos puntos. Por su parte, en los cayos de los Guzmanes (Fig. 34) se advierte una pérdida considerable de área en su extremo NW, con un retroceso puntual de hasta 600 m, mientras que hacia su lado SW se ha producido una expansión del cayo, en unos 100 m.

Para analizar la tendencia erosiva en la evolución del litoral sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque se debe tener en cuenta el alto grado de complejidad en la evolución que ha tenido la génesis geológica de la plataforma del Golfo de Batabanó, atendiendo a la combinación de procesos neotectónicos, geoquímicos, thalassogenéticos y fluviales, como se describe y demuestra en la Monografía “Geología de la Plataforma Marina de Cuba” (Ionin et al., 1977, versión en español por Guerra et al., 2005), además de la decisiva influencia de los procesos de transgresión y regresión del nivel del mar más recientes

Los autores refieren que, en todo el litoral norte del golfo, donde se ubica la zona de estudio, se encuentran las estructuras tectónicas más antiguas de la plataforma constituidas por una capa bastante potente de sedimento terciario y cuaternario lo que determina, en gran medida, el carácter del hundimiento del litoral emergido. Además, apuntan que en general, el desarrollo del relieve tiene lugar bajo la influencia de olas de baja energía y la acumulación biogénica en los manglares, cuyo límite inferior lo constituye la profundidad en la que el oleaje producido por el viento local actúa sobre la pendiente submarina.



Figura 32. Desplazamiento de la línea de costa en el área de Cajío, entre 1985 y 2019, estimado mediante el procesamiento de imágenes satelitales. Las líneas de color amarillo corresponden a las imágenes de 1985 y las líneas de color rojo a las de 2019.



Figura 33. Desplazamiento de la línea de costa en los cayos de Las Cayamas entre 1985 y 2019, estimado mediante el procesamiento de imágenes satelitales. Las líneas de color amarillo corresponden a las imágenes de 1985 y las líneas de color rojo a las de 2019.



Figura 34. Desplazamiento de la línea de costa en los cayos Los Guzmanes entre 1985 y 2019, estimado mediante el procesamiento de imágenes satelitales. Las líneas de color amarillo corresponden a las imágenes de 1985 y las líneas de color rojo a las de 2019.

De acuerdo con el análisis de las condiciones hidrodinámicas del Golfo, dichos autores también establecen el predominio del transporte transversal de los sedimentos, en casi toda la extensión de la zona costera de la plataforma suroccidental de Cuba. Precisamente con ello está relacionada la extensa difusión de formaciones limo-arenosas de diversas génesis, a gran distancia de la costa. El transporte a lo largo de la costa tiene lugar sólo en determinados sectores de la parte occidental de la referida plataforma y del litoral norte de la Ensenada de la Broa y las formas acumulativas que resultan de ese transporte alcanzan poco desarrollo en dirección este-oeste.

En la II Comunicación Nacional al IPCC (Hernández-Zanuy, 2012) se hace referencia a un fotomontaje seguido desde 1956 hasta 1997 en el que se muestra como el espigón al *E* del puerto de Batabanó ha interrumpido el acarreo de sedimentos provocando la ampliación de la costa en unas 50 hectáreas. El fotomontaje también muestra el proceso de erosión que ha afectado el sector costero de Batabanó-Mayabeque, con el desplazamiento de la línea de costa hacia tierra, que en algunos tramos alcanzaría los 92 m, en 40 años.

Esta tendencia a la acumulación de sedimentos al *E* del espigón del puerto de Batabanó se pudo actualizar mediante el procesamiento de las imágenes satelitales de 1985 y 2019 (Fig. 31) y las evidencias obtenidas en el terreno. Aunque no se cuenta con el procesamiento de las imágenes satelitales de 1985 y 2019 para el tramo de Batabanó-Mayabeque, las evidencias del retroceso de la costa obtenidas durante los trabajos de campo, que incluyeron playa Rosario, también demuestran la ocurrencia actual de ese proceso erosivo.

Trabajos anteriores como los desarrollados por Tristán (2003) y Juanes *et al.*, (2010 y 2014) relacionados con la erosión en las playas de Artemisa y Mayabeque, ofrecen elementos que reafirman la influencia que han tenido las actuaciones humanas en la intensificación del proceso de erosión.

Con respecto a la dinámica de los cayos en el área de estudio, se informa que en la costa *E* de la mayoría de los cayos se produce la erosión del manglar y el avance sobre ellos de los depósitos de fondo van creando camellones de tormenta y dejando al descubierto las turberas sepultadas que se han encontrado en la pendiente submarina, evidenciando el lento desplazamiento de las cadenas de cayos en dirección *W* (Ionin *et al.*, 1977, versión en español por Guerra *et al.*, 2005). Esta tendencia ha quedado claramente observada durante la exploración realizada a los cayos de Las Cayamas y Los Guzmanes y las estimaciones del desplazamiento de la línea de costa a través de las imágenes satelitales de los años 1985 y 2019, (Figs. 33 y 34).

Valoraciones conceptuales para el mejor manejo del litoral en el sector de estudio

En el sector de estudio aparecen identificadas las playas de Majana, Guanímar, Cajío, Batabanó, Mayabeque y Rosario. Cabría preguntarse si estos sectores cumplen con las condiciones naturales de una playa.

En varios documentos oficiales, textos y mapas, este tipo de “playas” aparecen nombradas casi siempre con la intención de referirse a un asentamiento costero (a veces identificado como poblado y otras como caserío) en los cuales la población ha encontrado y modificado espacios costeros apropiados para su uso como

balnearios y en los que hoy aparecen numerosas instalaciones sobre la línea de costa violando el Decreto Ley 212 y en muchos casos ilegales.

Cabe señalar la descripción de los tramos costeros que aparece en El Derrotero de las Costas de Cuba (1989) para el Golfo de Batabanó, donde se pueden encontrar citas como: “Es de costa baja pantanosa y cubierta de mangles con algunos segmentos arenosos en la costa *N*, donde están los caseríos y playas: Tasajero, Caimito y del Rosario” (*fin de la cita*). Otros diferentes manejos del nombre de muchas playas y su significado se pueden encontrar en el Diccionario Geográfico de Cuba (2000). Por ejemplo, en ese texto aparece: Playa de Cajío: Poblado del municipio de Güira de Melena, LH, 13 km al SSE de la cabecera municipal, en los 22041´lat. *N* y los 82028´long. *W*, en la llanura Habana-Matanzas, a 0,5 m de altitud; con 689 hab. (1981) y 783 (1992). Población dedicada a los cultivos varios y a la actividad forestal. Unido a la ciudad de Güira de Melena por carretera (*fin de la cita*).

Desde un punto de vista técnico y a las investigaciones de la respuesta de las playas cubanas a los efectos de la elevación del nivel del mar, estos sectores costeros no cumplen con las condiciones naturales de una playa, lo que conduce a la aceptación de que forman parte de la costa natural del área donde se ubican, que en la mayoría de los casos es Manglar.

Escenarios locales de penetración de las aguas marinas causadas por la variación del nivel del mar y por efecto de las corrientes litorales.

Las mediciones recientes de las corrientes marinas realizadas en las cuatro estaciones ubicadas al sur de Playa Majana, río Guanímar, Los 21 metros y Playa del Cajío arrojaron que, en general, en época poco lluviosa (enero 2019) fueron más lentas que en la lluviosa (julio 2019), llegando a alcanzar máximos extremos de 29,6 cm/s en las proximidades de Playa del Cajío (Tabla 41).

Las corrientes marinas medidas al sur del litoral costero del municipio Güira de Melena, en septiembre de 2015 por Rodas *et al.* (2015), presentaron los valores máximos (aproximadamente 7 cm/s) en el canal de Las Cayamas, donde predominó la influencia de la marea. Por su parte, los valores mínimos de las

corrientes marinas se registraron en las aguas próximas al litoral de Playa Tomate (3,0 cm/s) y al sur de Playa del Cajío (4,2 cm/s).

Además, Arriaza *et al.* (2016), estimaron que, en las aguas ubicadas al sur de este municipio, el promedio de la velocidad de las corrientes marinas fue menor que 6,0 cm/s, durante las mediciones realizadas en junio de 2016. Sin embargo, en este estudio se obtuvieron mediciones máximas y medias superiores (7,0 - 12,0 cm/s, Tabla 41) a las obtenidas en investigaciones precedentes por (Emilsson y Tápanes, 1971; Blázquez *et al.*, 1982 y 1988; Hernández *et al.*, 2005 b; Arriaza *et al.*, 2008; Rodas *et al.*, 2015 y Arriaza *et al.*, 2016).

En la ensenada de Majana predominaron los rumbos de componente *E* (60 %) durante ambos muestreos, sin influencia significativa de la marea. Los rumbos predominantes cerca del litoral costero de Guanímar, de Los 21 metros y de Playa del Cajío fueron de componente *N* (40%), *S-SE* con 45 % y *E* (40 %), respectivamente. La variabilidad de la magnitud y de la dirección de las corrientes marinas es mayor en Los 21 metros y en Playa del Cajío, que en Guanímar (Tabla 41, Figuras 35 y 36).

Tabla 41. Estadísticas generales de los datos de corrientes medidas.

Estación	Fecha	Velocidad media (cm/s)	Dirección	Velocidad máxima (cm/s)	Velocidad mínima (cm/s)	Desviación estándar (cm/s)	Varianza (cm ² /s ²)
Ensenada Majana	Enero 2019	1,8	NNE	3,8	1,0	0,8	0,61
	Julio 2019	11,8	E	20,0	3,0	4,5	20,36
Al sur de la salida del canal Los 21 metros	Enero 2019	1,2	S	3,2	1,0	0,4	0,2
	Julio 2019	9,4	SE	20,0	1,0	5,1	26,1
Al sur de la desemboca-dura del río Guanímar	Enero 2019	2,6	NW	10,2	1,0	2,1	4,23
	Julio 2019	7,0	N	17,0	0,4	3,6	13,1
Al sur de la desemboca-dura del río Cajío	Febrero 2019	5,0	WNW-NNE	11,6	2,0	2,8	8,2
	Julio 2019	11,1	E	29,6	0,4	5,4	29,7

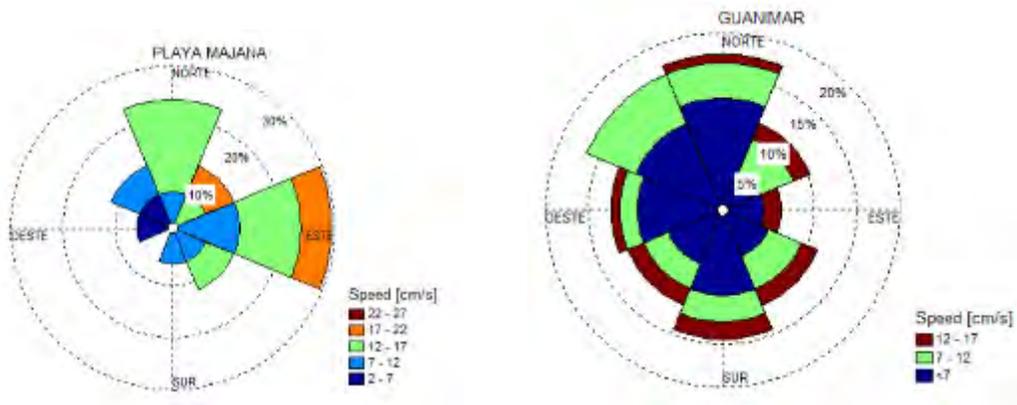


Figura 35. Distribución frecuencial de la magnitud de las corrientes marinas por rumbos en la ensenada de Majana (izquierda) y Guanímar (derecha).

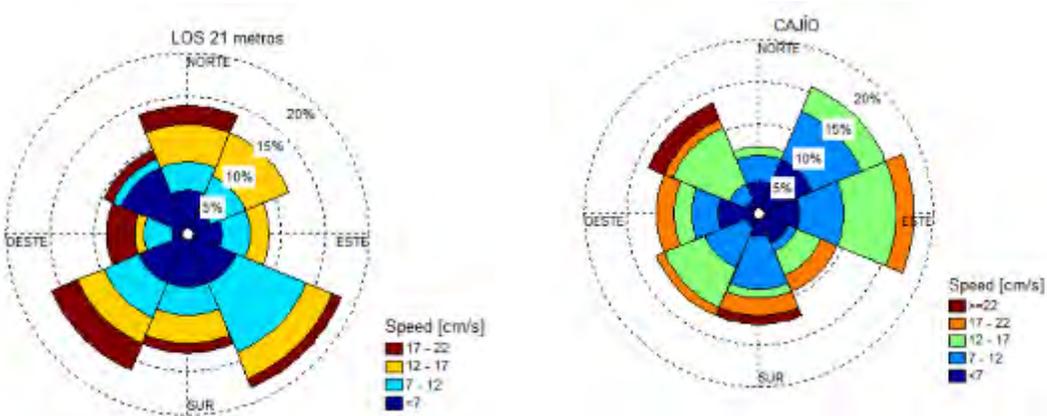


Figura 36. Distribución frecuencial de la magnitud de las corrientes marinas por rumbos en los 21 metros (izquierda) y en playa Cajío (derecha).

Particularmente, a 1 km de la desembocadura del río Guanímar, en enero de 2019 predominó el rumbo *NW* (80 %), sin influencia de la marea debido a la incidencia de vientos del *S* persistentes durante 72 horas, que provocaron inundaciones costeras y anularon el movimiento rotatorio (hacia tercer y cuarto cuadrante) (Fig. 35) generado por la marea.

En este sector costero, el movimiento oscilante provocado por la marea con alta frecuencia de rumbos (27- 40%), y con la mayor varianza en las mediciones, predominó en las aguas poco profundas desde el *S* de Guanímar hasta Playa del

Cajío (Fig. 36), con las mayores magnitudes de la velocidad del movimiento hacia el tercer y cuarto cuadrante oceanográfico (*S* a *W* a *N*). Sin embargo, los rumbos más frecuentes corresponden a los de la menor rapidez de las corrientes marinas, excepto al sur de Guanímar. En julio de 2019, en las proximidades de Guanímar predominó ligeramente el movimiento hacia el *N* (35 %) (Fig. 35), con velocidades máximas (hasta 17 cm/s).

La influencia marcada de la marea cerca del litoral costero de Artemisa, desde Guanímar hasta Playa Cajío, en condiciones de régimen habitual se debe a los vientos débiles que predominan en la zona, mayormente de componente *E* durante ambos muestreos, y a la influencia de la circulación marina en el Canal de Cayamas, donde prevalece la marea (Rodas *et al.*, 2015).

Flujos o transportes de volumen de agua estimados

La dirección del flujo de agua estimado a través de los canales Maravilla y Los 21 metros y de los ríos Guanímar y Cajío coincidió con el drenaje o no de los badenes más cercanos a cada uno de estos pasos (Tabla 42). Particularmente, se observó que el volumen de agua que entra al río Cajío (13 478,4 m³) en enero de 2019 (periodo poco lluvioso) fue mucho mayor que el que sale (10 368,0 m³) en julio de 2019 (época lluviosa) y durante lluvias persistentes, comportamiento que pudo estar influenciado por la ausencia de un flujo de agua dulce procedente del badén aledaño que pueda contrarrestar el avance de las aguas marinas.

Los volúmenes de agua estimados y la dirección de su movimiento parecen indicar que, de las cuatro ubicaciones muestreadas, Playa Cajío es la zona con mayor probabilidad de penetración directa y persistentemente de las aguas, acelerada por la dinámica marina. Aunque, para poder confirmar este resultado se requiere realizar mediciones por un periodo mayor de tiempo y en otros puntos del litoral costero sur de Artemisa. No obstante, este resultado se corresponde con lo informado por González y Flores (2015) referido al avance de la línea de intrusión salina en el municipio Güira de Melena, entre 2014 y 2015.

Tabla 42. Flujo de agua a través de cada canal o río.

Canal o río	Volumen medio en 48 horas (m ³)	Hacia	Muestreo	Observaciones
Canal Maravilla	3 456,0	SW (salida de agua)	Enero/2019 (Llovió durante el 50 % del periodo de mediciones, Frente Frio Débil)	Badén 8 Drenaba en noviembre de 2018, (régimen meteorológico habitual del periodo poco lluvioso).
	4 492,8	SE	Julio/2019	
Canal Los 21 metros	4 838,4	S (salida de agua)	Enero/2019	Badén 18 Drenaba en noviembre de 2018 y en enero de 2019 (régimen meteorológico habitual del periodo poco lluvioso)
	3 456,0	SE (salida de agua)	Julio/2019	
Río Guanímar	12 441,6	SSE (salida de agua)	Febrero/2019 (Llovió continuamente, Frente Frio Fuerte, el Sur que lo precedió provocó inundaciones costeras en Guanímar y Cajío)	Badén 11 Drenaba en noviembre de 2018. (régimen meteorológico habitual del periodo poco lluvioso)
	10 368,0	ESE (salida de agua)	Julio/2019	
Río Cajío	13 478,4	NE	Febrero/2019	Badén 25 No drenaba en noviembre de 2018. (régimen meteorológico habitual del periodo poco lluvioso)
	10 368,0	SSSW (salida de agua)	Julio/2019 (Abundantes lluvias antes y durante las mediciones)	

Riqueza de especies en el manglar sumergido como indicadores del grado de conservación del ecosistema

La riqueza de especies asociada al ecosistema de manglar sumergido en el tramo comprendido entre Playa Majana y Surgidero de Batabanó es muy pobre o ausente.

Los resultados indican que hacia el *E* de Punta Cayamas y hasta Surgidero de Batabanó las raíces están desprovistas de biota asociada. En esta zona la disponibilidad de sustrato es también muy escasa debido a que las raíces son pequeñas (menores de 30 cm de largo), por lo que quedan expuestas al aire en los cambios de marea.

Esta situación impide el desarrollo de organismos epibiontes en la raíz de mangle rojo. Sólo organismos intermareales, adaptados a sobrevivir sin agua se encontraron sobre la raíz de mangle como los cirripedios (*Balanus* sp.) y el molusco bivalvo *Isognomun alatus*. Ambos ampliamente distribuidos y abundantes en las localidades en que se encontraron. Otra especie de molusco el gasterópodo *Littorina angulifera* o caracol de mangle también resultó ampliamente distribuido en el supralitoral del manglar.

En la estación 6B ubicada al *W* de Punta Cayamas, frente a los cayos de Las Cayamas, las raíces miden como promedio 30,5 cm y se encuentran desnudas en un 88,9%. Sin embargo, aquí se observaron algunas algas y esponjas sobre las raíces. Las esponjas (predominantemente *Tedania ignis*) ocupan el 18% de las raíces y 16,3% las algas. El turf ocupa el 18,9% y el 5,7% presenta el molusco gasterópodo *Littorina angulifera*.

A partir de esta estación hacia el *W* de Punta Cayamas (estaciones 7B, 6B, 4B y 1B), las raíces son algo mayores con 35,6 cm como promedio permitiendo un espacio libre para la vida de organismos marinos.

En este tramo costero, entre Punta Cayamas y Playa Majana las raíces de los manglares presentaron una cobertura promedio de algas del 52,6%; de moluscos el 6,6%; el 42,2% de cirripedios (intermareales), el 14% de esponjas y un 22,1% de turf.

A pesar de que los manglares son zonas de alimentación y crecimiento de juveniles de peces, sólo se observaron peces en dos de las 10 estaciones estudiadas (20%) y la riqueza de especies fue muy pobre, sólo cuatro especies fueron observadas. Las densidades también fueron muy bajas, entre 0,1 y 2,7 individuos por metro lineal (Tabla 43). En la estación ubicada al *E* de Playa Majana se encontraron tres especies y en la estación al *W* de Punta Cayamas, dos especies.

Tabla 43. Densidad de peces entre las raíces de los manglares en el tramo de costa comprendido entre Surgidero de Batabanó y Playa Majana.

Estación	Especie	Número de individuos en tres transectos de 30 m (90 m)	Densidad (Número de individuos por metro lineal recorrido)
E-7B <i>W</i> de Punta Cayamas	<i>Jenkinsia lamprotaenia</i> (Gosse, 1851) Manjúa	100	1,11
	<i>Eucinostomus gula</i> (QuoyandGaimard, 1824) Mojarra de ley	10	0,1
E-1B <i>E</i> de Playa Majana	<i>Jenkinsia lamprotaenia</i> (Gosse, 1851) Manjúa	250	2,7
	<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828) Cubera	1	0,01
	<i>Acanthurus</i> spp. Forsskal, 1775 Barberos	3	0,03

Estado de conservación del ecosistema de manglar sumergido

En Cuba se encuentran ampliamente distribuidos tres tipos de manglares, el manglar de cayo, el de borde y el manglar de ribera; según Lugo y Snedaker (1974).

El manglar de borde es el más ampliamente distribuido y rodea todo el borde de la isla principal y algunas isletas. Esta franja protectora está compuesta

mayoritariamente por mangle rojo (*Rhizophora mangle*), que es un árbol con adaptaciones biológicas idóneas para vivir sobre fango (raíces zancudas fuertemente ancladas al sustrato), en terrenos inundados permanente o parcialmente (estructuras aéreas para la respiración), en aguas dulces y salobres o saladas (desembocadura de ríos y cayos alejados de tierra firme), que en dependencia de las características hidrodinámicas de la costa y la intervención antrópica contribuyen notablemente a la formación o destrucción de terreno costero. Al parecer el estado de conservación del manglar es el adecuado porque la biota asociada a la zona intermareal es la que se encuentra en todos los manglares de borde de las zonas tropicales. Básicamente moluscos, cirripedios y algunos gasterópodos capaces de soportar las fluctuaciones diarias de la marea y otros eventos meteorológicos o incluso impactos ocasionados por el hombre en la costa.

La composición, diversidad y abundancia de la biota asociada al mangle rojo en Cuba está muy relacionada con el tipo de manglar donde se desarrolla. Su presencia depende de numerosos parámetros abióticos entre los que se destaca la turbidez o sedimentación, la salinidad, la temperatura, la profundidad, el tipo de sustrato y su disponibilidad, entre otros. Para que haya presencia de biota asociada en la raíz de mangle es esencial que existan condiciones óptimas para la vida (oxígeno, salinidad, temperatura, concentración de materia orgánica, etc.) y disponibilidad de sustrato.

Estas condiciones las encuentran los organismos bentónicos en las raíces de los mangles tanto en zonas estuarinas como marinas como los que bordean los numerosos cayos de mangle que rodean la plataforma insular o en las entradas de marinas, náuticas y bahías.

La mayor parte de las costas del territorio nacional están cubiertas por manglares que se desarrollan muy bien sobre superficies acumulativas que generalmente son de muy escasa profundidad, como es el caso de la costa sur de Artemisa y Mayabeque, donde la profundidad media de la línea de costa no supera los 30 cm. Si tenemos en cuenta que la amplitud media de las mareas en la zona

suroccidental de Cuba es cercana a 30 cm, resulta muy poco probable encontrar organismos capaces de sobrevivir fuera del agua.

En el intermareal se encontraron abundantes y ampliamente distribuidos el molusco *Isognomun alatus* y el cirripedio *Balanus* sp. En la zona supralitoral resultó abundante y ampliamente distribuido el caracol de mangle *Littorina angulifera*. Estas tres especies dominan entre los organismos que conforman la escasa riqueza de organismos asociados a las raíces de mangle rojo en la zona estudiada.

La presencia de organismos marinos como esponjas y peces se encontró sólo en las estaciones E-1B al E de Playa Majana y en la estación E-7B, al W de Punta Cayamas, lo que pudiera estar relacionado con la existencia de mejores condiciones ambientales.

En cuanto a la vegetación arbórea de mangle, presentó buen estado de salud en el tramo comprendido entre Surgidero de Batabanó y Playa Majana, con árboles altos, vigorosos, sin amarillamiento en las hojas y los árboles muertos fueron muy puntuales y escasos.

El manglar sumergido también muestra signos de buena salud a pesar de la escasa vida que se encontró asociada a sus raíces. Estas son abundantes, gruesas y sanas mostrando un buen estado de salud en general. La mayor parte de la costa muestra signos de crecimiento del mangle hacia el mar, y no de retroceso, como fue observado en años anteriores en el tramo de Surgidero de Batabanó a Mayabeque (Hernández-Zanuy *et al.*, 2008).

Las aguas marinas del sector costero entre Majana y Surgidero de Batabanó presentaron un enriquecimiento por materia orgánica y amonio, con un déficit de las formas oxidadas del nitrógeno y de los compuestos del ciclo del fósforo; así como elevadas concentraciones de nitrógeno total con predominio de la fracción orgánica y sedimentos con altos contenidos de carbono orgánico (CO); condición que resulta característica de ambientes estuarinos altamente productivos como los ecosistemas de manglar, asociado a la exportación y descomposición del material detrítico de origen vegetal y una elevada producción fotosintética e influenciado

por los aportes de residuales domésticos procedentes de los asentamientos costeros.

En todo el sector costero las concentraciones de bacterias heterótrofas, fijadoras de nitrógeno y sulfato reductoras resultaron elevadas y se corresponden con la alta disponibilidad de materia orgánica biodegradable que existe, tanto en el agua como en los sedimentos, que estimula los procesos metabólicos llevados a cabo por estas poblaciones bacterianas a través de la descomposición de la materia orgánica y la utilización tanto por vía asimilativa como desasimilativa. Esta capacidad metabólica de los microorganismos resulta fundamental para el equilibrio de los ecosistemas de fondo blando como los de manglar, ya que remueve el exceso de nitrógeno y controla la eutrofización en ambientes costeros enriquecidos con materia orgánica de origen natural y/o antrópico.

En el tramo de Majana a Surgidero de Batabanó se distinguen los sectores Majana- Guanímar y Cajío-Guanímar por presentar un mayor enriquecimiento de materia orgánica expresada como DQO, de amonio, de bacterias sulfato reductoras en los sedimentos y de cianobacterias; así como un mayor grado de enriquecimiento con características de transición hacia condiciones eutróficas de acuerdo a la concentración de bacterias heterótrofas y fitoplancton, lo que sugiere la ocurrencia de aportes adicionales de materia orgánica al sistema proveniente de los desechos domésticos de los asentamientos costeros, que incrementan la disponibilidad de materia orgánica que de manera continua es aportada por el ecosistema de manglar.

Dentro de estos sectores existen estaciones como la E-4 (Oeste-Cajío) y la E-6 (Este Guanímar) cuyas aguas presentaron los mayores valores de (DQO) y (NH_4), así como elevadas concentraciones de bacterias reductoras de nitratos y amonificantes, de cainobacterias y de fitoplanctónica. La E-9 (Badén 2-BM) con elevadas concentraciones de bacterias fijadoras de nitrógeno y reductoras de nitratos que pueden estar relacionadas con el marcado déficit de nitrógeno existente en estas aguas por la afectación de las condiciones ambientales en el área aledaña al bosque de manglar muerto.

En el tramo entre Majana y Surgidero de Batabanó el ecosistema de manglar se encuentra, en general, en buen estado de conservación, con una tendencia al crecimiento hacia el mar, y no de retroceso y el manglar sumergido mostró signos de buena salud con abundantes raíces, gruesas y sanas. Resalta el sector *W* con un mayor desarrollo de la franja de manglar Lo que justifica las condiciones de elevado enriquecimiento en materia orgánica y nutrientes de las aguas aledañas y la respuesta funcional de los microorganismos.

La riqueza de especies asociada a las raíces de los mangles en el tramo comprendido entre Playa Majana y Surgidero de Batabanó fue muy pobre o ausente debido a la amplitud media de la marea y la baja profundidad de la zona; así como al tamaño de las raíces sumergidas. Se encontró un predominio de tres especies de organismos asociados a las raíces de mangle rojo, capaces de soportar las fluctuaciones diarias de la marea. En el intermareal el molusco bivalvo *Isognomon alatus* y el cirripedio *Balanus* sp. resultaron abundantes y ampliamente distribuidos, al igual que en la zona supralitoral, el molusco gasterópodo o caracol de mangle *Littorina angulifera*.

Hacia el *E* de Punta Cayamas y hasta Surgidero de Batabanó, se encontraron organismos intermareales y del supralitoral del manglar. Al *W* de Punta Cayamas, las raíces estuvieron ocupadas por esponjas, algunas algas, turf y el caracol de mangle.

En el tramo costero, entre Punta Cayamas y Playa Majana las raíces de los manglares presentaron una cobertura de algas, moluscos, cirripedios, esponjas y turf. Los peces en este sector costero presentaron bajas densidades y una riqueza de especies muy pobre (4 especies). Sólo se observaron peces al *E* de Playa Majana con tres especies y al *W* de Punta Cayamas, dos especies.

En el litoral costero sur de Artemisa, desde Guanímar hasta Playa del Cajío, el movimiento de las aguas estuvo determinado por la marea y la dirección del flujo de las aguas marinas a través de los canales (Maravilla y Los 21 metros) y los ríos (Guanímar y Cajío) estuvo influenciada por los drenajes de agua dulce procedente de los badenes más próximos. De acuerdo a los volúmenes de agua estimados y la dirección de su movimiento, Playa Cajío resultó la zona con mayor probabilidad

de penetración directa y persistentemente de las aguas, por lo que la intrusión salina podría ser acelerada sistemáticamente por el comportamiento de la circulación marina litoral.

En la mayor parte de este tramo, los máximos valores de erosión costera estuvieron entre 20 m y 40 m, lo que representa un ritmo promedio de erosión de 0.88 m/año. No obstante, se distinguen cuatro zonas con cambios relativamente significativos en la evolución de la línea de costa para el periodo 1985-2019: Surgidero de Batabanó y Cajío, Las Cayamas y Los Guzmanes.

La evolución de la dinámica costera mostró un predominio de procesos erosivos con retroceso en la línea costera, al *W* del Surgidero de Batabanó (ritmo de pérdida de 2.9 m/año) y entre los dos espigones (hasta 86 m) y además en el sector costero de Cajío donde alcanza los 50 m al *E* y los 25 m hacia el *W* y en el frente del poblado, el retroceso alcanza los 45 m. Sin embargo, al *E* de los espigones del Surgidero de Batabanó, ha ocurrido una expansión de la línea de costa en unos 80 m (2.35 m/año).

En el lado *E* de Las Cayamas existe una tendencia hacia el retroceso de la línea de costa y en su lado *W* se ha ampliado hasta en 300 m. Por su parte, en los Guzmanes hay un retroceso considerable en su extremo *NW* de hasta 600 m, mientras que hacia su lado *SW* se ha producido una expansión, en unos 100 m.

En el tramo costero entre Surgidero de Batabanó y Majana las evidencias del proceso de erosión aparecen asociadas a los asentamientos costeros, con un manglar en buen estado frente a los badenes, sin indicios de un efecto erosivo provocado por el dique sur. La mayor intensidad del proceso de erosión se produce desde Rosario hasta Batabanó provocado principalmente por acciones antrópicas, cuyo efecto negativo permanece en este sector costero hasta la actualidad.

En la costa sur de Artemisa y Mayabeque las acciones deben estar dirigidas a la aplicación de medidas de adaptación basadas en la relocalización de los asentamientos y en soluciones ingenieras de protección costera basadas en la adaptación al ecosistema manglar.

Resultado 4. Manejo integrado y participativo

El éxito y la sostenibilidad de las acciones de restauración y rehabilitación en el humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque depende de la integración de la gestión de los recursos naturales, con el actuar y planes de desarrollo de los gobiernos y las comunidades locales. En este sentido la Adaptación Basada en Ecosistemas (ABE) está focalizada también en la necesidad de aumentar la capacidad de gestión de los sistemas socio-económicos territoriales.

El acompañamiento a los gobiernos de la región se materializó a través de dos ejes fundamentales: la incorporación de acciones de ABE en los mecanismos de gestión del territorio existentes, y la articulación del ABE en el sistema de gestión del conocimiento a nivel local y regional que pudiera brindar elementos para la adecuada toma de decisiones. A través del fortalecimiento de capacidades, mecanismos para la comunicación y el planeamiento conjunto entre los diferentes actores del gobierno y ministerios que operan en el área, se logró asegurar que sus respectivos planes de desarrollo se armonicen y sean compatibles con la recuperación y manejo sostenible del humedal. En este sentido acciones como: ubicación de los caminos, obras de infraestructura, diseño de obras de drenaje, actividades del sector agrícola, y regulaciones en la extracción de agua en áreas productivas entre otras, serán conciliadas desde la necesidad de recuperación, manejo sostenible y protección de los recursos naturales del humedal. Igualmente resultó significativo los vínculos creados entre las universidades e instituciones científicas como generadores del conocimiento (Fig. 37), con los actores del gobierno y las empresas como gestores de esta información, para el desarrollo sustentable de los asentamientos poblacionales, y la protección y manejo sostenible de los recursos del humedal. En el plan de la economía para ambas provincias hasta el 2025 se aprobó el presupuesto de 20 000 000 pesos para la recuperación de los bosques costeros, incluyendo además áreas al norte de la provincia de Artemisa como la zona de desarrollo del Mariel.



Figura 37: Algunos productos de sistematización del conocimiento.

A partir de las experiencias en aciertos y lecciones aprendidas en el humedal bajo la gestión del proyecto, se establecieron las bases para la implementación de la Tarea Vida a nivel nacional, asimismo para otros proyectos como: "Adaptación al cambio climático en la zona costera de Cuba con enfoque basado en ecosistemas" financiado por el Fondo Verde del Clima y "Construyendo resiliencia costera en Cuba a través de soluciones naturales para la adaptación al cambio climático" financiado por la Unión Europea. Por otra parte, los resultados alcanzados en el humedal fueron incluidos en otros instrumentos de gestión como la Estrategia Ambiental Provincial y el Plan Estratégico del Sector Agropecuario y Forestal de la República de Cuba hasta 2030. Asimismo, esta información ha sido útil en la confección de los planes de desarrollo territoriales, planes de adaptación al cambio climático, reportes anuales sobre el cumplimiento e implementación de la Tarea Vida y localización de inversiones.

La búsqueda de alternativas económicas para las familias que interactúan con los ecosistemas de humedal, ha sido una premisa importante que se identificó desde el inicio de las labores en el área. Además de crear fuente de ingresos y alternativas de aprovechamiento para las familias, están orientadas también en la disminución de las presiones sobre los ecosistemas naturales y la utilización sostenible de los recursos. En este sentido la producción de carbón vegetal a partir de especies invasoras fue una actividad relevante y atractiva para las empresas y los pobladores implicados en la labor. La demanda de este producto en el mercado internacional propicia tratos beneficiosos y ganancias importantes

para las empresas y las familias de la región. La crianza de abeja melipona es otra actividad que se inició y estimuló en las comunidades cercanas a los bosques limítrofes (Foto 3). El efecto combinado de servicio de polinización y producción de miel de elevada calidad, podrían convertirse a corto plazo en beneficios para los bosques y la economía familiar. Por otra parte, fueron revalorizados los costos por hectáreas incrementándose los salarios a más de tres veces su valor inicial, unido a las mejoras en las condiciones laborales. Esta situación conllevó al aumento en las contrataciones y por tanto la generación de empleos en la región. Resalta el aumento en la proporción de mujeres, sobre todo en la creación y mantenimiento de los viveros destinados al enriquecimiento de los bosques limítrofes fundamentalmente.



Foto 3: Izquierda: Abeja del género *Melipona*. Derecha: Panales construidos por las empresas forestales en el marco del proyecto.

La información en las comunidades fue compartida a través de foros existentes como: asambleas de rendición de cuentas de los delegados a sus electores a nivel comunitario, municipal y provincial, y barrios debates concertados por las organizaciones comunitarias. Estas acciones permitieron poner la información a disposición de las comunidades y constituyeron canales de consulta a las partes interesadas. Los institutos de investigación y cuerpo de guardabosques y las empresas en los territorios, tuvieron un papel decisivo tanto en la proyección de las acciones como en el proceso de prevención y educación popular. Mediante charlas educativas, actividades con voluntarios y círculos de interés en las escuelas locales favorecieron el flujo de información de manera sistemática sobre

temas de manejo sostenible de los recursos, la protección del humedal y su relación con el cambio climático.

Se evidencia en la región, el cambio de aptitud entre pobladores, obreros y tomadores de decisiones hacia los ecosistemas del humedal. La producción de materiales divulgativo-educativos y la realización de reuniones públicas, talleres y seminarios, brindó resultados satisfactorios y tuvieron gran aceptación (Foto 4). Conceptos como restauración, rehabilitación, ABE, invasiones biológicas, manejo sostenible de recursos, son usualmente manejados y comprendidos entre los comunitarios y las empresas. Se actuó de manera combinada con líderes comunitarios, grupos de voluntarios, maestros, empresas productivas, instituciones y periodistas en el desarrollo de capacidades y acciones en las áreas (Foto 5).



Foto 4: Festival por el día de los humedales en Batabanó, Mayabeque



Foto 5: Grupos de voluntarios, empresa forestal, gobiernos, instituciones científicas y de gestión en labores de limpieza de canales en Guanímar, Alquizar, Artemisa.

En el periodo el bosque de referencia de humedales costeros ubicado en Cajío, Güira de Melena, Artemisa ha seguido enriqueciéndose y actuado como aula natural con fines educativos y científicos, además de la conservación “*in situ*” de especies propias de la zona, con el correspondiente manejo previo de las especies vegetales invasoras.

Conclusiones

Las empresas forestales y las comunidades al sur de Artemisa y Mayabeque cuentan con un protocolo para la restauración y rehabilitación de los ecosistemas degradados del humedal.

La gran cantidad de especies invasoras y su influencia negativa en los ecosistemas nativos, han contribuido a la severa degradación que exhibe el humedal.

En el sector costero del humedal al sur de las provincias de Artemisa y Mayabeque continúan los procesos erosivos y la pérdida de la línea de costa.

Los obreros forestales, decisores y la comunidad en general, cuentan con un grupo de información que les permite usar de manera sostenible los recursos naturales, aprovechar los productos del manejo de las especies vegetales invasoras y la implementación de acciones para mitigar el efecto del cambio climático.

Referencias bibliográficas

Ansari, N.A., Hemavani, C. y Thippeswamy, B. 2012. Evaluation of Antimicrobial Property of Spirogyra Species. International Multidisciplinary Research Journal, vol 2.

Arriaza L., L. Rodas, J. Simanca, S. L. Lorenzo, D. E. Milian y P. Romero. 2008. Contribución a la gestión ambiental del golfo de Batabanó: modelación numérica de corrientes marinas, Rev. Invest. Mar. No29, pp 89-99.

Arriaza L., J. Navarro P. J, R. García Santos, D. Montesinos de Sologuren, M. Lugioyo, L. Benítez , Y. Carrillo y C. Bolívar. 2016. “Análisis de la influencia de escenarios, que involucran la dinámica de las aguas marinas, sobre el recurso “agua dulce” y las zonas agrícolas”. Informe al proyecto “Bases ambientales para la sostenibilidad alimentaria local (BASAL)”.

Atlas R. M. y R. Bartha. 2002. Ecología microbiana y microbiología ambiental. Pearson-Addison Wesley.

Azor, L. y A. Barro. 2011. Composición y estructura de las comunidades de mariposas (Orden Lepidoptera) en la Habana y su relación con el grado de urbanización. Carta Cuba. Boletín de la Sociedad Cubana de Zoología 3: 10.

Baisre, J.A. and Z. Arboleya. 2006. Going against the flow: Effects of river damming in Cuban fisheries. Fish. Res. 81, 283-292.

Barnard, M. A., Porter, J. W y Wilde, S. B. 2017. Utilizing Spirogyra grevilleana as a Phytoremediatory Agent for Reduction of Limnetic Nutrients and Escherichia coli

Concentrations. American Journal of Plant Sciences, vol 8. Disponible en: <http://www.scirp.org/journal/ajps>.

Baró I. y P. Herrera. 2011. Serie de folletos informativos sobre Plantas invasoras. Vol. 7: *Casuarina equisetifolia*.

Baskin C. C., J. M. Baskin. 2005. Seed dormancy in trees of climax tropical vegetation types. *Tropical Ecology*: 46: 17-28.

Baskin C. C., J. M. Baskin. 2014. *Seeds: Ecology, Biogeography and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic Press, New York.

Bernasconi Salazar, J., Cora, A., Karlín, M. and González, L., 2018. Eficiencia del anillado y profundidad de corte óptima para el control de dos especies leñosas exóticas invasoras del Chaco Serrano argentino. *Agriscientia* 35 (2): 11-18.

Blázquez L y E. Romeu. 1982. Contribución al estudio de la circulación general del Golfo de Batabanó. Zona B. Reporte de Investigación. No 1. Instituto de Oceanología. ACC. La Habana, Cuba, 34 pp. 1-33.

Blázquez L., J. P. Rodríguez-Portal, I. Rosabal-Campos y R. Calderón Hebra. 1988. Mediciones de corrientes marinas en el Golfo de Batabanó. Reporte de Investigación. No 14. Instituto de Oceanología. ACC. La Habana, Cuba, ISSN 0138-6328.

Bonfim J. A., R. L. F. Vasconcelos, S. L. Stürmer y E. J. B. N. Cardoso. 2013. Arbuscular mycorrhizal fungi in the Brazilian Atlantic forest: A gradient of environmental restoration. *Applied Soil Ecology* 71 (2013) 7– 14.

Borhidi, A. 1991. *Phytogeography and Vegetation Ecology of Cuba*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 923 pp.

Brassiolo M. M., C. Gómez, M. G. Senilliani, y C. López. 2008. Mortalidad selectiva inducida para raleos en bosques nativos. *Quebracho - Revista de Ciencias Forestales*, 16, 94-101.

Carrera L. M. y J. M. G. Menéndez. 2006. Ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano Estudios y experiencias enfocados a su gestión. In L. M. Carrera & J. M. G. Menéndez (Series Eds.), E. Academia (Ed.)(pp. 1-329).

Carvalho J., P. Cardoso, P. Borges, D. Schmera, J. Podani. 2013. Measuring fractions of beta diversity and their relationships to nestedness: A theoretical and empirical comparison of novel approaches. *Oikos* 122: 825–834.

Comas, A., V. Martínez, L. Toledo y M. C. Pombo. 1999: Las algas de agua dulce de Cuba.- Inf. Final, PNCT del Programa Nacional: «Cambios Globales y Medio Ambiente», Agencia Nacional Ciencia y Técnica.

Comas, A. 2009a. Algunas características de la flora de algas y cianoprocaritas de agua dulce de Cuba. Editorial Universo Sur, Universidad de Cienfuegos, Cuba.

Comas, A. 2009b. Catálogo de las algas y cianoprocaritas dulceacuícolas de Cuba. Editorial Universo Sur, Universidad de Cienfuegos, Cuba.

COP13. 2018. Informe Nacional sobre la Aplicación de la Convención Ramsar sobre los Humedales. Informes Nacionales que se presentarán en la 3ra Reunión de la Conferencia de las Partes Contratantes Dubai (Emiratos Árabes Unidos). <https://www.ramsar.org/document/cop13-national-reports-cuba>

Cortés D. y J. O. Rangel. 2011. Los bosques de mangle en un gradiente de salinidad en la bahía de Cispatá - Boca Tinajones, departamento de Córdoba, Colombia1. *Caldasia*, [S.l.], v. 33, n. 1, ene. 2011. ISSN 2357-3759. Disponible en: <<https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/36382/37977>>. Fecha de acceso: 17 feb. 2020

Chao A. y T. J. Shen. 2009. Program Spade (Species Prediction and Diversity Estimation). <http://chao.stat.nthu.edu.tw/software> CE. Html.

Chen, Y. y D. Schmera. 2015. Additive partitioning of a beta diversity index is controversial. *Proceeding of the National Academy of Science, USA* 112:E7161.

DAS, S. K. and Chakrabarty D. 2007. Limnological survey of three tropical water reservoirs in Eastern India. *Acta Botánica Malacitana* 32, Málaga, España.

Daws M. I., N. C. Garwood y H. W. Pritchard. 2005. Traits of recalcitrant seeds in a semi-deciduous tropical forest in Panama: some ecological implications. *Functional Ecology*. 19:874–885.

Daws MI, Garwood NC, Pritchard HW. 2006. Prediction of desiccation sensitivity in seeds of woody species: a probabilistic model based on two seed traits and 104 species. *Annals of Botany*. 97:667–674.

Delmas, E., M. Besson, M-H Brice, L. Burkle, G. V. Dalla-Riva, M-J Fortin, D. Gravel, P. Guimarães, D. Hembry, E. Newman, J. M. Olesen, M. Pires, J. D. Yeakel y T. Poisot. 2017. Analyzing ecological networks of species interactions. *Biological Review* DOI: 10.1101/112540.

Del Risco E. 1978. La vegetación de Zapata (Cuba) y sus relaciones con las condiciones ecológicas con especial énfasis en el nivel del agua freática. Tesis de Candidatura a Doctor en Ciencias. Instituto de Botánica de la Academia de Ciencias de Polonia. Cracovia. II + 96 pp. + 4 tablas y 46 fig.

Díaz A. C. 2015. Calidad del agua mediante el análisis fisicoquímico, demanda bioquímica y química de oxígeno en los humedales de Tumulco, Veracruz, México para obtener el título de: ESPECIALISTA EN GESTIÓN E IMPACTO AMBIENTAL, Universidad de Veracruzana 1-64.

Dobal V., S. Loza, y G. M. Lugioyo. 2011. Potencialidades de las cianobacterias planctónicas como bioindicadores de estrés ambiental en ecosistemas costeros Serie Oceanológica. No. 9, ISSN 2072-800x.

Drewniak, M. E., A. I. Zapata, H. M. Beccacece y F. Ficetti. 2016. Mariposas diurnas de la Reserva Natural Urbana General San Martín, Córdoba, Argentina (Lepidoptera: Papilionoidea). *SHILAP: Revista de Lepidopterología* 44: 287-298.

Durán L. 2019. Estructura funcional de los paisajes en la zona de intervención del proyecto “Manglar Vivo”, para los municipios Artemisa y Alquizar. Opción al título de Licenciado en Geografía. 54 pp.

Duke, N. C., J.-O. Meynecke, S. Dittmann, A. M. Ellison, K. Anger, U. Berger, S. Cannicci, K. Diele, K. C. Ewel, C. D. Field, N. Koedam, S. Y. Lee, C. Marchand, I. Nordhaus y F. Dahdouh-Guebas. 2007. A world without mangroves? *Science* 317: 41–42.

Emilsson I. y J. Tápanes. 1971. Contribución a la hidrología de la plataforma Sur de Cuba. Serie Ocenológica. No 9. ACC.

Emmell T. C. y G. T. Austin. 1990. The tropical rain forest butterfly fauna of Rodonia, Brasil: species diversity and conservation. *Tropical Lepidoptera* 1: 1-12.

Ensing D. J. y J. Pither. 2015. A novel multiple-site extensión to pairwise partitioned taxonomic beta diversity. *Ecological Complexity* 21: 62-69.

Espinosa J., R. Guerra, M. E. Chávez, *et al.* 1999. Diagnóstico de las alteraciones ambientales de la costa y los ecosistemas marinos aledaños a la Cuenca Sur de La Habana. (pp. 66). Archivo Científico: Instituto de Oceanología.

FAO. 1975. Manual of Methods in Aquatic Environmental Research part-1. Methods for detection and monitoring of water pollution: FAO Fish. Tech.

Fariñas MR. 1996. Análisis de la vegetación y sus relaciones con el ambiente mediante métodos de ordenamiento. Centro de Investigaciones Ecológicas de los Andes (CIELAT), Mérida, Venezuela.

Fontenla, J. L. 1987. Aspectos comparativos estructurales de tres comunidades de mariposas (Lepidoptera, Rhopalocera) en Cuba. *Poeyana* 337: 1–20.

Fontenla, J. L. 1992. Biogeografía ecológica de las mariposas diurnas cubanas. Patrones generales. *Poeyana* 427:1-30.

Fontenla, Y. 2019a. Composición, estructura espacio-temporal y funcional de ensamblajes de mariposas en fragmentos ecológicos embebidos en matrices

urbanas. [Inédito] Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad de La Habana. 77 pp.

Fontenla, J. L. 2019b. Libélulas (Insecta: Odonata) de Playas del Este, La Habana, Cuba. *Poeyana* 509: 1-7.

Fontenla, J. L., Y. Fontenla y C. Mancina. En prensa. Composición y modularidad de los ensamblajes de mariposas de Playa del Este, La Habana, Cuba. *Poeyana*.

Fortuna, A. M., D. B. Stouffer, J. M. Olesen, P. Jordano y D. Mouillot. 2010. Nestedness versus modularity in ecological networks: two sides of the same coin? *Journal of Animal Ecology* 79: 811–817.

Foster S, Janson CH. 1985. The relationship between seed size and establishment conditions in tropical woody plants. *Ecology*. 66:773-780.

Francini R. B., M. Duarte, O. Hermann, H. Mielke, A. Caldas y A. V. Lucci. 2011. Butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea and Hesperioidea) of the “Baixada Santista” region, coastal São Paulo, southeastern Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 5: 55-68.

Frontier S. 1981. Recuentos y Análisis de los datos. Tratamiento de los datos. 169-188. En: Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental y método de trabajo con zooplancton marino. D. Boltovskoy. (Ed.) Rep. Argentina.

Garay Y. C. 2003. Determinación cuali-cuantitativa de bacterias heterótrofas relacionadas con el ciclo del nitrógeno, calidad bacteriológica de agua y sedimentos recolectados en fiordos y canales de la XI región de Chile. Tesis de Grado Thesis, Fac. de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.

Garwood N. C. 1996. Functional morphology of tropical tree seedlings. En: Swaine, M. D. (ed.), *The ecology of tropical tree seedlings*, 59-130, Parthenon, New York.

Gerdemann, J. W. y T. J. Nicolson. 1963. Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by wet sieving and decanting. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 46: 235–246.

Gilman, E. L., J. Ellison, N. C. Duke y C. Field. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquatic Botany* 89(2):237-250.

Gonzalez B. E. y E. Flores V. 2015. Avance de la intrusion salina originada por el ascenso del nivel medio del mar, escenario 2050. Macroproyecto cambio climatico: "Escenarios de peligro y vulnerabilidad de la zona costera 2050-2100"

González J. M., C. Pedrós-Alió y J. M. Gasol. 2008. Plancton bacteriano de los océanos. *Investigación y Ciencia* 77.

González-Torres L. R., A. Palmarola, L. González-Oliva, E. R. Bécquer, E. Testé y D. Barrios. 2016. Lista Roja de la Flora de Cuba, Editorial AMA, La Habana.

Greuter W. y R. Rankin. 2017. Espermatófitos de Cuba Inventario preliminar. 2da. Ed. Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin. Publicado en el Internet el 18 diciembre 2017.

Guamán, M.C. y González, N.P. 2016. Catálogo de microalgas y cianobacterias de agua dulce del Ecuador. Laboratorio de biotecnología energética, Corporación para la investigación energética, Quito, Ecuador.

Guerra R. F., L. Rivas, L. I. Peña, M. Sosa, C. M. Peón, M. E. Chávez y G. Legrá. 2005. Geología de la Plataforma Marina de Cuba. (Recuperación de la versión original en ruso). Instituto de Oceanología, inédito.

Guildford S. J. y R. E. Hecky. 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*. Vol. 45(6):1213-1223

Guiry M. D. in Guiry, M. D. y G. M. Guiry. 2020. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; consultado el 24 enero 2020.

Guitart, Darío J. 1979. Sinopsis de los peces marinos de Cuba. Tomo 2. Ed. Científico Técnica. 262pp.

Guzmán, J. M. y L. Menéndez. 2013. Protocolo para el monitoreo de ecosistema de manglar. Proyecto GEF/PNUD Aplicación de un enfoque regional al manejo de las áreas marino-costeras en la Región Archipiélagos del Sur de Cuba. 29 pp.

Hammer, O. 2017. Past.Paleontological statistics.ohammer@nhm.uio.no.http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Hanski, I. 1982. Communities of bumblebees: testing the core-satellite species hypothesis. *Annal Zoologica Fennici* 19: 65-73.

Harrigan WF y McCance ME. 1968. Métodos de laboratorio en microbiología. Editorial Academia, España.

Hernández M., L. Rodas, L. Arriaza, J. Simanca, S. L. Lorenzo, S. Cerdeira, E. O. Linares y A. Morales. 2005 b. Características y pronóstico de la circulación de las aguas de las plataformas Suroccidental y Noroccidental y de su influencia sobre la distribución espacio – temporal de la temperatura y la salinidad mediante la modelación numérica. Informe de resultado del proyecto Desarrollo de métodos y tecnologías para el pronóstico de procesos oceanográficos en la plataforma insular cubana. Archivo Científico de la Agencia de Medio Ambiente (AMA), del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba (CITMA). 160 pp.

Hernández A. *et. al.* 2006. Diagnóstico ecológico para la rehabilitación del tramo de costa comprendido entre Surgidero de Batabanó y Mayabeque, costa sur de la provincia de La Habana. La Habana, Cuba: 111 pp., Informe final. Arch. Cient., Instituto de Oceanología, La Habana.

Hernández-Zanuy A. 2012. II Comunicación Nacional al IPCC. Estudio de Caso. Sur de las provincias artemisa y mayabeque, Línea base de la biodiversidad marina y costera. 75 págs.

Hernández-Zanuy A., P. Alcolado, B. Martínez, R. Puga, M. E. de León, S. Lorenzo, R. Piñeiro, H. Caballero, R. Guerra, L. Fernández-Vila, M. Sosa, L. Busutil, S. Perera, G. Hidalgo, N. Capetillo, L. S. Cobas y M. Esquivel. 2008. Evaluación de las posibles afectaciones del Cambio Climático a la Biodiversidad Marina y Costera de Cuba. Informe Final de Proyecto. Programa Nacional de

Cambios Globales, Agencia de Ciencia y Tecnología. Archivo Científico del Instituto de Oceanología, 137 pp.

Herrera Peraza, R. A., E. Furrázola, R. L. Ferrer, R. Fernández-Valle, y Y. Torres-Arias. 2004. Functional strategies of root hairs and arbuscular mycorrhizae in evergreen tropical forests, Sierra del Rosario, Cuba. *Revista CENIC, Ciencias Biológicas* 35(2): 113-123

Herrera-Peraza R. A., J. D. Bever, J. M. de Miguel, A. Gómez-Sal, P. Herrera, E. E. García, R. Oviedo, Y. Torres-Arias, F. Delgado, O. Valdés-Lafont, B. C. Muñoz y J. A. Sánchez. 2016. A new hypothesis on humid and dry tropical forest succession. *Acta Botánica Cubana*. 215: 232-280.

Holguin G., P. Vazquez y Y. Bashan. 2001. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of the mangrove ecosystems: an overview. *Biol Fertil Soils* 33: 265-278.

Hong T. D. y R. H. Ellis. 1996. A protocol to determine seed storage behaviour. IPGRI Technical Bulletin No.1. International Plant Genetic Resources Institute, Rome.

IOC-UNESCO. 1983. Chemical methods for use in marine environmental monitoring. Manual and guides, 12, 52.

IOC-UNESCO. 1993. Nutrient analysis in tropical marine waters. Manual and guides. 33.

Ionin A. S., Y. Pavlidis y O. Avello. 1977. Geología de la Plataforma Marina de Cuba. Ed. Nauka (en Ruso).

ISO11905-1. 1997. Water quality. Determination of nitrogen. Part 1. Method using oxidative digestion with peroxodisulfate.

ISTA (International Seed Testing Association). 2007. International rules for seed testing. Bassersdorf, Zürich.

Jayasuriya K. M. G. G., Y. S. Athuagala, M. M. Wijayasinghe, J. M. Baskin, C. C. Baskin y N. Mahadevan. 2015. The crisis hypothesis: a stenopic view of the selective factors in the evolution of physical dormancy in seeds. *Seed Science Research*. 25: 127-137.

Jiménez-Alfaro B., F. A. O. Silveira, A. Fildelis, P. Poschlod y L. E. Commander. 2016. Seed germination traits can contribute better to plant community ecology. *Journal of Vegetation Science*. 27: 637-645.

Juanes J. L., Y. Rodríguez, L. Rivas, A. Niévares, H. Salazar, A. L. Chirino, R. González, B. L. Frías, P. Sánchez, H. Rondón, M. Nadal y L. del J. Herrera. 2010. Actualización y evaluación de la evolución de las playas para los años 2050 y 2100. Informe de Avance 2010. PROYECTO 6. MACROPROYECTO (PNAP): Escenarios de peligro y vulnerabilidad de la zona costera cubana, asociados al ascenso del nivel medio del mar para los años 2050 y 2100. Inédito. 25 págs.

Juanes J. L., L. Rivas, P. Morales, L. Caré, Y. Rabeiro, H. Salazar, L. E. Reyes, A. Niévares, A. L. Chirino, P. Sánchez, B. Luis, H. Rondón y L. Herrera. 2014. Actualización y evaluación de la evolución de las playas para los años 2050 y 2100. Informe de Avance 2014. Proyecto 6. MACROPROYECTO (PNAP): Escenarios de peligro y vulnerabilidad de la zona costera cubana, asociados al ascenso del nivel medio del mar para los años 2050 y 2100. 70 págs.

Kallner S. B., P. G. Eriksson, A. Premrov y K. Tonderski. 2005. Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus. *Ecological Engineering* 25: 183-190.

Kaupila P. 2007. Phytoplankton quantity as an indicator of eutrophication in Finnish coastal waters: Applications within the Water Framework Directive. *Monographs of the Boreal Environment Research No. 31*. Finnish Environment Institute, Finland. Helsinki. ISBN 978-952-11-2899-8

Kirchman D. L. 2000. *Microbial ecology of the oceans*. John Wiley and Sons.

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

Koldenkova, L y García I. 1987. Clave pictórica para las principales especies de peces larvivoros de Cuba.

Laíz, O. (1993). Análisis de las aguas " Metodología de análisis del plancton". Centro de Hidrología y Calidad del agua, INRH.

Landi, P., H. O. Minoarivelo, A. Brännstrom, C. Hui y U. Dieckmann. 2018. Complexity and stability of ecological networks: a review of the theory. *Population Ecology* 60: 319-345

Larson JL, Funk JL. 2016. Regeneration: an overlooked aspect of trait-based plant community assembly models. *Journal of Ecology*. 104: 1284-1298.

Lerch G. 1977. La experimentación en las ciencias biológicas y agrícolas. Ed. Científico Técnica, La Habana.

Livingston, G. F. y S. M. Philpott. 2010. A metacommunity approach to co-occurrence patterns and the core-satellite hypothesis in a community of tropical arboreal ants. *Ecological Research* DOI 10.1007/s11284-010-0738-7.

Ljuvesic Z., K. Caput, I. Cetinic y B. Cosovic. 2009. Occurrence of the rare microflagellates *Prorocentrum arcuatum* Issel and *Hermesinum adriaticum* Zacharias in the marine Lake Rogoznica (eastern Adriatic coast). *Acta Adriatica* 5745497(50):31-44

Loh R. K. y C. C. Daehler. 2008. Influence of woody invader control methods and seed availability on native and invasive species establishment in a Hawaiian forest. *Biological Invasions*. 10(6): 805-819.

Loza S. 1998. El nanoplancton y el picoplancton en las aguas oceánicas al S de Cuba y al N-NE de la Península de Yucatán. Tesis en opción al grado de Master en Ciencias. p. 37.

Loza, S. 2004. Índices de calidad y estado trófico de las aguas. Índice fitoplanctónico para evaluar las características tróficas de las aguas costeras de Cuba (76-84). En: Procedimientos para el monitoreo de la calidad ambiental en la zona marino costera a partir de microorganismos. Miravet, M. E., Lugioyo, M.,

Loza, S., Enríquez, D., Delgado, Y., Carmenate, M. y Pérez, D.M. Dpto. de Microbiología. Inst. de Oceanol. CITMA, Cuba. 2009. Ed. Centenario, Santo Domingo, Rep. Dominicana. ISBN 978-959-287-020-8

Loza S., M. Miravet, M. Lugioyo, D. Enriquez, R. Nuñez y M. Sánchez. 2001. Evaluación de la calidad ambiental de los arrecifes al SW de Cuba a partir de las comunidades microbianas y fitoplanctónicas presentes en el ecosistema. Rev. Contribución a la Educación y la Protección Ambiental, Volumen 2, VII Taller. Soporte magnético. Derecho de Autor, Registro No. 07462-7462.

Loza S., K. Barrios, M. E. Miravet, M. Lugioyo, E. Perigó y M. Sánchez. 2003. Respuesta del Fitoplancton ante el estrés ambiental en los ecosistemas arrecifales. Protección del Hombre y la Naturaleza. Cátedra de Educación Ambiental. Vol. VIII. Soporte Magnético: 21-24pp.

Loza, S., *et al.* 2007. Evaluación de la Calidad de las aguas del golfo de Batabanó a partir de indicadores biológicos y químicos. Rev. Inv. Mar, 28(2), 111-120.

Lugo A. E. y S. C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. Annual Review of Ecology and Systematics 5:39-64 pag.

Madigan M., J. M. Martinko, D. A. Stahl y D. P. Clark. 2012. Brock Biology of microorganisms. 13th. Pearson Education, Inc, San Francisco, Unated Estates of America.

Mancina, C. A., y D. D Cruz Flores (Eds.). 2017. Diversidad biológica de Cuba: métodos de inventario, monitoreo y colecciones biológicas. Editorial AMA, La Habana, 480 pp.

Marquitti F. M. D., P. R. Guimaraes, M. M. Pires y L. F. Bittencourt. 2014. Modular: Software for the autonomous computation of modularity in large network sets. arXiv, 410, 1304.2917.

Martínez M., *et al.* 2004. Evaluación de las zonas de impacto antrópico del golfo de Batabanó. Programa Ramal Protección del Medio Ambiente y el Desarrollo

Sostenible Cubano (pp. 66). Informe Final. Archivo Científico: Instituto de Oceanología.

Martínez-Canals M., J. F. Montalvo, M. E. Miravet, M. Lugioyo, S. Loza y R. Pérez. 2006. Evaluación de las zonas de impacto antrópico del Golfo de Batabanó. Serie Oceanológica (2), 11-16. ISSN 2072-800x

Masepohl B. y W. Klipp. 1996. Organization and regulation of genes encoding the molybdenum nitrogenase and the alternative nitrogenase in *Rhodobacter capsulatus*. Arch Microbiol 165: 80-90.

Menéndez, L. M. 2013. El ecosistema de manglar en el archipiélago cubano: bases para su gestión Doctoral dissertation, Universitat d'Alacant-Universidad de Alicante. 1-72

Menéndez, L. y J. M. Guzmán (Eds.). 2006. Ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano. Estudios y experiencias enfocados a su gestión. Editorial Academia, La Habana, 329 pp.

Miravet ME, Lugioyo M, Loza S, Enriquez D, Delgado Y, Carmenate M and Pérez D. 2009. Procedimientos para el monitoreo de la calidad ambiental en la zona marino costera a partir de microorganismos. Ediciones Centenario Santo Domingo, República Dominicana.

Miravet M. E. 2003. Abundancia, actividad y diversidad de las bacterias heterótrofas en el Golfo de Batabanó y su uso como indicadoras ambientales. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas Tesis, Universidad de La Habana, La Habana, Cuba.

Miravet M. E., M. Lugioyo, S. Loza, E. Perigó, J. Montalvo, D. Enríquez, R. Núñez, M. Sánchez, y C. Peón. 2000. Indicadores microbiológicos del estado de salud de los arrecifes que bordean el Golfo de Batabanó. Arch. Cient. Inst. de Oceanol., 38 p.

Montalvo, J. F., et al. 1986. Experimentos sobre cuantificación de carbón orgánico en sedimentos marinos. Memorias del V Forum científico del CIP.

Montejo L, Sánchez JA, Muñoz B, Gamboa A. 2015. Caracterización de semillas de un bosque siempreverde tropical del oeste de Cuba. Correlaciones ecológicas entre rasgos. *Bosque*. 36: 211-222.

Morales E. A. y Riviera, S.F. 2013. Macrófitas poco frecuentes o desconocidas de la laguna Alalay, Cochabamba, Bolivia. Herbario Criptogámico Universidad Católica Boliviana "San Pablo, Cochabamba, Bolivia.

Moreira-Souza M., S. F. B. Trufem, S. M. Gomes-da-Costa y E. J. B. N. Cardoso. 2003. Arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Araucaria angustifolia* (Bert.) O.Ktze. *Mycorrhiza* 13: 211–215.

National Institute of Biological Resources, Ministry of Environment (NIBR). 2012. Flora and Fauna of Korea. Algal Flora of Korea Cyanophyta: Cyanophyceae: Chroococcales, Oscillatoriales. *Freshwater Cyanopriariota I*, 5(1).

Núñez, R. 2012. The butterflies of Turquino National Park, Sierra Maestra, Cuba (Lepidoptera, Papilionoidea). *Arxius de Miscelania Zoologica* 10: 29-49.

Ordóñez, O. G., *et al.* 2016. Evaluación de la Calidad Ambiental de los Manglares de la Ciénaga Mallorquín, Departamento del Atlántico. Convenio CRA-INVEMAR No. 027 de 2015 Informe Técnico. Santa Marta (pp. 32).

Oviedo Prieto, R. 2015. Diversidad Vegetal del Humedal Ciénaga de Zapata, Matanzas, Cuba. Tesis en opción del grado de Doctor en Ciencias. Universidad de Alicante.

Oviedo Prieto, R. y L. González-Oliva. 2015. Lista nacional de plantas invasoras y potencialmente invasoras en la República de Cuba – 2015. *Bissea* 9 (NE 2): 5-91.

Pelissari F., A. Cleiton, M. A. Leite, A. C. Batista, W. V. Souza y J. M. Rocha. 2018. A probabilistic model for tropical tree seed desiccation tolerance and storage classification. *New Forests*. 49: 143-158.

Peña-Venegas C. P., G. I. Cardona, J. H. Arguelles y A. L. Arcos. 2007. Micorrizas arbusculares del rur de la Amazonia Colombiana y su relación con algunos factores fisicoquímicos y biológicos del suelo. *Acta Amazônica* 37: 327–336.

Pereira C. M. R., D. K. Alves da Silva, A. C. de Almeida Ferreira, B. T. Goto y L. Costa Maia. 2014. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Atlantic forest areas under different land uses. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 185: 245–252.

Perigó E., J. F. Montalvo, M. Martínez–Canals, O. Ramírez, G. Suárez, J. Simanca, A. M. Perigó, C. Martínez y D. M. Pérez. 2005. Presiones antropogénicas y su relación con la calidad ambiental de la ecoregión del Golfo de Batabanó. *Impactos y respuestas. Revista CENIC Ciencias Biológicas* 36.

Pinilla, G. 1998. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Centro de Investigaciones, Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. En Arcos, M.P., Ávila, S.L., Estupiñán, S.M., Gómez, A.C. 2005. Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca, Cundinamarca, Colombia.

Planos E., R. Vega y A. Guevara. 2013. Impacto del cambio climático y medidas de adaptación en Cuba. Editorial AMA, La Habana.

Ponce de León, J.L y R Rodríguez. 2010. Peces cubanos de la familia Poeciliidae, Guía de campo.

Popowski G. y N. Borrero. 1989. Utilización de fijadores en la conservación de flagelados y su influencia en la determinación de la concentración de fitoplancton en el Golfo de Batabanó, Cuba. *Rep. Invest. Inst. Oceanol.* 1-14.

Potts M. 1984. Nitrogen fixation in mangrove forests. In: *Hydrobiology of the mangal*. FD, I Dor, The Hague: Dr. W. Junk Publishers.

Protocolo "Métodos de Campo: Caracterización de invertebrados y algas en raíces sumergidas de Mangle" (Proyecto GEF-PNUD Áreas Marino-costeras Protegidas del Sur)

Protocolo para el monitoreo de la ictiofauna. Versión ajustada del método AGRRA 2000 (Proyecto GEF-PNUD Áreas Marino-costeras Protegidas del Sur)

Ramos - García. 2012. *Nandopsis ramsdeni* En: Libro Rojo de los Vertebrados de Cuba.

Red de información ambiental de Andalucía. 2007. Atlas de organismos planctónicos en los humedales andaluces.

Redfield A. C., *et al.* 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. En: *The Sea* Vol. 2. I. M. N. Hill, New York. (Ed.) (pp. 26-77).

Rodas L., J. Navarro Padrón, R. García Santos y Y. Carrillo Betancourt. 2015. "Corrientes marinas". Informe al proyecto "Bases ambientales para la sostenibilidad alimentaria local (BASAL)".

Roig J. T. 2014. Diccionario botánico de nombres vulgares cubanos. Ed. 4, 1-2 vols. Editorial Científico – Técnica. La Habana. 1128 pp.

Romanenko V. I and Kuznetsov C. 1981. Ecología de los microorganismos de aguas interiores.

Romero-Saritama J, Pérez- Rúa C. 2016. Rasgos morfológicos regenerativos en una comunidad de especies leñosas en un bosque seco tropical tumbesino. *Revista Biología Tropical*. 64: 859-875.

Royal Botanic Gardens Kew. 2016. Seed Information Database (SID). Version 7.1. London. Disponible en <http://data.kew.org/sid/> (consultado: 12 de febrero de 2018).

Saha, P. D. y S. M. Gaikwad. 2014. Diversity and abundance of Odonata in parks and garden of Pune city. *Journal of Entomology and Zoology Studies* 2: 308- 316.

Salgado I., C. D. Duran, M. C. Cruz, M. E. Carballo y Martínez. 2012. Bacterias rizoféricas con potencialidades fisiológicas para eliminar materia orgánica de aguas residuales. *Rev Int Contam Ambie* 28: 17-26.

Sánchez J. A., L. Montejó, A. Gamboa, D. Albert-Puentes y F. Hernández. 2015b. Germinación y dormancia de arbustos y trepadoras del bosque siempreverde de la Sierra del Rosario, Cuba. *Pastos y Forrajes*. 38: 11-28.

Sánchez JA, Montejo L, Pernús M. 2015a. Germinación de nuestras semillas: factor de éxito en la restauración ecológica. En: Menéndez L, Arellano M, Alcolado PM. (Eds.) ¿Tendremos desarrollo socioeconómico sin conservación de la biodiversidad? Experiencias del Proyecto Sabana-Camagüey en paisajes productivos, 130-145, Editorial AMA. La Habana.

Sánchez J. A., B. Muñoz y L. Montejo. 2009. Rasgos de semillas de árboles en un bosque siempreverde tropical de la Sierra del Rosario, Cuba. *Pastos y Forrajes*. 32: 141-16.

Sánchez J. A., B. C. Muñoz, R. Orta, E. Calvo y R. Herrera. 1997. Correlación entre el heteromorfismo somático y la respuesta germinativa de semillas de *Mastichodendron foetidissimum* (Jacq.) Cronq. *Acta Botánica Mexicana*. 38:1-7.

Sautu A., J. M. Baskin, C. C. Baskin, J. Deago y R. Condit. 2007. Classification and ecological relationships of seed dormancy in a seasonal moist tropical forest, Panama, Central America. *Seed Science Research*. 17: 127-140.

Schenck N. C. y Y. Pérez. 1990. Manual for the Identification of VA Mycorrhizal Fungi. 3rd Ed. Gainesville, FL: Synergistic Publ.

Schlegel H. 1981. Microorganisms involved in the nitrogen and sulfur cycles. *Biology of Inorganic Nitrogen and Sulfur*, pp. 3-12. Springer.

Sengupta A. y S. Chaudhuri. 2002. Arbuscular mycorrhiza relation of mangrove plant community at the Ganges river estuary in India. *Mycorrhiza* 12: 169-174

Stolz J. F. y P. Basu. 2002. Evolution of nitrate reductase: molecular and structural variations on a common function. *ChemBiochem* 3: 198-206.

Stürmer, S. L., O. Klauberg Filho, M. H. D. Queiroz y M. M. D. Mendonca. 2006. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in soils of early stages of a secondary succession of Atlantic Forest in South Brazil. *Acta Bot. Bras.* 20: 513–521.

Temmerman, S., P. Meire, T. J. Bourne, P. M. J. Herman, T. Ysebaert y H. J. De Vriend. 2013. Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature* 504: 79–83.

Toledo, L. y Comas, A. 2012. Especies dulciacuícolas del género *Pinnularia* (Bacillariophyceae) de Cuba. *Rev. del Jardín Botánico Nacional* 32-33: 285-292.

Torreton J-P. 1991. Importance des bactéries hétérotrophes aérobies dans une lagune tropicale (Lagune Ebrié, Côte d'Ivoire): biomasse, production, exportations. Thesis, Aix-Marseille 2.

Tristá E. 2003. Tesis doctoral. Evaluación de los Procesos de Erosión en las Playas Interiores de Cuba. 111 págs.

Ulrich, W., M. Almeida-Neto y N. J. Gotelli. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118: 3-17.

Ulrich, W., W. Kryszevski, P. Sewerniak, R. Puchalka y N. J. Gotelli. 2017. A comprehensive framework for the study of species co-occurrences, nestedness and turnover. *Oikos* 126: 1607-1616.

UNEP (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 1994. Assessment and monitoring of climate impacts on mangrove ecosystems. UNEP. Regional Seas Report and Studies. No. 154, 62 pp.

UNEP. 2014. The Importance of Mangroves to People: a Call to Action. United Nations Environment Programme.

Urrutia A. M. 1999. Propuesta de plan de medidas y monitoreo para la Auditoría Ambiental del Dique Sur de La Habana. Diplomado, Instituto de Geografía Tropical, CITMA, Archivo Científico.

Vann Mell, L. I. J. 1982. Les eaux saumâtres de Belgique. Approches progrès perspectives. Brussels, Belgique: Institut Royal du Sciences Naturelles de Belgique.

Walck JL, Hidayati S, Dixon KW, Thompson K, Poschlod P. 2011. Climate change and plant regeneration from seed. *Global Change Biology*. 17: 2145-2161.

Westoby M, Falster DS, Moles AT, Vesk PA, Wright IJ. 2002. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 33: 125-159.

Willis C. G., C. C. Baskin, J. J. Baskin, J. R. Auld, D. L. Venable, J. Cavender-Bares, K. Donohue y R. Rubio de Casas, The NESCent Germination Working Group. 2014. The evolution of seed dormancy: environmental cues, evolutionary hubs, and diversification of the seed plants. *New Phytologist*. 203: 300-309.

Wyse SV, Dickie JB. 2017. Predicting the global incidence of seed desiccation sensitivity. *Journal of Ecology*. 105: 1082-1093.

Wyse SV, Dickie JB. 2018. Taxonomic affinity, habitat and seed mass strongly predict seed desiccation response: a boosted regression trees analysis based on 17539 species. *Annals of Botany*. DOI: 10.1093/aob/mcx128.

Young T. P., K. L. Stuble, J. A. Balachowski y C. M. Werner. 2017. Using priority effects to manipulate competitive relationships in restoration. *Restoration Ecology*. 25:114–123.

Zandavalli R. B., S. L. Stürmer, L. R. Dillenburg. 2008. Species richness of arbuscular mycorrhizal fungi in forests with *Araucaria* in Southern Brazil. *Hoehnea* 35: 63–68.

Zhao, Z.J., Huan, Z., Hu, Z.Y y Liu, G.X. (2014). Occurrence of true branches in *Rhizoclonium* (Cladophorales, Ulvophyceae) and the reinstatement of *Rhizoclonium pachydermun* Kjellman. *Phytotaxa* 166 (4): 273-284. People's Republic of China.

Zhao, Z.W., Xia, Y.M., Qin, X.Z., Li, X.W., Cheng, L.Z., Sha, T., Wan, G.H. 2001. Arbuscular mycorrhizal status of plants and the spore density of arbuscular mycorrhizalfungi in the tropical rain forest of Xishuangbanna, southwest China. *Mycorrhiza* 11: 159–162.

Zumft W. G. 1997. Cell biology and molecular basis of denitrification. *Microbiol Mol Biol Rev* 61: 533-616.