



ACTA CIENTÍFICA

ASOCIACIÓN DE MAESTROS DE CIENCIAS DE PUERTO RICO

VOL. 28 NÚMS. 1-3, 2014

ISSN. 1940-1148



Editor
Ariel E. Lugo

Editor de producción
Evelyn Pagán

Oficial administrativo

Lectores
Gisel Reyes
Jorge Morales

PORTADA

Vista aérea de la región del karso norteño cerca del Radio Telescopio de Arecibo. Crédito: Waldemar Alcobas”

ACTA CIENTÍFICA

TABLE OF CONTENTS

La “ecología de invasiones”: un paradigma biogeográfico falaz <i>Francisco Watlington Linares</i>	3
Por ciento de cenizas en la flora epifítica de <i>Prestoea montana</i> <i>Carmen L. Báez</i>	17
The decade of tree planting in El Yunque <i>José Marrero Torrado and Frank H. Wadsworth</i>	25
The restoration of the Insular forest mangroves <i>José Marrero Torrado and Frank Wadsworth</i>	28
The wood of the cordillera central, lose it or use it <i>Frank H. Wadsworth</i>	30
Reflections after five years of San Juan ULTRA <i>Ariel E. Lugo</i>	32
Geografía de los ríos de Puerto Rico: clasificación de series de caudal e implicaciones ecológicas <i>Juan F. Blanco, Johana M. Sarmiento y Nelson Fernández</i>	36
La cobertura de terreno: el próximo conflicto ambiental <i>Ariel E. Lugo</i>	49
Aportaciones al conocimiento de la flora del transecto social-ecológico del karso norteño <i>Joel A. Mercado Díaz</i>	51
Retorno al futuro: el Yunque y la fauna perdida de Puerto Rico <i>Francisco Watlington Linares</i>	68

EDITORIAL

Acta Científica ha publicado y continuará publicando números especiales dedicados a tópicos particulares como humedales, bosques secos, la zona marítimo terrestre, o el agua. Este número de **Acta** es lo que llamamos un volumen misceláneo pues el contenido depende de los artículos disponibles para publicación. Este volumen contiene dos artículos del profesor universitario Francisco Watlington Linares quien contribuye frecuentemente a **Acta** con puntos de vista singulares que invitan a la reflexión sobre asuntos relacionados a la biodiversidad de Puerto Rico. El volumen también incluye mis reflexiones sobre la evolución de la investigación científica social ecológica bajo el programa ULTRA (*Urban Long Term Research Area* por sus siglas en inglés) de la Universidad de Puerto Rico y el Servicio Forestal de los Estados Unidos de América al igual que algunas observaciones sobre futuros conflictos ambientales en Puerto Rico que en este momento están tomando auge, pero aún no han sido reconocidos por el país. Además este volumen contiene un interesante artículo sobre la flora de la zona del karso y un artículo escrito por una estudiante de décimo grado hace ya 21 años. Encontramos el manuscrito en los archivos del laboratorio de química y le pedimos autorización para publicarlo, Carmen Báez Franceschi a la autora, que en el presente es pediatra con práctica privada. Sin embargo, lo más notable para mí en este volumen son los artículos de José Marrero (=) y Frank Wadsworth. Ambos dasónomos laboraron en el Instituto de Dasonomía Tropical del Servicio Forestal de los Estados Unidos de América, ahora el Instituto Internacional de Dasonomía Tropical. Estos dos profesionales son responsables por el desarrollo de la silvicultura de árboles en Puerto Rico y a través de sus carreras profesionales sembraron más árboles y reforestaron más terreno que ninguna otra persona u organización en Puerto Rico. Nuestro país les debe mucho a estos dos dedicados dasónomos por su labor de excelencia y compromiso a la silvicultura tropical. Cada vez que sembramos un árbol en Puerto Rico utilizamos parte del conocimiento que ellos desarrollaron y aplicaron durante las décadas del 40, 50 y 60 del siglo 20. Los artículos en **Acta** reviven esa época gloriosa de la silvicultura en nuestro país.

Ariel E. Lugo
Río Piedras, PR

LA “ECOLOGÍA DE INVASIONES”: UN PARADIGMA BIOGEOGRÁFICO FALAZ

Francisco Watlington Linares
Universidad de Puerto Rico, Río Piedras

RESUMEN

La “ecología de invasiones” es un ideario con pretensión de paradigma científico que conceptúa la introducción de especies de flora y fauna foránea por acción humana como amenaza grave a un orden ecológico idealizado como primigenio por pre-existente. Durante su mayor auge, entre 1970 y 2000, sus adeptos promovieron con fervor misionero leyes y reglamentos excluyentes sobre biodiversidad, aún vigentes en El Departamento de Recursos Naturales y Ambientales de Puerto Rico. Empero, el análisis crítico de los orígenes y evolución histórica del credo despeja lo falaz de sus postulados.

ABSTRACT

“Invasion ecology” is an ideology that purports to be a scientific paradigm which conceives the introduction of foreign plant and animal species by human agency as a grave threat to established ecological order idealized as pristine because pre-existent. During its heyday, between 1970 and 2000, its followers promoted with missionary zeal exclusionary laws and regulations on biodiversity, adopted as public policy by the Puerto Rico Department of Natural and Environmental Resources. However, a critical analysis of the historical origins and development of the creed exposes the falacy of its postulates.

EL PROBLEMA: UNA BUROCRACIA ECOLOGISTA

Ecologismo es el credo que reifica y sacraliza la interrelación del medioambiente y la biodiversidad. La burocracia a cargo de tan metafísica encomienda en Puerto Rico es el Departamento de Recursos Naturales y (con pleonástico énfasis) Ambientales (DRNA). Se trata de una agencia compuesta en su origen de retazos programáticos de agencias más antiguas para unificar la administración de los recursos geográficos: biológicos, hidrológicos, geomorfológicos y energéticos (DRNA 2006). Según su mudable organigrama, el DRNA

comprende cinco “negociados” y el semi-autónomo Cuerpo de Vigilantes policiaco. La administración de tan variado conjunto requiere, en efecto, un modelo de comandancia en que la autoridad científica inherente a sus responsabilidades se confunde con la autoridad política y policiaca. Desde sus comienzos en 1973, los Secretarios nombrados con credenciales profesionales científicas apropiadas para el cargo han sido la excepción a la práctica de otorgar la posición como recompensa política, contribuyendo a desmerecer la credibilidad de las determinaciones agenciales.

La complejidad operacional del DRNA requiere que aún los más capacitados

incumbentes de la Secretaría sean asesorados por especialistas competentes en los programas correspondientes. El Secretario del DRNA cuenta con asesores científicos residentes cuyo peritaje justifica en teoría su posición y permanencia en la agencia, no obstante los cambios partidistas, asegurando la estabilidad dogmática de la legalidad ‘científica’. Los Secretarios de turno son aves de paso que aceptan con el cargo la doctrina establecida. La continuidad doctrinal es mantenida por un ‘gobierno permanente’ de asesores científicos y sus homólogos de las agencias federales que proveen los subsidios programáticos, sujeto al acatamiento de sus normativas.

El establecimiento de la agencia federal de protección ambiental, la “EPA” (Environmental Protection Agency) en 1970, tres años antes de instituirse el DRNA exaltó a los asesores científicos como gestores de política pública ambiental, al punto de ser consignados por los estudiosos del fenómeno como la “quinta rama del gobierno” (Jasanoff 1990). En 1995, en pleno apogeo la política represiva contra la introducción y posesión de especies de fauna no-indígenas, unos 400 empleados, 22% del personal de la agencia, se involucraban en actividades propias de la “división de pesca y vida silvestre” (Hardin 1995). Solo un puñado de asesores atendía la reglamentación y monitoría de especies “exóticas”. La mayoría se dedicaba a las actividades de pesca y caza deportiva, en cuyo reglamento están insertadas las disposiciones sobre especies de flora y fauna foránea (DRNA 2004). Sin embargo, la agencia federal homóloga, el U.S. Fish and Wildlife Service (FWS) aportaba la mayor parte del presupuesto de la división en virtud de su implementación del Endangered Species Act (ESA) de 1973 y las leyes afines Pittman-Robertson que asignan a la Isla la mitad del 1% de los recaudos de impuestos federales sobre armamentos de cacería (J.L. Chabert, comunicación personal, 2010).

A fin de cuentas, merced al mezquino subsidio y ocasionales dádivas del FWS, el DRNA ha mantenido inalterada durante cuatro décadas una normativa espuriamente “científica” que obstaculiza la restauración faunística de parajes silvestres degradados del país, la crianza de especies domesticadas en otros países, y el enriquecimiento de la flora y fauna mediante la translocación adoptiva de especies amenazadas de extinción en sus lares nativos por destrucción de sus hábitats. Lo más asombroso de esta fosilizada normativa es su idiosincrásica origen, engendro fortuito de la impostura y el fanatismo.

LA “ECOLOGÍA DE INVASIONES”: CRÓNICA DE UNA SEUDOCIENCIA

La demonización oficial de especies inmigrantes percibidas como estorbos (“pests”) a los “intereses del hombre” comenzó en 1898, el mismo año que Estados Unidos invadió a Puerto Rico. Temiendo que la adquisición de colonias tropicales advertía “el peligro de introducir animales y pájaros dañinos”, el subsecretario de agricultura federal T.S. Palmer publicó en el anuario agrícola de ese año un extenso artículo destacando con infundios hiperbólicos la supuesta devastación causada por la introducción de la mangosta (*Herpestes javanicus*) a islas antillanas y del Pacífico (Watlington-Linares 2010).

Se le atribuyó al pequeño omnívoro una capacidad sobrenatural para destruir cosechas y animales domésticos, depredando hasta el exterminio numerosas especies nativas de fauna y flora. Aunque estudios científicos eventuales han exculpado a la mangosta, persiste el mito creado por Palmer como moraleja ejemplar favorita de los biólogos creyentes en la “ecología de invasiones” (Lever 1985; Simberloff 1995; Raffaele 2007). En realidad el credo tiene raíces más profundas, y una metástasis mucho más reciente.

Aunque su premisa medular, el “equilibrio” homeostático de las comunidades naturales de plantas y animales (“balance of nature”) se pierde en la antigüedad, fue Linnaeus quién a finales del siglo 18 le dio la definición canónica en su intento de fundar una ciencia de ecología (Egerton 1973). Mejor conocido por haber inventado el sistema de ordenamiento de la biodiversidad que aún prevalece, también desarrolló y promovió un modelo corolario a partir del ensayo de 1749 titulado “Economía de la naturaleza”, que cimentó la disciplina ecológica moderna.

Creacionista devoto, Linnaeus se propuso poner en orden la obra de Dios, partiendo de la premisa de que cada especie de flora y fauna representaba un linaje inmutable cuyos antepasados primigenios fueron preordinados al comienzo de los tiempos a ocupar cada cual su “sitio designado” tanto geográfico como funcional en el concierto divino de la naturaleza (Browne 1983; Worster 1994). Linnaeus propuso, además, que Dios había delegado en los humanos el manejo de la biodiversidad, permitiéndole favorecer las especies que le serían útiles y disminuyendo las que le estorbaban. Fue la primera validación implícita de la vigente proscripción de especies que “no son parte de la fauna [y flora] nativa” y que son “detrimentales a los mejores intereses” de la sociedad (ELA 1999; DRNA 2004).

Según Linnaeus, el conjunto de especies de cada comunidad creada por El Señor estaba entrelazada en una red de funciones vitales equilibradas para asegurar la continuidad de cada especie y la estabilidad del orden primigenio. El “sitio” de cada especie era exclusivo, su fuente de alimento y el tamaño de su población asegurados por su interdependencia con otras especies. Según la capacidad reproductiva de cada cual se perpetuaba la “economía de la naturaleza”. La competencia entre especies por el mismo alimento y hábitaculo era ajena al esquema de Linnaeus. Habría implicado que la obra divina tenía una trayectoria impredecible.

Tras surgir la teoría evolucionista de Darwin (1859) la “economía de la naturaleza” derivaría en la ciencia filosófica moderna de ecología (Worster 1994). Conservaría, no obstante, el “equilibrio” creacionista como premisa fundacional tácita, cuyos corolarios fueron aceptados acríticamente por el “mainstream” ecologista profesional y aficionado hasta finales del siglo 20 (Egerton 1973). Afirma el exégeta Egerton (1973: pág. 324):

Sometimes in the history of science there have been concepts that have remained as background assumptions for long periods of time...The longest history of all is that of the balance-of-nature concept, which ...has survived ...without effective challenge ...This is surprising in view of the fact that [it] has been a fundamental theoretical concept in ecology.

La ecología de invasiones se estuvo incubando desde el tiempo de Darwin, alentado por la reticencia del propio Darwin a descartar la idea del “equilibrio” como inconsistente con el principio de competencia inherente a su teoría evolucionista (Worster 1994). ¿Temía Darwin echarse encima más enemigos de la cuenta?. Hasta inicios del siglo 20, proto-ecólogos desde Lyell, amigo íntimo de Darwin, hasta Clements se afanaban por reconciliar sus creencias religiosas con el creciente auge de descubrimientos biogeográficos registrados por las ciencias afines. Temprano en el proceso la incipiente ciencia ecológica bifurcó en ecología animal, y siguiendo un derrotero divergente, la ecología vegetal, bajo el influjo de la fundacional “Geografía botánica” (1820) de A. P. de Candolle (Nelson 1978).

La ecología animal, enfocada en el concepto del “equilibrio”, se apartó inicialmente de consideraciones geográficas, tendencia denunciada proféticamente por Candolle, que desembocaría en la moderna antítesis de los 1980 entre la paleontológica biogeografía ‘histórica’, y la actualista “biogeografía ecológica” (Soulé 1985), precursora doctrinal de la ecología de

invasiones, con marco temporal determinado por la presencia humana.

La materia prima para el atávico ecologismo de invasiones lo proveyó el expansionismo europeo, secuela del “Descubrimiento” de América. Irónicamente, el invasionismo más renombrado fue el “imperialismo ecológico” que acompañó la colonización inglesa de Australia, Nueva Zelanda y Norteamérica en los siglos 18 y 19 (Crosby 1986; Low 2002). El agravante que dicha expansión impactó con severidad la pronunciada biodiversidad endémica de pequeñas islas fue presagio del prohijamiento de la colonialista “biogeografía isleña” de MacArthur y Wilson (1967) por la ecología de invasiones. El modelo, puntal del invasionismo criollo, postula que el tamaño de una isla y su distancia de fuentes continentales de biodiversidad determina el número de especies que puede mantener.

La ecología como ideario sub-disciplinario de la ciencia biológica tomó forma en la primera mitad del siglo 20 (Worster 1994). El biólogo inglés Arthur Tansley estableció en 1935 el eje definitivo de la disciplina al trocar la idea de “comunidad” por el de “ecosistema”, el concepto elástico que permitiría la observación, análisis e interpretación de la biodiversidad a cualquier escala medioambiental (Pickett y Cadenasso 2002). Además, fue de los pocos en apoyar a Herbert Gleason, el botánico que se atrevió a descartar el “equilibrio co-evolucionado” entre las especies que comparten un espacio geográficamente delimitado (Gleason 1926), y por el oprobio de sus pares tuvo que abandonar la profesión. Fue precisamente en Puerto Rico donde Gleason realizó las investigaciones ecológicas que condujeron a la entonces polémica hipótesis.

Pero en 1927 el veleidoso adelantado del ecologismo anglo, Charles Elton, acotó en su libro primicial *Animal Ecology*, que: “The balance of nature does not exist, and perhaps never has existed.” (pág. 17, citado en Egerton

1973). A Elton se le atribuye la modernización de la ciencia ecológica al introducir conceptos como las “cadenas”, “redes” y “pirámides” alimenticias. Sin embargo, en evidente contradicción del dictamen citado, su más insidiosa aportación habría sido la revalidación del equilibrio sistémico de Linnaeus.

Elton definió el “nicho” ecológico como el rol funcional de una especie en la red alimenticia. En determinada comunidad cada especie tiene su propio y exclusivo ‘nicho’ que no es compartible con otra especie. La competencia por los mismos recursos es una perturbación que conlleva la eliminación de una de las especies en conflicto, puesto que en su esquema no existen ‘nichos vacantes’. La definición eltoniana dió al traste con la acepción de “nicho” como habitáculo geográfico, según la perspectiva biogeográfica. Elton, en efecto, y con posible alevosía, excluyó de la competencia por recursos financieros a la disciplina rival de biogeografía. Elton completó su designio preambular excluyendo a los humanos de las comunidades naturales, aunque aceptando, como Linnaeus, la responsabilidad humana por manejar la biodiversidad a favor de sus intereses económicos.

La biografía autorizada consigna que Elton escribía con dominio hábil del idioma inglés, que le facilitaría granjearse subvención para un reducto personal de investigación, el “Bureau of Animal Population”, en 1932 con el país en plena Depresión (Southwood y Clarke 1999). Aficionado al estudio de los roedores nativos, su empeño tomó otro giro con el reclutamiento de su negociado para servir en la defensa nacional durante la Segunda Guerra Mundial. Se le encomendó investigar la ecología poblacional de las ratas y ratones comunes, su impacto sobre los abastos de alimentos y medidas para controlarlos.

Al terminar la guerra, la desmovilización y nuevas prioridades de reconstrucción nacional desmerecieron el negociado de Elton, que

desmenguó en apéndice desechable de la facultad zoológica de Oxford y perduró como sinecura hasta su jubilación en 1967. Sin embargo, dejó tras sí su obra más señera, un tropo populachero de los procesos ecológicos de sucesión y dispersión de especies que él mismo había contribuido a elucidar en otros tiempos. En 1957 Elton hizo tres programas de radio por la BBC titulados “Balance y barrera”, en los que expresó sus ideas sobre las invasiones de organismos foráneos y la amenaza que ello representaba para la conservación de las comunidades percibidas como naturales, y a los intereses agro-económicos del hombre.

En 1958 Elton expandió sus ideas en el libro: “*The ecology of invasions by animals and plants*” acuñando el término “ecología de invasiones”. Al promulgar la “invasión” como sinécdoque de “sucesión” y “dispersión”, Elton desvinculó su enfoque de la ciencia ecológica convencional, dando curso al surgimiento de un credo sectario con fachada de ciencia que utilizaría terminología eltoniana tomada de la milicia y la epidemiología para estigmatizar tendenciosamente procesos ecológicos y biogeográficos normales (Davis et al. 2001; Slobodkin 2001; Davis y Thompson 2002). No obstante, Elton se contradice al afirmar (2da ed. pág. 155):

I see no reason why the reconstruction of communities to make them rich and interesting and stable should not include a careful selection exotic forms, especially as many of these are in any case going to arrive in due course and occupy some niche.

Al principio el invasionismo de Elton tuvo escasa adhesión en la comunidad científica, y su libro quedaría en primera edición por catorce años. La crónica académica de la campaña del ministerio de agricultura para la erradicación de la rata de bañado o coipú suramericano (*Myocastor coypus*) entre 1981 y 1988, no hace referencia alguna al trabajo de Elton (Gosling y Baker 1989). Aparentemente la misma tradición

bioxenófoba que animó a Elton insertó al coipú en la lista del “Destructive Imported Animals Act” (de 1932) en 1962 (Lever 1985). La dispendiosa campaña que diezmó de paso a diversas especies nativas que convivían con los coipú fue primicia de los lucrativos contratos de gobierno a obtenerse por camarillas de biólogos para combatir cualquier alucinada “invasión” extranjera que infundiera temor en la opinión pública.

El éxito del “Coypu Strategy Group” en obtener subvención gubernamental en 1981 cuando asomó una recesión económica internacional no pasó desapercibido por sus congéneres norteamericanos donde se venía urdiendo una estrategia similar desde la década de 1970 si no antes. Sus proponentes no tardaron en descubrir a Elton, afianzando con su libro una nueva “biología de conservación” militante, “de quirófano”, con analogía entre la ciencia política y la guerra (Soulé 1985). Aunque gestó el prestigioso “journal” de *Conservation Biology* en 1987, el ambiguo título del movimiento pronto derivó a “biología de invasiones”. A pulso de citas de rigor en sus planteamientos, Elton fue canonizado el “padre” del nuevo paradigma y su libro de 1958 consagrado como la Biblia del mismo.

La autoproclamada sub-disciplina de la biología, con amparo eventual en la ecología, tuvo apogeo entre 1970 y 2000. Su asombrosa expansión se debió en buena medida a la proyección mediática del precedente radial de Elton, inspiración que serviría para ganar adeptos en contubernio tácito con la radio, los periódicos y la televisión, beneficiarios del alarmismo sensacionalista. Uno de los críticos más mordaces del invasionismo acusa la “tabloidización” del movimiento, y la propensión al uso eltoniano de jerga belicista en forma análoga al propagandismo calculado de la Alemania Nazi (Theodoropoulos 2003).

Los postulados del invasionismo fueron resumidos sucintamente en un artículo para

enciclopedia por Daniel Simberloff (1995), el más astuto y perdurable apologista del movimiento, quién limó asperezas refiriéndose a “especies introducidas” en lugar de “invasivas”. Sus anecdóticos ejemplos de especies nocivas destacan predecibles casos ‘de buena tinta’ demostradamente fraudulentos, como el de la mangosta (Watlington 2010); el del gato del farolero neozelandés (Watlington 2009); y el del culebrón *Boiga* en Guam, chivo expiatorio de la devastación medioambiental causada por la guerra y construcción de bases militares (Watlington Linares 2015). Aunque repite el lugar común de la fragilidad inherente a las especies isleñas, se contradice admitiendo que difícilmente se encuentran ejemplos de extinción debido a la competencia con invasoras continentales por los mismos recursos.

Durante su periodo de mayor auge, el militante proselitismo invasionista logra conversos en la academia y en agencias que establecen política pública sobre recursos vivientes, y su implementación mediante incentivos y subsidios. El dominio eventual de la agencia federal clave, el FWS, y el asociado DRNA, impulsó además el cabildeo para leyes más restrictivas (Wade 1995; Snape 1996). Un corillo de adeptos fomentaría la intolerancia con el estribillo de “Culpable hasta que se pruebe la inocencia” (Ruesink et al. 1995). En 1999 la Orden Ejecutiva 13112 del presidente Clinton dispuso la creación de un “Consejo Nacional de Especies Invasivas”, entelequia política proveedora de sinecuras burocráticas para biólogos afiliados al credo, que alentó la postrimera florecida de libros invasionistas, comenzando con la “Biblia” de Elton en el año 2000, publicado por segunda vez al cabo de 42 años.

Irónicamente, el predominio invasionista culmina justamente cuando el asedio por científicos formales puso freno al avance del credo. Los tempranos argumentos enjundiosos contra los conceptos eltonianos cuestionaron el “equilibrio” (“balance”) natural de Linnaeus

(Egerton 1973); el “nicho” exclusivo de cada especie versus la dispersión geográfica normal a cualquier especie (Nelson 1978); el determinismo del número de especies emparentadas y ecológicamente afines que tienen cabida según el tamaño y aislamiento de una isla (Gilbert 1980); y el ser humano como especie problemática “introducida” (Wiens 1984). Luego se acusaría el abandono de la dimensión histórica por muchos ecólogos y su distanciamiento de la biogeografía (Ricklefs 1987).

Un presagio postrero de la década marcaría hito en la resistencia al colonialismo ecológico. En 1987 se publicó una ponencia de Ariel Lugo, bioecólogo director del Instituto Internacional de Dasonomía Tropical, titulada (en inglés) “¿Son los ecosistemas isleños diferentes de los ecosistemas continentales?” (Lugo 1987). La pregunta cuestionaba una creencia fundamental del invasionismo. La supuesta fragilidad de la biodiversidad isleña, producto del aislamiento, impone a los creyentes el deber de proteger las especies endémicas de la intromisión de especies ‘extranjeras’ introducidas por las actividades humanas. La premisa se apoya en el precepto teleológico de que los ecosistemas naturales existen en “equilibrio” homeostático ajeno a la presencia humana. Las “perturbaciones” producidas por la naturaleza misma se pasaban por alto.

Lugo hizo su planteamiento original en el primer Simposio de Ecología Isleña de la Universidad Interamericana de Puerto Rico en 1983. Sus intervenciones análogas en foros posteriores le granjearían antipatías de la ascendente cofradía invasionista estadounidense como abogado del diablo (Lugo 1994). Con toda intención Lugo afirmaba:

And we should not forget that the forces of evolution are not suspended for exotic species.

Sin embargo, su inferencia de que la fragilidad isleña es un mito quedaría vindicada

al concluir la década con el paso del huracán Hugo, el 18 de septiembre de 1989. Partes del icónico bosque nacional de El Yunque sufrieron su impacto desolador dejando un paisaje arrasado como por una bomba atómica. Para sorpresa de los ecólogos del Instituto, patrono del bosque, la vegetación repuntó con feracidad a los pocos meses, con proliferación de especies de flora nativa que se creían extintas, cuyas semillas habían dormido bajo el imperturbado dosel esperando los rayos del sol que llegaron con el deshoje de la floresta (Watlington 2008). La enriquecida variedad de frutas y flores, incluyendo la de los árboles ‘podados’ por el vendaval, proveyó un opíparo menú para la avifauna sobreviviente, incluyendo la exigua población de cotorras nativas (*Amazona vittata*) que repuso los números perdidos en la tormenta.

En el mismo año de 1989, se publicó un compendio de ensayos por un elenco prestigioso de biólogos propulsando una ‘biología de conservación’ radicalmente opuesta a la filosofía invasionista de moda (Western y Pearl 1989, Conway 1989). La extensa bibliografía no tiene referencia alguna a Elton. En esencia propuso el manejo científico de la biodiversidad sin prejuicios fundamentalistas. Según Conway (ibid.):

Is it unreasonable to consider carefully planned introductions on behalf of biological conservation? Why allow biological black holes to be populated by accident and default when the need to sustain diversity is begging for space?

La apostilla a la década fue el sabio libro de Botkin (1990) elucidando la inseparable intimidad histórica de la humanidad y el mundo de la naturaleza.

En 1990-91 se dio un memorable duelo de palabras en *Conservation Biology* entre los incondicionales eltonianos Stanley Temple y Bruce Coblentz, y Ariel Lugo, quién se atrevió a

objetar el vilipendio generalizado de las especies exóticas (Temple 1990; Coblentz 1990, 1991; Lugo 1990). La disidencia de Lugo avivó las críticas del invasionismo con emplazamientos más directos (Abbott 1992; Lodge 1990; Ricklefs y Schluter 1993; Lugo 1994; Ewel y Hogberg 1995; Case 1996). Asimismo, la crónica histórica más citada de la disciplina ecológica no mencionó para nada a Elton ni a la ecología de invasiones (Worster 1994).

En la víspera del nuevo milenio, cuando un tropel de biólogos corría con el tren de las invasiones, estalló la confrontación crítica contra la semántica equívoca y tendenciosa del movimiento y los valores asociados a la misma (Berry 1998; Stott 1998; Sagoff 1999; Theodoropoulos 1999; Sax y Brown 2000; Rosenzweig 2001; Slobodkin 2001; Davis y Thompson 2000, 2001; Western 2001; Davis 2003; Chew y Laubichler 2003). Quedaba en evidencia, además, el oportunismo solapado que animaba el invasionismo (Theodoropoulos 2004, 144):

When faced with greater pressure to justify listing threatened and endangered species after 1980, U.S. Fish and Wildlife Service employees more frequently cited a “threat” from alien species, entirely in the absence of experimental or quantitative data. The invasion “crisis” has been cynically promoted to the public by agencies seeking a larger portion of the tax revenue “pie”.

La bandera blanca de rendición de la hueste invasionista la enarbó el biólogo Mark Williamson (1999), al confesar que el artefacto estadístico que elaboró con esmero en 1996 para legitimar cuantitativamente la ecología de invasiones no podía predecir si una especie “invasiva” resultaría perjudicial o no (Watlington 2008). La desbandada invasionista concurre con el primer decenio del presente milenio. El taimado recalcitrante Simberloff montó una atrincherada defensa de retaguardia en una insólita secuencia de dos artículos publicados en los años 2003 y 2004.

En el primero, publicado en el vocero homónimo del movimiento, Simberloff comienza parapetándose en la citada orden ejecutiva de Clinton, y en un sonado compendio de ensayos sobre la escala global del ‘problema’ (Drake et al. 1989). Se le escapa que uno de los contribuyentes al mismo había advertido en disidencia que (Brown *ibid.* pág. 105):

There is a kind of irrational xenophobia about invading animals and plants that resembles the inherent fear and intolerance of foreign races, cultures and religions.

Tras presentar un extenso listado de casos ‘de buena tinta’ en su favor, Simberloff ejecuta un alambicado pase de muleta para invalidar el símil de xenofobismo nazista endilgado por los críticos periferales a la biología (Gobster y Bruce 2000), pasando por alto la misma acusación por parte de un biólogo (Theodoropoulos 1999, 2003).

Un año más tarde el prestigioso “journal” *BioScience* publica el segundo artículo de Simberloff (2000) en apología de la “biología” de invasiones. En el mismo reseña la “creciente marea” de libros académicos y populares que elaboran el tema. Asumiendo el rol de revisor entendido, acota comentarios de encomio o desagrado para cada obra citada. Su asombrosa y alucinada recomendación de introducción al invasiónismo para el gran público lego es el libro de Tim Low (2002), *Feral Future*, un fascinante compendio histórico de la globalización “invasiva” desde la perspectiva de un biólogo australiano amargadamente nostálgico por la biodiversidad prístina, trastocada irreversiblemente por la globalización geográfica de especies “invasoras” debido a las actividades humanas. Escrito con humorismo negro, la obra deviene en presagio de un futuro inevitable. Anticipa a regañadientes la absorción del invasiónismo por una renovada “ecología de restauración” que acepta la translocación premeditada de especies y la creación de nuevas

comunidades ‘naturales’ en armonía evolutiva con la hegemónica presencia humana (Western 2001; Davis y Slobodkin 2004).

Un posterior sinécdoque de este tropo transmuta la “biología de invasiones” en una renacida ciencia benigna desprovista de xenofobia (Davis 2009). El puntillazo final lo propina el bioecólogo Davis al calificar de “boilerplate” (cliché tautológico) el sonado engendro estadístico de Wilcove et al. (1998) que condena las especies exóticas como la causa mayor de extinción de especies nativas “amenazadas” por la destrucción del habitat. Es por demás obvio que la transformación antropogénica del medio ambiente genera nuevos espacios ecológicos que favorecen el asentamiento de especies inmigrantes, y enajena algunas acomodadas al antiguo régimen. No obstante, tan recientemente como el 2008 los apologistas Ricciardi y MacIsaac publican en elogio de Elton, fallecido en 1991, un compendio estadístico de la frecuencia anual de citas del “libro que inició la biología de invasiones”. La curva exponencial de las mismas entre 1991 y 2007 no distingue entre las referencias de encomio y las desestimaciones.

“BEING THERE”: EL LEGADO DE UN AFICIONADO ACERTADO

En 1971 cuando el DRNA se encontraba en estado embrionario, se acercó en Puerto Rico el joven neoyorkino Herbert A. Raffaele, maestro de escuela elemental aficionado a la observación de aves, empeñado en producir un manual guía de la avifauna del país, con la que se había apasionado desde su primera visita como estudiante universitario en 1963 y en viajes sucesivos. En su retorno definitivo le acompañaba su esposa isleña, madre de sus dos hijos (Raffaele 2007). Aunque su grado académico era una maestría en pedagogía acrecentando un inusitado bachillerato diz que en geología, se propuso obtener empleo como biólogo en la naciente Área de Recursos

Naturales del Departamento de Obras Públicas donde a falta de candidatos mejor dotados obtuvo plaza de biólogo en la minúscula división de flora y fauna, donde en poco tiempo ascendió a jefe.

La convergencia entre el establecimiento del DRNA en 1973 y la implementación de las nuevas leyes ambientales federales, especialmente la delegación del Endangered Species Act (ESA) de 1973 al FWS, fue oportuno para que Raffaele, aprendiz del español pero con dominio del inglés, entrara en el naciente cuadro de asesores científicos del DRNA, asumiendo eventualmente la función de enlace con el FWS. Durante su incumbencia intentó mediante esfuerzo autodidacta superar sus deficiencias académicas en biología y ecología, y ampliar su conocimiento empírico de las aves y otras formas de biodiversidad puertorriqueña. No obstante, en 1977 abandona la Isla en pos de obtener los grados académicos que le faltaban.

Se fue disgustado con la deferencia gubernamental a prioridades desarrollistas e intereses políticos, en menosprecio de valores ‘científicos’ de conservación medioambiental. Su desagrado con los vicios endémicos de la burocracia isleña, el caciquismo y el amiguismo, se consignan en las reveladoras memorias de su vida profesional en la Isla (Raffaele 2007: pág.79). En resumen:

During my tenure with the Department of Natural Resources I never saw someone selected for a position based upon an official candidates list received from the division of personnel, or any other competitive basis. Every hire with which I was familiar was based upon who you know.

Raffaele mismo fue beneficiario del sistema que critica, confesándose protegido en su pretencioso noviciado bajo el ala de un paternal burócrata que se encariñó con él.

Tras su partida Raffaele logró hacer una maestría en biología, un doctorado en ecología, y producir su manual guía de las aves de Puerto Rico e Islas Vírgenes (primera edición, 1982) en un plazo récord de seis años. Al recibir el doctorado en 1983, comenzó una nueva carrera con la sede del FWS en Washington, D.C. donde ha fungido como enlace de asuntos internacionales (“Chief, Office of International Affairs”). El libro lo consagró como autoridad en la materia. Aquí terminaría esta nota biográfica si no fuera por el homenaje que le rindió el DRNA como invitado especial del XXVI Simposio de Recursos Naturales en el año 2007. Al hacer uso de la palabra se ufano de haber sido el autor del reglamento que hasta el presente prohíbe la introducción y posesión de aves exóticas para “evitar traer animales peligrosos para el ambiente” (Calero 2007).

Su jactancia ha hecho necesario rastrear las huellas de su aprendizaje de ideas bioxenófobas ofrecidas en el anecdótico recuento de su vida profesional en Puerto Rico (Raffaele 2007). Sobresalen dos mitos del folclor ecologista invocados a la saciedad por la sectaria “ecología de invasiones”, movimiento ascendente en el tiempo de Raffaele. El primer mito es el de la mangosta (*Herpestes javanicus*), el pequeño omnívoro naturalizado desde el siglo XIX cuya alegada voracidad descomunal ha sido desmentida por estudios científicos responsables (Watlington 2010). Raffaele menciona la mangosta por nombre no menos de veinte veces en su narrativo como temible amenaza ecológica. El otro caso es el del gato del farolero neozelandés que alegadamente exterminó toda una especie de avecilla endémica. Se ha demostrado tratarse de un fraude que usó el gato como chivo expiatorio para encubrir la codicia del coleccionismo decimonónico de aves al borde de la extinción por destrucción del habitat (Watlington 2009).

En sus memorias Raffaele despotrica contra otras clases de animales exóticos, como el pez

Tilapia, cuya diseminación fue realizada por la sección de pesquerías del mismo negociado que empleó a Raffaele. Con especial saña vilipendió a las dos especies de primates naturalizados en el suroeste y los científicos académicos responsables por su introducción. Por otro lado se manifestó ambivalente sobre las actividades de la sección de cacería de su negociado, cuyo subsidio por el FWS mantenía las otras secciones. Define la caza de aves como “pasatiempo” pero la caza furtiva (“poaching”) como “perturbación” destructiva del hábitat. En una breve posdata promete al lector una secuela sobre las amenazas más recientes, las iguanas (*Iguana iguana*) y los caimanes (“nasty crocodiles”) de los que se enteró muy después de su partida. Inexplicablemente, en la segunda edición (1989) de su libro sobre las aves de Puerto Rico, Raffaele contradice su condena posterior (2007) de la mangosta. Admite que ninguna de las aves nativas de nidos terreros supuestamente empujadas a la extinción por depredación de la mangosta se había extinguido, y que a todas luces se habían adaptado a su presencia en un nuevo “equilibrio” ecológico.

Bajo el subtítulo “Causas del aumento en avifauna”, en la introducción a su obra cimera de 1989 Raffaele consigna su adhesión al postulado invasor del “equilibrio” determinista del número de especies que podían cohabitar una isla, según su tamaño y distancia de fuentes continentales de biodiversidad (MacArthur y Wilson 1967). Sin embargo, su comparación de Puerto Rico con Trinidad es falaz. Aunque el territorio de Trinidad ocupa la mitad del área que tiene Puerto Rico, posee unas 400 especies de aves (Kenefick et al. 2007), proporcionalmente 3.2 veces más que las 250 especies más o menos con que cuenta Puerto Rico (52% migratorias). Las especies “exóticas” naturalizadas alcanzan la cuarta parte de las 100 y pocas especies propiamente residentes.

En Trinidad no se ha dado la introducción de aves exóticas como en Puerto Rico, no obstante tener proporcionalmente la misma

densidad poblacional y un paisaje similarmente humanizado. Curiosamente, ambos países tienen casi igual número de especies de colúmbidos (palomas y perdizes), (Trinidad-Tobago 16; P.R.-Islas Vírgenes 12), aves terrícolas dadas a circular entre metapoblaciones regionales. Igualmente, ambos países tienen un número similar de especies de psitácidas (10 – 11), nativas en el primero, y todas menos una exóticas en el caso de Puerto Rico. Las cotorras y su parentela, raramente vuelan más allá de su terruño. Como si fuera poco, Trinidad cuenta con 41 especies de aves raptoras, 17 residentes, el resto itinerantes, cuatro veces las que hay en Puerto Rico. En ambos casos los raptors son los depredadores principales de la avifauna isleña. Por último, ambos países desarrollan programas para restaurar su especie icónica de psitácida: la iwaka (*Amazona vittata*) en Puerto Rico, y el guacamayo azul y amarillo (*Ara ararauna*), extinguido en Trinidad en 1970 por el contrabando internacional de aves exóticas fomentado en la Isla con el beneplácito del DRNA (Watlington 2000).

Raffaele argumenta que Trinidad es excepcional porque se trata de un fragmento del continente suramericano separado del mismo hace entre seis mil y mil quinientos años al subir el nivel del mar. No explica porqué en tan largo plazo no se ha cumplido el pronóstico lúgubre de la teoría de marras sobre la inevitable extinción de las especies ‘que sobran’ al reducirse el área del territorio isleño, según el modelo determinista de MacArthur y Wilson (1967). Raffaele concluye su breve diatriba contra la “invasión” de especies exóticas advirtiendo que el gobierno (DRNA) había empezado a tomar medidas agresivas porque (Raffaele 1989: pág. 5):

The potential problems of niche competition, crop damage and disease transmission are severe.

Con semántica agorera Raffaele confiesa tres puntales desacreditados del invasorismo.

Sobresale el concepto del “nicho exclusivo” del ecosistema creacionista de Linnaeus. Le sigue el predecible “estorbo a los intereses del hombre” de Elton. Termina con el manoseado infundido de la transmisión de enfermedades. La avifauna silvestre está expuesta tanto a las plagas de las hacinadas polleras domésticas como a las que llegan con las aves migratorias de tierras lejanas. Como si fuera poco, Puerto Rico es uno de los países más impactados por las pestilencias transportadas con el polvo del Sáhara por los vientos alisios (Kellog y Griffin 2006). Años más tarde, coincidiendo con la campaña del FWS contra las cotorras exóticas (Watlington 2008), Raffaele añade la hibridación (léase ‘mestizaje’) a su lista de amenazas prevenibles (Raffaele y Kepler 1992).

EPÍLOGO

En el contexto de la temprana década de 1970 el alistamiento de un joven maestro de escuela en la cruzada de la bio-ecología invasionista no fue excepcional. Aunque su aprendizaje fue a todas luces autodidacta, otros jóvenes que hacían pinitos como biólogos formados se iniciaron en el paradigma para el mismo tiempo. Algunos han hecho carrera en la academia promoviendo y popularizando el movimiento. Los menos sucedieron a Raffaele en el DRNA, perpetuando la ideología invasionista que él instauró y que permanece vigente cual petroglifo virtual de su tiempo. Cierro con las palabras lapidarias de Herbert A. Raffaele (2007, pág. 246):

That's what the DNER got for hiring a science teacher to do the work of a wildlife biologist!

REFERENCIAS

Abbott, R.J. 1992. “Plant invasions, interspecific hybridization and the evolution of new plant taxa”, *Trends in Ecology and Evolution* 7(12):401-405.

Berry, R.J. 1998. “Evolution of small mammals” en P.R. Grant (ed.). *Evolution on Islands*. págs. 35-50. New York: Oxford University Press.

Botkin, D.B. 1990. *Discordant harmonies: a new ecology for the twenty-first century*. New York: Oxford University Press.

Browne, J.H. 1989. “Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates”, en DRAKE, J.A. et al. (eds.), *Biological Invasions: A global perspective*. New York: Wiley, 85-109.

Browne, J.H. 1983. *The secular ark: studies in the history of biogeography*. New Haven: Yale University Press.

Calero, M.S. 2007. “Herbert Raffaele, descubridor de aves”. *Ambiente Natural*, 3(5):4.

Case, T.J. 1996. “Global patterns in the establishment and distribution of exotic birds”, *Biological Conservation* 78:69-86.

Chabert, J.L. comunicación personal 2010.

Chew, M.K., y M.D. Laublichler. 2003. “Natural enemies –metaphor or misconception?”, *Science* 301:52-54.

Coblentz, B.E. 1991. “A response to Temple and Lugo”, *Conservation Biology* 5(1):5.

Coblentz, B.E. 1990. “Exotic organisms: a dilemma for conservation biology”, *Conservation Biology* 4(3):261-265.

Colautti, R.I., y H.J. MacIsaac. 2004. “A neutral terminology to define ‘invasive’ species”, *Diversity and Distributions* 10:135-141.

Conway, W.G. 1989. “The prospects for sustaining species and their evolution” en D. Western y M. Pearl (eds.), *Conservation for the Twenty-first Century*, págs. 199-209. New York: Oxford University Press.

Crosby, A.W. 1986. *Ecological imperialism: the biological expansion of Europe, 900-1900*. Cambridge (U.K.): Cambridge University Press.

Darwin, C. 1991 [1859]. *On the origin of species: by means of natural selection*. Buffalo, NY: Prometheus Books.

Davis, M.A. 2009. *Invasión biology*. Oxford (U.K.): Oxford University Press.

Davis, M.A. 2003. “Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity?”, *BioScience* 53:481-489.

- Davis, M.A., y L.B. Slobodkin. 2004. "The science and values of restoration ecology", *Restoration Ecology* 12:1-3.
- Davis, M.A., y K. Thompson. 2002. "Newcomers invade the field of invasion ecology: question the field's future", *Bulletin of the Ecological Society of America* 38:196-197.
- Davis, M.A., y K. Thompson. 2001. "Invasion terminology: should ecologists define their terms differently than others? No, not if we want to be of any help", *ESA Bulletin* 82:206.
- Davis, M.A., y K. Thompson. 2000. "Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader", *ESA Bulletin* 81:226-230.
- Davis, M.A. et al. 2001. "Charles S. Elton and the dissociation of invasion ecology from the rest of ecology", *Diversity and Distributions* 7:97-102.
- Drake, J.A. et al. 1989. *Biological invasions: a global perspective*. Chichester, UK: John Wiley & Sons.
- DRNA, 2006. "Los recursos naturales de Puerto Rico", *Hojas de nuestro ambiente* 7:4.
- DRNA, 2004. *Reglamento para regir la conservación y el manejo de la vida silvestre, las especies exóticas y la caza en el [ELA]: Reglamento número 6765*. San Juan: DRNA.
- Egerton, F.N. 1973. "Changing concepts of the balance of nature", *The quarterly Review of Biology* 48(6):324-349.
- ELA, 1999. *Ley Núm. 241 del 15 de agosto, Nueva ley de vida silvestre de Puerto Rico*. San Juan: Asamblea Legislativa de Puerto Rico.
- ELA, 1972. *Ley Núm. 23 del 20 de junio, Ley orgánica del Departamento de Recursos Naturales y Ambientales*. San Juan: Asamblea Legislativa de Puerto Rico.
- Elton, C.S. 1958 [1972 reprint]. *The ecology of invasions by animals and plants*. Chicago: University of Chicago Press.
- Elton, C.S. 1927. *Animal ecology*. London: Chapman & Hall.
- Ewel, J.J., y P. Hogberg. 1995. *Islands: biological diversity and ecosystem function*.
- Gilbert, F.S. 1980. "The equilibrium theory of island biogeography: fact or fiction?", *Journal of Biogeography* 7:209-235.
- Gleason, H.A. 1926. "The individualistic concept of the plant association", *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 53: págs. 7-26.
- Gobster, P.H., y R. Bruce. 2000. *Restoring nature: perspectives from the social sciences and humanities*. Washington, D.C.: Island Press, pág. 321.
- Gosling, L.M., y S.J. Baker. 1989. "The eradication of muskrats and coypus from Britain", *Biological Journal of the Linnean Society* 38: págs. 39-51.
- Hardin, M.P. 1995. *A fish and wildlife strategic plan for the Puerto Rico Department of Natural and Environmental Resources*. Gainesville, Florida: KBN Engineering.
- Jasanoff, S. 1990. *The fifth branch: science advisors as policymakers*. Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Kellog, C. A., y D.W. Griffin. 2006. "Aerobiology and the global transport of desert dust", *Trends in Ecology and Evolution* 21 (11):638-644.
- Kenefick, M., et al. 2007. *Field guide to the birds of Trinidad and Tobago*. New Haven, CT: Yale University Press.
- Lever, C. 1985. "Coypu" en *Naturalized mammals of the world*, London: Longman: pp. 375-383.
- Lodge, D.M. 1990. "Biological invasions: lessons for ecology", *Trends in Ecology and Evolution* 8(4):133-136.
- Low, T. 2002. *Feral future: the untold story of Australia's exotic invaders*. Chicago: University of Chicago Press.
- Lugo, A.E. 1994. "Maintaining an open mind on exotic species", en Meffe, G.K. y Carroll, C.R., *Principles of Conservation Biology*, Sunderland, MA: Sinauer: págs. 218-220.
- Lugo, A.E. 1990. "More on exotic species", *Conservation Biology* 6(1):6.
- Lugo, A.E. 1987. "Are island ecosystems different from continental ecosystems?", *Acta Científica* 1(2-3):48-54.

- MacArthur, R.H., y E.O. Wilson. 1967. *Theory of island biogeography*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Nelson, G. 1978. "From Candolle to Croizat: comments on the history of biogeography". *Journal of the History of Biology* 11(2):269-305.
- Pickett, S.T.A., y M.L. Cadenasso. 2002. "The ecosystem as multidimensional concept: meaning, model and metaphor". *Ecosystems* 5:1-10.
- Raffaele, H.A. 2007. *Birds, beasts and bureaucrats*. Nashville, TN: Coldtree.
- Raffaele, H.A. 1982. *Birds of Puerto Rico and the Virgin Islands*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Raffaele, H.A., y Kepler, C.B. 1992. "Earliest records of the recently introduced avifauna of Puerto Rico", *Ornitología Caribeña* 3:20-29.
- Ricciardi, A. y MacIsaac, H.J. 2008. "The book that began invasion biology", *Nature* 452(3):34.
- Ricklefs, R.E. 1987. "Community diversity: relative roles of local and regional processes", *Science* 235(1):167-171.
- Ricklefs, R.E. y Schluter, D. 1993. *Species diversity: historical and geographical perspectives*. Chicago: University of Chicago Press.
- Rosenzweig, M.L. 2001. "The four questions: What does the introduction of exotic species do to diversity?". *Evolutionary Ecology Research* 3:361-367.
- Ruesink, J.L., et al. 1995. "Reducing the risks of nonindigenous species introductions, guilty until proven innocent", *BioScience* 45(7):465-477.
- Sagoff, M. 1999. "What's wrong with exotic species?" *Institute for Philosophy and Public Policy* 19(4):16-23.
- Sax, D.F., y Brown, J.H. 2000. "The paradox of invasion", *Global Ecology and Biogeography* 9:363-371.
- Simberloff, D. 2004. "A rising tide of species and literature: a review of some recent books on biological invasions" *BioScience* 54(3):247-254.
- Simberloff, D. 2003. "Confronting introduced species: a form of xenophobia?". *Biological Invasions* 5:179-192.
- Simberloff, D. 1995. "Introduced species", *Encyclopedia of Environmental Biology* 2:323-336.
- Slobodkin, L.B. 2001. "The good, the bad and the reified", *Evolutionary Ecology Research* 3:1-13.
- Snape, W.J.III. 1996. *Biodiversity and the law*. Washington, D.C.: Island Press.
- Soulé, M.E. 1985. "What is conservation biology?". *BioScience* 35(11):727-734.
- Southwood, R., y J.R. Clarke. 1999. "Charles Sutherland Elton". *Biographical Memoirs of Fellows of the Royal Society* 45:129-146.
- Stott, P. 1998. "Biogeography and ecology in crisis: the urgent need for a new metalanguage". *Journal of Biogeography* 25:1-2.
- Temple, S.A. 1990. "The nasty necessity: eradicating exotics". *Conservation Ecology* 4(2):113-115.
- Theodoropoulos, D.I. 2003. *Invasion biology, critique of a pseudoscience*. Blyth, CA: Avvar Books.
- Theodoropoulos, D.I. 1999. "invasion of the aliens: science or pseudoscience?". Ponencia presentada a la 26ta conferencia anual de la Asociación de Areas Naturales, Tucson, Arizona, 13 al 16 de octubre.
- Wade, S.A. 1995. "Stemming the tide: a plea for new exotic species legislation". *Journal of Land Use and Environmental Law* 10(2):343-370.
- Watlington, F. 2008. "La última iwaka de Palo Hueco: crónica de las cotorras jíbaras de Puerto Rico". *Revista Cayey* 85(4):15-33.
- Watlington, F. 2009. "El matuhi de los matojos y el gato del farolero: ¿Ciencia o folclor ecológico?", *Acta Científica* 23(1-3):64-68.
- Watlington, F. 2000. "Exportación de aves exóticas: el caso de Puerto Rico", en Pefaur, J.E. (ed.), *Ecología Latinoamericana, Actas del III Congreso Latinoamericano de Ecología*. Mérida, Venezuela: Universidad de Los Andes, págs. 325-329.
- Watlington-Linares, F. 2010. "Presuntos implicados: ratas y mangostas ¿plagas ecológicas?", *Acta Científica* 21(1-3):53-60.

- Watlington-Linares, F. 2015. "El Guam-e del Culebrón: acechando al presunto implicado" Manuscrito inédito. Río Piedras: Universidad de Puerto Rico.
- Western, D. 2001. "Human modified ecosystems and future evolution", PNAS, 98(10):5458-5465.
- Western, D., y C. Pearl. 1989. Conservation for the twenty-first century. New York: Oxford University Press.
- Wiens, J. 1984. "On understanding a non-equilibrium world: myth and reality in community patterns and processes", en Strong, D.R. et al. (eds.), Ecological Communities: conceptual issues and the evidence. Princeton, NJ: Princeton University Press, págs. 439-457.
- Wilcove, D.S., et al. 1998. "Quantifying threats to imperiled species in the United States". BioScience, 48:607-615.
- Williamson, M. 1999. "Invasions", Ecography 22:5-12.
- Williamson, M. 1996. Biological invasions. London: Chapman & Hall.
- Worster, D. 1994. Nature's economy, a history of ecological ideas. New York: Cambridge University Press.

POR CIENTO DE CENIZAS EN LA FLORA EPIFÍTICA DE *PRESTOEA MONTANA*

Carmen L. Báez

Escuela Secundaria de la Universidad de Puerto Rico

Colegio de Pedagogía

Universidad de Puerto Rico

Recinto de Río Piedras

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue investigar el papel desempeñado por la flora epifítica en el reciclaje de nutrientes en un bosque subtropical pluvial de Puerto Rico. Se realizó una muestra estratificada por la altura de la flora epifítica en 10 individuos de la palma *Prestoea montana*, Graham Nichols, en el Bosque Experimental de Luquillo a 550 m de altura. Se determinó biomasa, por ciento de ceniza, por ciento de materia orgánica y fósforo total. Los resultados demuestran que las epifitas contienen altas concentraciones de cenizas y nutrientes en comparación con otras plantas del bosque.

ABSTRACT

The aim of this study was to research the role of epiphytic flora in the recycling of nutrients in a subtropical rain forest of Puerto Rico. Stratified sampling at 550 m elevation in the Luquillo Experimental Forest was conducted using the height of the epiphytic flora in 10 individuals of the *Prestoea montana* Graham Nichols palm. Biomass, percentage of ash, percentage of organic matter, and total phosphorus were determined. The results show that epiphytes contain high concentrations of ash and nutrients compared to other plants in the forest.

INTRODUCCIÓN

Este estudio se realizó en el Bosque Experimental de Luquillo a una elevación de 550 m de altura. El predio estudiado tiene un área de 0.4 ha, su precipitación promedio anual es de aproximadamente 4000 mm, la temperatura del aire fluctúa entre 17 y 25° C. La zona de vida ecológica del lugar es bosque subtropical pluvial (*sensu* Holdridge).

La *Prestoea montana*, Graham Nichols, especie a estudiarse, constituye el 29 por ciento de los árboles y el 53 por ciento del área basal

del predio de estudio. Aunque esta es una de las especies más conspicuas en los bosques de Puerto Rico, ha sido muy poco estudiada. Esta especie presenta características favorables para el desarrollo de la flora epifítica, como lo han demostrado los estudios de Pérez (1982).

La flora epifítica constituye un factor prominente en la composición de la vegetación forestal tropical. Las epifitas se diferencian de las parásitas que no obtienen su alimento y agua de las plantas soporte y de las lianas, por no tener estas conexiones directas del suelo. Su alimento lo obtienen de la materia disuelta que

corre por el tronco de la planta soporte, de las nubes o de la lluvia misma.

Las epífitas tienen preferencias al desarrollarse con ciertas especies. Russell y Miller (1977) demostraron en su estudio de El Pico del Oeste en el Bosque Experimental de Luquillo que las especies se desarrollan dependiendo de la intensidad de luz y la humedad. También demostraron que a diferentes alturas se desarrollan distintas especies de epífitas. Algunas de las familias de epífitas que se desarrollan en el Pico del Oeste son: *Polypodiaceae*, *Margraviceae*, *Bromeliaceae*, *Orquidaceae* y *Selaginaleaceae*.

El objetivo principal de mi estudio fue investigar el papel desempeñado por la flora epifítica en el reciclaje de nutrientes en un bosque subtropical. Se plantearon unos objetivos secundarios para llegar al principal, y estos fueron:

1. Buscar una relación entre ceniza (por compartimiento) y altura en la palma.
2. Buscar una relación entre biomasa (por compartimiento) y altura en la palma.
3. Comparar valores de ceniza, materia orgánica y fósforo total para vegetación del sotobosque y epífitas.
4. Buscar una relación entre área colonizada y biomasa,
5. Buscar una relación entre ceniza (por compartimiento) y porcentaje de fósforo total.

Biomasa es el peso seco de materia viva (incluido el alimento almacenado y presente en una población) determinado y expresado en términos de volúmenes o áreas de la residencia ecológica. El porcentaje de ceniza es el porcentaje de materia inorgánica de la materia estudiada, obteniendo esta podemos determinar aproximadamente el porcentaje de materia orgánica si conocemos la biomasa.

Con este estudio se analizó la cantidad de fósforo contenido en las epífitas. El fósforo es uno de los macronutrientes que juega un papel central en el funcionamiento de la planta. La deficiencia de fósforo causa disminución en el crecimiento de la planta, que está relacionado con disminución en la respiración, disminución en el potasio a adquirirse por la planta y la desintegración de los cloroplastos.

MATERIALES Y MÉTODO

El estudio se realizó en un área pantanosa y escarpada en el Bosque Experimental de Luquillo. La especie que se estudio fue *Prestoea montana*. Se escogieron 10 palmas al azar de un total de 50 palmas experimentales. Cada palma se estratificó de la siguiente manera: B (la base) y alturas a 1m, 2m y 3m.

Utilizando una cinta métrica se midió la base (curva en la base del tronco de la palma) –primera estrata- B. Desde el extremo de la primera estrata se midió y se marcó el 35 y 65 cm del 1^{er}, 2^{do} y 3^{er} metro de la palma. Se raspó con una cuchilla toda la materia sobre la corteza de la palma entre los límites ya marcados. Las muestras se echaron en bolsas, las cuales se clasificaron por: número de palma, el metro en que fue tomada y la fecha.

Las muestras obtenidas se llevaron al laboratorio donde se dividió cada muestra en hojas, suelo, musgo y raíces. Las muestras divididas estuvieron 4 días en un horno a 70° C. Después se pesaron para determinar la biomasa.

Para obtener el porcentaje de cenizas de las muestras, estas se molieron y se pasaron por un cedazo de una apertura de 850 micrómetros. Se pesó un gramo de cada muestra; cada muestra se puso en envases distintos, estos se pusieron en la mufla por 4 horas a 490° C. A salir de la mufla las muestras se mantuvieron en un desecador por una hora, después se pesaron nuevamente.

El por ciento de ceniza será la diferencia entre el peso del envase de la mufia, menos el peso del envase vacío sobre el peso inicial de la muestra por 100.

Para el análisis de fósforo total se utilizó el método de Canell (1965). La concentración de fósforo total se determinó colorimétricamente por el método de ácido ascórbico (American Public Health Service Association et al., 1976).

Para obtener los resultados se relacionaron los valores totales de biomasa (por compartimiento). Lo mismo se hizo para obtener el por ciento de ceniza. Además se analizaron los resultados individualmente.

RESULTADOS

Biomasa

La biomasa total de epifitas por palma estudiada varió por un factor de 10 entre la

palma con menos biomasa de epifitas en su tallo (la número 8) y la mayor, la número 1 en la figura 1. En el total de biomasa se encontró diferencias por estrata con la menor cantidad de biomasa en la base y el 1^{er} m y la mayor en el 2^{do} y 3^{ro} (Fig. 2).

En los resultados de biomasa total por compartimiento (Fig. 3) se obtuvo la biomasa mayor en suelo (se observó gran diferencia entre esta biomasa y la biomasa de los demás compartimientos) y la biomasa menor se obtuvo en raíces.

Se relacionó estrata por compartimiento y se observó que en la base la biomasa mayor fue en suelo y la menor en hojas (Fig. 3). En el 1^{er} m la biomasa mayor se obtuvo en el suelo y la menor en hojas y raíces (misma biomasa). En el 2^{do} y 3^{er} m la mayor biomasa se obtuvo en suelo. Las hojas tendieron a tener más biomasa, pero no significativamente.

FIGURA 1. Biomasa total de epifitas y suelo orgánico asociado creciendo sobre la superficie de troncos de 10 palmas de *Prestoea montana* seleccionadas al azar. El muestreo incluyó la base y uno a tres metros de altura y se coleccionaron hojas, musgo, raíces y suelo orgánico.

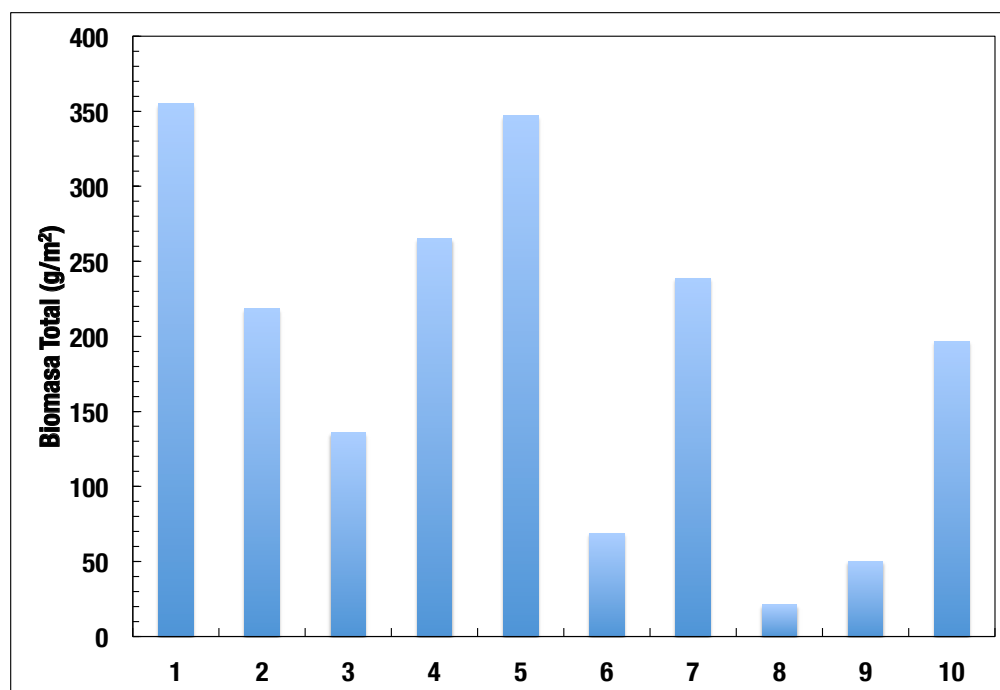


FIGURA 2. Biomasa de hojas, musgo, raíces y suelo orgánico en cuatro estratas verticales de la palma *Prestoea montana*. El cero representa la base de la palma. Las barras representan el promedio y las líneas verticales el error estándar basados en los siguientes n: 10, 9, 7, y 6 para la base, 1, 2, y 3 metros de altura respectivamente. Algunas palmas no tenían alturas de 2 o 3 metros.

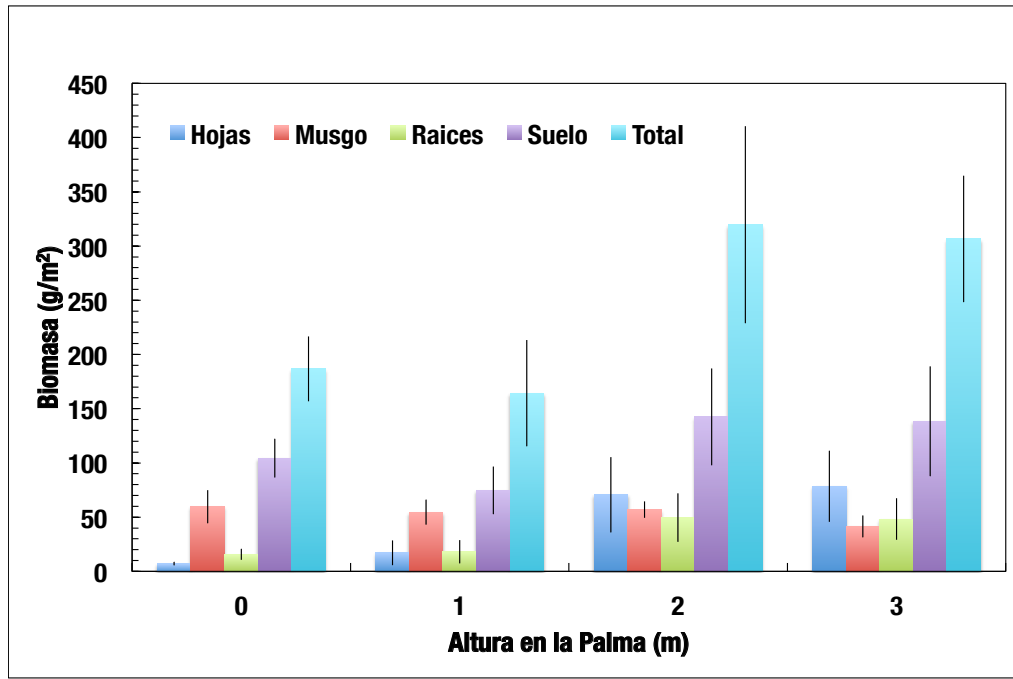
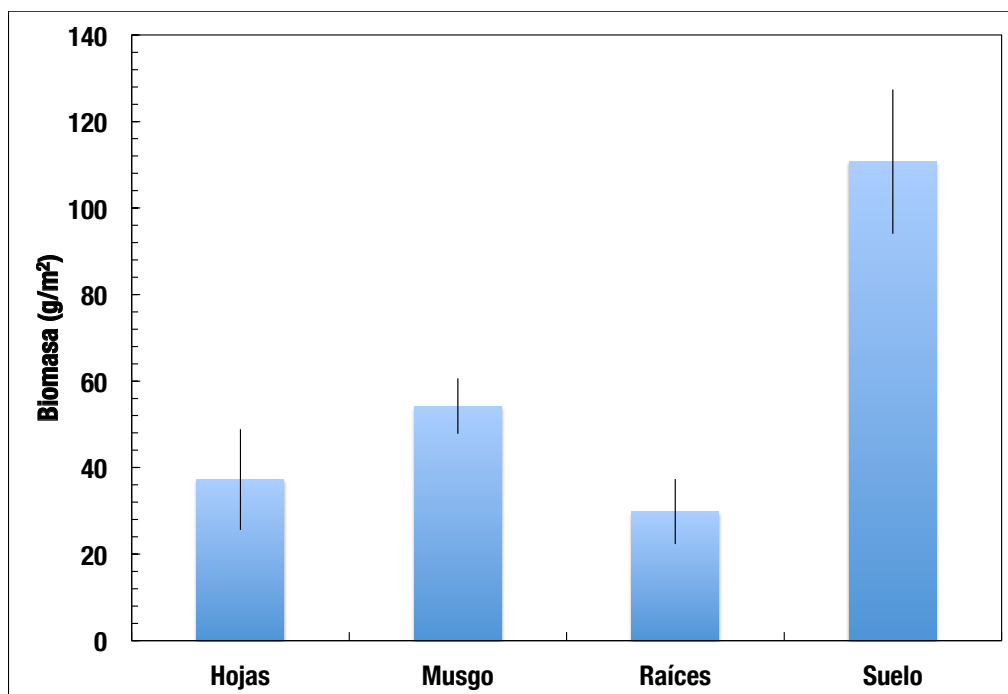


FIGURA 3. Biomasa de la comunidad epífita (hojas, musgo, raíces y suelo orgánico) sobre 10 troncos de *Prestoea montana*. Las barras representan el promedio y las líneas verticales el error estándar basado en 32 muestras.



Ceniza

La concentración de ceniza fue más alta en las hojas de la base (Fig. 4). El suelo tendía a concentraciones altas de cenizas en las primeras tres estratas. Las raíces tenían baja concentración de cenizas en todas las estratas. La concentración de ceniza por compartimiento fue mayor en el suelo y menor en raíces. No hubo diferencias significativas entre musgo y hojas (Fig. 5). Se observa una característica peculiar en el suelo donde crecen las epifitas. Se obtuvo un porcentaje de ceniza muy bajo comparado con el suelo común, se piensa que se debe a su composición vegetal.

Por último se analizó el fósforo, total que contiene la flora epifítica estudiada. Esta se analizó por compartimiento. Además se comparó con el fósforo total en otras plantas del

sotobosque. Se utilizaron los valores de fósforo total obtenidos de otros estudios de plantas del sotobosque que para compararlos con los valores obtenidos en las epifitas.

Los resultados obtenidos por compartimiento demostraron que todos los compartimientos tienen concentraciones similares de fósforo (Fig. 6). Además encontré una relación lineal entre la concentración de fósforo y la concentración de cenizas (Fig. 7).

DISCUSIÓN

Las epifitas, como demostraron Russell y Miller, se desarrollan sobre diferentes especies dependiendo de la intensidad de la luz. Además, en este estudio se reveló que las epifitas de mayor tamaño son las que pueden desarrollar a mayor altura en la palma, ya que pueden almacenar y mantener la humedad que necesitan.

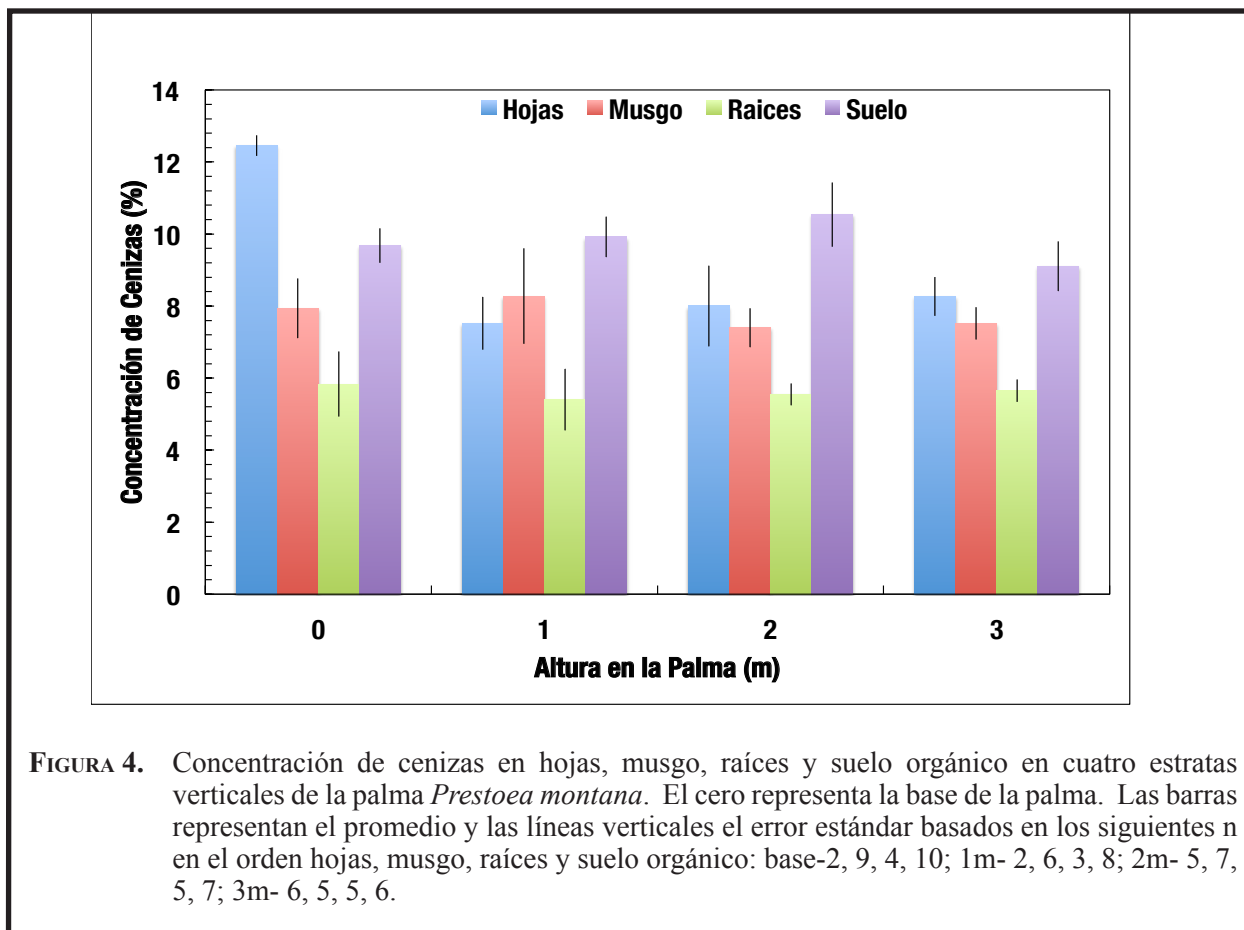


FIGURA 4. Concentración de cenizas en hojas, musgo, raíces y suelo orgánico en cuatro estratas verticales de la palma *Prestoea montana*. El cero representa la base de la palma. Las barras representan el promedio y las líneas verticales el error estándar basados en los siguientes n en el orden hojas, musgo, raíces y suelo orgánico: base-2, 9, 4, 10; 1m- 2, 6, 3, 8; 2m- 5, 7, 5, 7; 3m- 6, 5, 5, 6.

FIGURA 5. Concentración de cenizas por compartimento en la comunidad epifítica sobre troncos de palmas de *Prestoea montana*. La barra representa el promedio y las líneas verticales el error estándar con los siguientes n: hojas- 7, musgo- 9, raíces- 6 y suelo orgánico- 10.

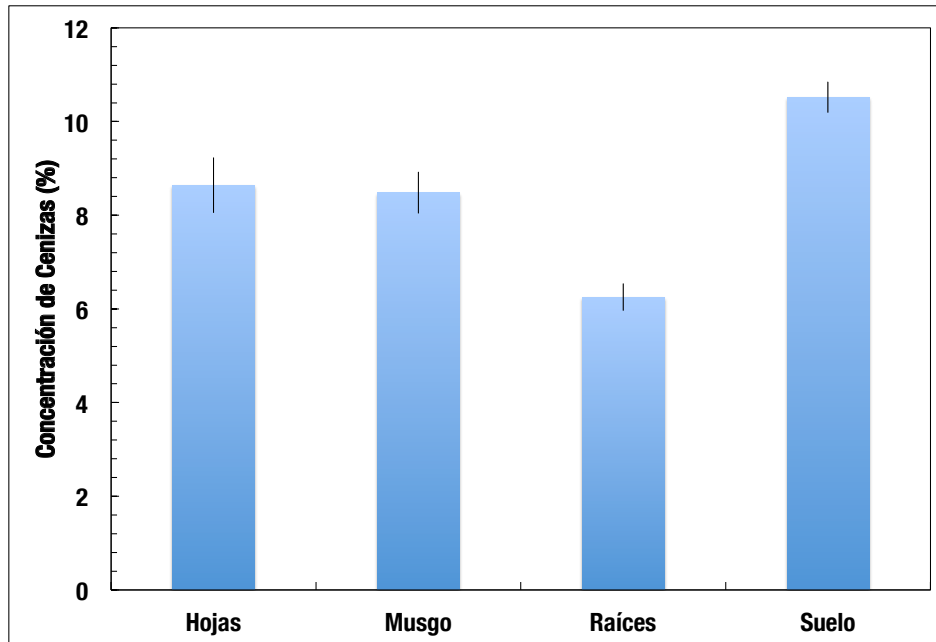


FIGURA 6. Concentración de fósforo por compartimento en la comunidad epifítica sobre troncos de palmas de *Prestoea montana*. La barra representa el promedio y las líneas verticales el error estándar con los siguientes n: hojas- 7, musgo- 9, raíces- 6 y suelo orgánico- 10.

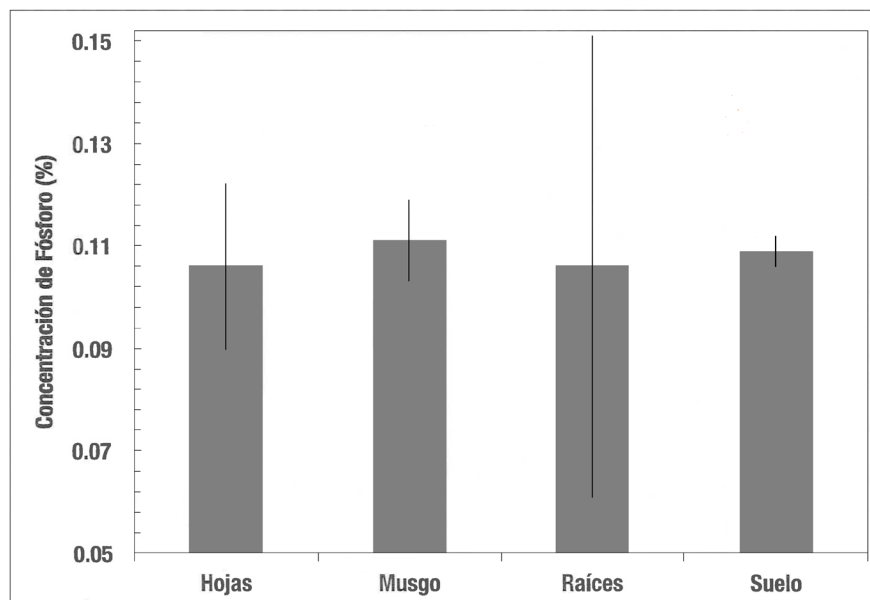
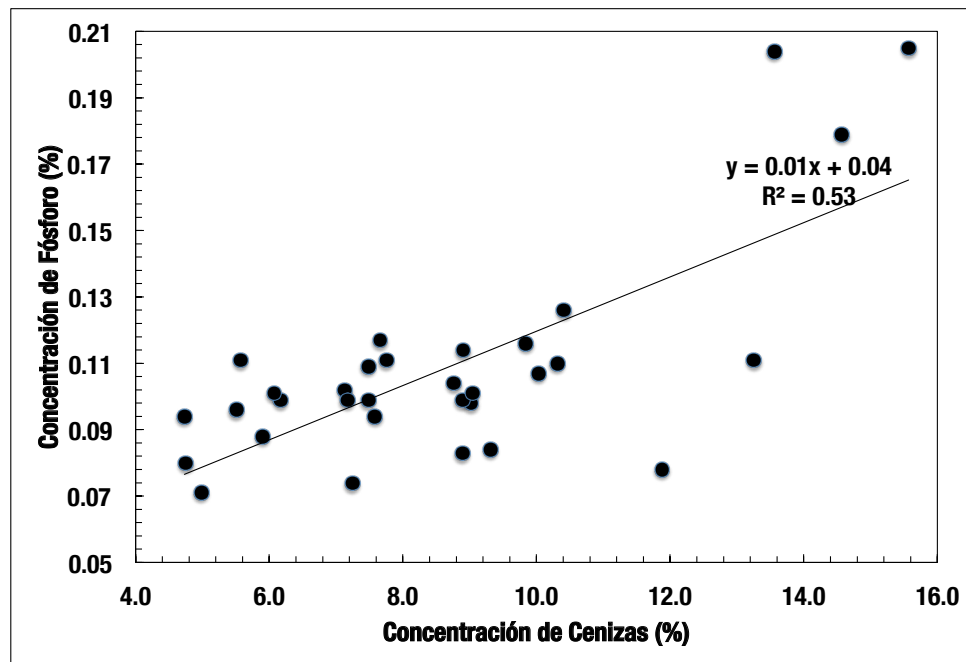


FIGURA 7. Regresión entre la concentración de cenizas y la concentración de fósforo basado en todos los compartimentos de la comunidad epifítica sobre los troncos de *Prestoea montana*.



Los resultados de biomasa revelaron que las familias de epifitas de mayor tamaño se desarrollan donde haya un término medio entre luz y sombra. El musgo se desarrolla a menor altura porque necesita menos luz y más humedad para sobrevivir.

Los resultados de por ciento de ceniza demostraron que las epifitas tienen gran cantidad de nutrientes y la mayor cantidad de nutrientes la tienen las epifitas que se encuentran en la base de la palma. Esto demuestra que los nutrientes son arrastrados por la lluvia desde el dosel de la palma hasta la base y depositados ahí. Como este bosque está en constante erosión se podría decir que las epifitas son un almacén de nutrientes del bosque subtropical, pero se puede asegurar que todavía hay que estudiar más para poder demostrarlo con certeza.

Los resultados de fósforo total sostienen la teoría de que la flora epifítica puede ser un

almacén de nutrientes del bosque subtropical. Esto se puede decir ya que se obtuvo un mayor por ciento de fósforo comparado con otras plantas del sotobosque.

AGRADECIMIENTOS

Trabajo sometido en el 1985 como requisito del curso de química de décimo grado para la Profesora Myriam Cancel. Este trabajo lo escribió la autora cuando cursaba el décimo grado. El editor recalculó los datos usando los resultados originales y preparó las gráficas y sus leyendas. Se conservó el texto original con algunas excepciones.

LITERATURA CITADA

American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation. 1976. Standard methods for the examination of water and wastewater, 14th edition. American Public Health Association, Washington, D.C., USA.

- Canell, A.J. 1965. The colorimetric determination of phosphorous in plant materials. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 6:479.
- Holdridge, L.R. 1967. *Life Zone Ecology*. Tropical Science Center. San José, Costa Rica.
- Pérez, J. 1982. Distribución de epífitas sobre especies arbóreas en un bosque de palma. Tesis presentada como requisito para maestría en biología. Universidad de Puerto Rico.
- Russell, K.W. y H.A. Miller. 1977. The ecology of an elfin forest in Puerto Rico. 17. Epiphytic mossy vegetation of Pico del Este. *Journal of Arnold Arboretum*: 58:1-24.
- Little, E.L., R.O. Woodbury, y F.H. Wadsworth. 1988. *Árboles de Puerto Rico y las Islas Vírgenes*, segundo volumen. US Department of Agriculture, Agriculture Handbook 449-S.
- Little, E.L., F.H. Wadsworth, y J. Marrero. 2001. *Árboles comunes de Puerto Rico y las Islas Vírgenes*. Editorial de la Universidad de Puerto Rico.
- Luse, R.A. 1970. The Phosphorous Cycle in a tropical rain forest. Pages H-161-H-166 in H.T. Odum and R.F. Pigeon, editors. *A tropical Rain Forest: a study of irradiation and ecology at El Verde, Puerto Rico*. US Atomic Energy Commission Puerto Rico.
- Nathans, A. 1970. Indoor eerie for epiphytes. *Garden* 4:67.
- Richards, P.W. 1964. *The tropical rain forest: an ecological study*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tobiessen, P.L. 1979. Carbon balance in relation to drying in four epiphytes masses growing in different vertical ranges. *Journal of Botany* 57:1994-1998.
- Witkamp, M. 1970. Mineral retention by epiphyllic organisms. Chapter H-14 in H.T. Odum and R.F. Pigeon, editors. *A tropical Rain Forest: a study of irradiation and ecology at El Verde, Puerto Rico* US Atomic Energy Commission.
- Carrol, G.C. 1979. Needle microepiphytes in a Douglas fir canopy: biomass and distribution patterns. *Canadian Journal of Botany* 57:1000-1007.
- Carrol, G.C. 1980. Biomass and distribution patterns of conifer micro-epiphytes in a Douglas fir forest. *Canadian Journal of Botany* 58:624-630.
- Cattaneo, A. y J. Kaliff. 1981. Primary production of algae growing on natural and artificial aquatic plants. *Timnol and Oceangr* 24:1031.
- Lee, D. 1979. Life out on the limb. *Horticulture* 57:30-35.

BIBLIOGRAFÍA

THE DECADE OF TREE PLANTING IN EL YUNQUE

José Marrero Torrado¹ and Frank H. Wadsworth²

¹Deceased Research Forester and ²Volunteer
USDA Forest Service
International Institute of Tropical Forestry

In 1935 the steep lands of Puerto Rico under cultivation and eroding needed forest protection. Two governmental agencies, the Civilian Conservation Corps, and the Puerto Rico Reconstruction Administration, bought and added lands to the public forest system (Domínguez Cristóbal 2000). During the following decade 4,100,655 trees were planted to reforest newly acquired public forest lands in what is now the El Yunque National Forest (Caribbean National Forest 1944). The lands to be planted had formerly been forested, but their reforestation with timber trees in compliance with the National Forest Dedication “for wood and water” proved anything but straightforward.

TREE PROPAGATION PIONEERING

Activity started with a tree nursery on the Río Piedras campus of the University of Puerto Rico with a capacity of more than a million trees per year. Which tree species to propagate and how to propagate thousands were unknowns. José Gilormini, the head nurseryman, a few years later had propagated 128 different tree species (Gilormini 1949). Not only for native species but even for species known elsewhere in the tropics, seed maturity, viability, germination, and sowing depths, and protection from insects all required local trial and error. Heavy soil had to be mixed with sand to improve drainage and prevent loss of seedlings to damping off. During growth in the nursery, transplanting to final bed spacing, shade, watering regimes, and best stock size for lifting also had to be tested. This took place also in outlying nurseries at

El Verde, Jiménez, Mameyes, Sabana, Cayey, Patillas, and Guavate that provided trees for El Yunque.

ADMINISTRATION

In El Yunque, 3,926 acres (1,509 ha) of land around the boundaries were designated for reforestation in 54 plantations. National Forest tree species selection for producing useful wood fell largely to foresters Leslie Holdridge and George Gerhart. Operation of local nurseries, preplanting land preparation, transport of planting stock, planting, and plantation weeding were directed by Joaquín Martínez Oramas, Eugene Reichart, local forest officials, and José Marrero. Much of the work was done by parceleros who at the time were farming under permit within the National Forest.

GENERAL PROBLEMS

- Huge funding use was required in advance of information on how to proceed.
- The adaptability and tolerances of tree species were unknown.
- Planting crews had to be large and had no experience.
- Common convex ground surface was an adverse planting site.
- Some tree species did not resist convenient bare-root transplanting.
- Unexpected dry spells caused mortality of recently planted trees.
- Low survival required replanting many trees to determine success.

- Native tree species of wood quality did not rapidly get above weeds.
- Vine growth required weeding every three months for years.
-

THE WRONG SPECIES

Timber trees native in Puerto Rico's forests had sustained a major furniture industry (Longwood 1955), so a first consideration for reforestation was the native tree species. For El Yunque the nurseries propagated thousands of trees of 14 native species. A logical local species was cedro hembra (*Cedrela odorata*), a tree native to the National Forest with an attractive, workable, unequalled termite-resistant wood, and yet it became Dr. Holdridge's admitted biggest mistake. A total of 525,950 cedar trees were planted in the National Forest before it was given up because of diseases and deforming shoot-borer attacks. Experience with this species was similar elsewhere in the Caribbean (Beard 1942). The wrong site for teak (*Tectona grandis*), and Dominican mahogany (*Swietenia mahagoni*) was concluded after planting 1,169,545 trees of these two species. The following additional species, after planting 551,000 more trees, were tested and found doubtful or unadapted for wood production in El Yunque: ceiba (*Ceiba pentandra*), sissoo (*Dalbergia sissoo*), moca (*Andira inermis*), cassia (*Senna siamea*), maga (*Thespesia grandiflora*), casuarina (*Casuarina equisetifolia*), lebbeck (*Albizia lebbeck*), algarrobo (*Hymenaea courbaril*), guaraguao (*Guarea guidonia*), and higuierillo (*Vitex divaricata*).

OBSERVATIONS

Notes follow about planted native species (and numbers planted): capá blanco (*Petitia domingensis*) (191,105) needs side shade to prevent branching, is too slow to dominate weeds; maricao (*Byrsonima spicata*) and

tabonuco, (*Dacryodes excelsa*) (41,169) do not withstand bare-root transplanting; direct seeding of moca (*Andira inermis*) (24,601 lb.) and algarrobo (*Hymenaea courbaril*) (544 lb.) suffered from rodent injury, moca early growth is slow; roble blanco (*Tabebuia heterophylla*) (232,625) and maría (*Calophyllum calaba*) (12,660 lb.) do not make good mixtures; both are aggressive on poor sites; cedro hembra (*Cedrela odorata*) (525,950) survival was 60% and declined each year thereafter; ceiba (*Ceiba pentandra*) (5,500) failed because of low survival; capá prieto (*Cordia alliodora*) (350,000) requires good drainage and has a serious leaf-spot; guaraguao (*Guarea guidonia*) (63,891) initial growth is medium to slow; ausubo (*Manilkara bidentata*) (19,450) does well on humid favorable soil; nuez moscada (*Ocotea moschata*) (500 lb.) direct seeded has good form but suffers from leaf-roller; jácana (*Pouteria multiflora*) (6,384 lb.) requires favorable sites; maga (*Thespesia grandiflora*) (206,359) requires valleys and lower slopes, has poor form for timber; higuierillo (*Vitex divaricata*) (9,300) is adapted to poor soils but is slow growing (Marrero 1948).

On the lower concave slopes and valleys the following species are recommended for wood production: ausubo, Honduras mahogany (*Swietenia macrophylla*), capá prieto, jácana, and nuez moscada. On slopes the following species are recommended: roble, maría, capá blanco, and maricao. On convex slopes roble and maría only. At the end of the decade 2,419 acres (979 ha) were well stocked with planted trees. Understocked by planted trees but forested were 988 acres (400 ha), and 516 acres (210 ha) remained open (Marrero 1948).

The details of this past reforestation, completed 70 years ago, with many tree species in hundreds of plantations in the State Forests as well, and probably many still in existence, persist in the library of the International Institute of Tropical Forestry. A review in the forests

measuring the diameter and height of the ten largest trees and their growing conditions could indicate the potentiality of enlightened forest management for wood.

LITERATURE CITED

Beard, J.S. 1942. Summary of silvicultural experience with cedar, *Cedrela odorata* Roem in Trinidad. *Caribbean Forester* 3(3):91-102.

Caribbean National Forest, 1944. Supervisor's annual planting reports. Río Piedras, Puerto Rico.

Domínguez Cristóbal, C.M. 2000. Panorama histórico forestal de Puerto Rico. San Juan, Puerto Rico, Editorial de la Universidad de Puerto Rico. 680 p.

Longwood, F.R. 1955. Industrial wood use in Puerto Rico. *Caribbean Forester* 16(3/4):64-97.

Gilormini, J.A. 1949. Manual para la propagación de árboles y establecimiento de plantaciones forestales. Government of Puerto Rico. Department of Agriculture and Commerce. San Juan, Puerto Rico. 110 p.

Marrero, J. 1948. Forest planting in the Caribbean National Forest: past experience as a guide for the future. *Caribbean Forester* 9(2):85-148.

THE RESTORATION OF THE INSULAR FOREST MANGROVES

José Marrero Torrado¹ and Frank H. Wadsworth²

¹Deceased Research Forester and ²Volunteer
USDA Forest Service
International Institute of Tropical Forestry

Mangrove forests along the coasts of Puerto Rico, judging by the extent of four mangrove-related biological soils, may once have covered 65,000 acres (26,000 ha) (Wadsworth 1968). When in 1918 Puerto Rico's mangroves were first identified legally, the proportion to be concentrated in four Insular Forests was about 13,179 acres (5,335 ha) (Domínguez Cristóbal). By 1935 their remaining extent, as a result of invasion by agriculture and other land uses, had been reduced to 8,200 acres (3,320 ha) (Marrero 1950). As population grew these accessible forests became a chief source for repeated extraction of charcoal for urban cooking. Left behind were open salt flats that became covered by marunguey, a large fern (*Acrostichum aureum* L.). In 1935 the Puerto Rico Reconstruction Administration offered an opportunity to replant the cleared areas. The little-remembered experience follows.

Beginning in 1937, in the San Juan Insular Forest were planted 163,937 seeds of mangle blanco (*Laguncularia racemosa* L.), 43,851 seeds and wildings of mangle negro (*Avicennia germinans* (L.) L.), and 25,420 radicles of mangle colorado (*Rhizophora mangle* L.) (USDA Forest Service 1944). In 1940 in the Aguirre Insular Forest radicles of mangle colorado were planted in Parcel "e" 2,674,000. In the Boquerón Insular Forest planting of Parcel No. 5 around Placeres, Punta Tocón, Entrada de Miranda, and small islands used 1,321,000 radicles of mangle colorado. In the Ceiba Insular Forest in the area of La Esperanza, Daguao, and Ensenada Honda planting used 4,428,000 radicles of mangle colorado.

OBSERVATIONS (MARRERO 1950)

Preparation for planting required chopping down and burning the marunguey. Seeds for planting were collected from boats in each forest. It was found that only muddy areas of biological soil, not on the coast covered by sand, were suitable for mangrove recovery. Areas only slightly saline, including those on the land side of lagoons, were planted with mangle blanco and mangle negro, both by broadcasting and by pick-mattock planting. It was impossible to see the effects of broadcasting (despite 26,000 seeds per acre) so replanting by pick-mattock was done a year later. Wildings of mangle negro proved to give very low survival and so mangle blanco, an associate on the same site, including successful wildings, was substituted. On areas with almost continuous inundation and canal-sides we pushed radicles of mangle colorado into the muck at spacings ranging from 2.5x2.5 to 4x4 feet (2,266 to 6,668 per acre, 5,597 to 16,470/ha).

As a result, mangle colorado restored the protection of the coast of the Aguirre, Boquerón, and Ceiba Insular Forests. Well-stocked plantations of mangle blanco and mangle colorado covered 274 acre (111 ha) in the San Juan Insular Forest.

LITERATURE CITED

Domínguez Cristóbal, C. 2000. Panorama forestal de Puerto Rico. University of Puerto Rico. 680 p.

Marrero, J. 1950. Results of forest planting in the Insular Forests of Puerto Rico. *Caribbean Forester* 11:107-147.

USDA Forest Service. 1944. Caribbean National Forest, Supervisor's annual planting reports. San Juan, Puerto Rico.

Wadsworth F.H. 1968. Conservation of the natural features of our estuarine zones. In Proceedings, Puerto Rico public meeting, Federal Water Pollution Control Administration. U.S. Department of the Interior, San Juan, Puerto Rico April 22, 1968.

THE WOOD OF THE CORDILLERA CENTRAL, LOSE IT OR USE IT

Frank H. Wadsworth, Volunteer
USDA Forest Service
International Institute of Tropical Forestry

Doña Inés, on her porch commented that Muñoz had died melancholy, because urban migration had not proven harmonious. I responded that at least he had reforested the interior. As a result of human migration the 2009 forest inventory reported that more than 60 percent of Puerto Rico has returned to forest (Brandeis and Turner 2013). Most of this is on the central mountains, the Cordillera Central. Much of it is on lands above those needed for planned restoration of Puerto Rico's agriculture (Vicente-Chandler 1994).

Most of these forests are of an ecological formation designated Subtropical Moist (Ewel and Whitmore 1973). Having arisen during the past 50 years, these forests are not like the older forest met on the same land by early settlers. But neither are they of only the pioneer tree species that led reforestation, like tulipán, *Spathodea campanulata* P. Beauv., yagrumo hembra, *Cecropia schreberiana* Miq., and roble blanco, *Tabebuia heterophylla* (DC) Britton. In the forest formation as a whole, the sample of the 2009 inventory, based on less than 10 hectares throughout the association found 260 tree species, about a half of the island's natives.

One of the universal characteristics of forest trees, uninhibited by human inattention, is growth, and growth produces wood. The mean wood volume of the Subtropical Moist Forest formation by 2009 had risen to 460 cubic meters per hectare (Brandeis and Turner 2013). One quarter of this forest is classified as "large diameter" with half the volume in medium and large diameter trees approaching maturity.

With current inattention the development of forest trees will continue toward some future hurricane loss. Even at present the volume lost to mortality in this forest type is more than half the volume of growth. (Brandeis and Turner 2013).

Seen as a source of value, some of the accessible trees are worthy of culture. Twenty-two percent of the dominance of this forest is of 19 tree species that produce attractive woods of furniture quality. Seven of the nineteen, accounting for 14.4 percent of the dominance of the forest, produce woods that are moderately or resistant to polilla, the dry-wood termite (Brandeis and Turner 2013, Longwood 1961). These are algarrobo *Hymenaea courbaril* L.; ausubo *Manilkara bidentata* (A DC.) A. Chev.; capá blanco, *Petitia domingensis* Jacq. ; capá prieto *Cordia alliodora* (Ruiz y Pav.) Oken; granadillo *Buchenavia tetraphylla* (Aubl.) Howard; guaraguo *Guarea guidonia* (L.) Sleumer; and moca *Andira inermis* (W. Wright) Kunth ex DC.

The potential of these woods might support the following:

- Expanded wooden ornamentals with value increased one-hundred fold
- Restoration of a major furniture industry
- Sawdust, a secondary product for horse stables
- Rural employment for thousands, skilled and unskilled
- Replacement of tropical wood imports

- Harvesting of sparse mature trees avoiding deforestation
- Sustainable forest productivity and regeneration
- An incentive for retained forest cover on the land.
- Permanence through land conservation easements

Whether or not to utilize the wood as trees mature should be an informed social decision.

Rational social concerns include the following:

- Avoid unique examples of forest biodiversity
- Avoid steepest slopes in watersheds of reservoirs
- Avoid needed agricultural lands
- Avoid forests used for recreation and tourism
- Avoid the least accessible trees
- Uncertain sustainability of production and regeneration
- Logging soil erosion
- Rural road truck traffic

Brandeis, T.J. and J.A. Turner. 2013. Puerto Rico's forests, 2009. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Resource Bulletin SRS-191. 85p.

Ewel, J.J. and J.L. Whitmore. 1973. The ecological life zones of Puerto Rico and the U.S. Virgin Islands. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Institute of Tropical Forestry, Research Paper ITF-18. 72p.

Longwood, F.R. 1961. Puerto Rican woods, their machining, seasoning, and related characteristics. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook No. 205. 98p.

Vicente-Chandler, J. 1994. Una agricultura para los 90 a inicios del 2000. Puerto Rico. Department of Agriculture. 133 p.

REFLECTIONS AFTER FIVE YEARS OF SAN JUAN ULTRA

Ariel E. Lugo

International Institute of Tropical Forestry

USDA Forest Service

1201 Ceiba St. Jardín Botánico Sur, Río Piedras, PR 00926-1115

In the 1960s, Howard T. Odum introduced me to cities as subjects of ecological research, but my view of cities, until San Juan ULTRA (see www.sanjuanultra.org for details on this research program), was quite academic (Lugo 1991) and distant from the beehive of activity where humans live and transform energy and matter to support city metabolism. The city of Río Piedras, where I have lived for over 50 years was pretty much invisible to me until San Juan ULTRA forced me to take a closer look. What I discovered astonished me. The extension and richness of the city's vegetation was surprising (Lugo 2010) and I felt compelled to write an article about the classification of urban forests (Lugo 2002). The effects of humans on the surficial geology of the Metropolitan Area (Webb and Gómez 1998) and the incredible diversity and abundance of aquatic organisms in the polluted río Piedras River compiled by Alonso Ramírez, Omar Pérez and others (Table 8 in Lugo et al. 2011) surprised me and transformed my thinking about cities from biologically uninteresting places to biologically fascinating ones. This led to making a call for the study of the biodiversity of tropical cities (Lugo 2014).

As I focused on the city, the importance of its *barrios* began to make sense to me, as did the history of the city, which until that moment I had not connected to the functioning of the city. Most of the ecological effects of urban development after the second half of the 20th century could be explained as a consequence of overlaying of modern urbanizations (housing

developments) on the city *barrios*, but I had never thought about the social effects of imposing modern housing and new lifestyles over the historical layer and traditions of the *barrios*. These overlays fragmented the social fabric of the city, much like gray infrastructure fragments green areas as a result of urban expansion over agricultural lands.

The flooding of the city, which I thought was a hydrological problem (Lugo et al. 2013), was shown to be even more complicated and to involve history, governance, politics, the rapid evolution of the city, and alternative visions of what the city should be in the future. San Juan faces complex social-ecological problems that cannot be approached with the traditional disciplinary focus but require instead equally complex strategies involving a wide range of people and knowledge base to assure a better match between the problem and the solution.

Slowly, but steadily, research conducted by the San Juan ULTRA began to change my view of science and its importance to people. Listening to people, empowering them through research, and incorporating their views when framing research questions were lessons not taught when I attended graduate school. Adding the Social to the Ecological was not an easy step. I had to contend with a new epistemology, but before that I had to understand the meaning of that word. Learning that social and ecological sciences often pursue the same research questions, but with different methods and epistemologies, was revealing and a stimulus to develop a consistent

terminology and conceptual framework that both fields can use. Understanding that interdisciplinary research is not sufficient for addressing the complexity of cities was awesome because it led me to the realization that what we need in research and problem-solving are trans-disciplinary approaches that incorporate ways of knowing beyond existing scientific disciplines. Just to define the meaning of the Social-Ecological approach as applied to San Juan required extensive discussions within our group (Lugo et al. 2012).

I have realized that through the interaction within San Juan ULTRA we have pushed the envelope in a number of concepts and issues that are rooted in our fundamental understanding of social-ecological systems. These are issues that now drive my interest as we seek common understanding and agreement within San Juan ULTRA because when push comes to shove, we experience strong disagreements that reflect different worldviews. Articulating these disagreements is a fundamental first step towards a common understanding. I list five such issues in the following paragraphs.

What is natural? When dealing with social-ecological systems one cannot avoid dealing with the concept of *naturalness*. Is anthropogenic natural? Is it OK to use natural and non-natural when addressing ecological phenomena in the Anthropocene, and what is included under each category? In the ecological literature, it is common to apply the natural/anthropogenic dichotomy to separate people from natural systems. But if humans are part of nature and follow the same laws of physics and natural phenomena that other organisms follow, why separate them from the rest of the world? And, if people now dominate the world (the era of the Anthropocene discussed in Lugo 2014) how can the influence of humans be separated from the non-human sectors of the biota?

Is the city a homogenizing or a diversifying agent on the landscape? Seeing pictures of

endless rows of houses with similar design over the landscape, regardless of the latitude where the picture is taken, it is easy to conclude that cities homogenize landscapes everywhere in the world. In fact, they usually substitute pre-existing diverse systems on those landscapes. No one questions this paradigm that permeates the ecological literature. However, a more critical view of the city, say beyond those convincing pictures of gray infrastructure, leaves me wondering as to the conventional wisdom found in the current conservation literature. I see San Juan as a very heterogeneous landscape with multiple fragments of native forests plus new and novel forests that did not exist before. The *barrios* are all different as are the new urban developments imposed upon them, and the larger island landscape is now richer in both species and ecosystem types with urban fragments than it was without them. Moreover, our research shows that not all cities are alike; certainly San Juan behaves differently socially and ecologically than do temperate cities (Muñoz Erickson et al. 2014). There is ample room for more discussion on this topic.

Is there a niche in the city for introduced species or only for native species? Today, many worry about the effects of “invasive species” and strive to eradicate them and promote native species. The effort is predicated on the notion that native species are better adapted to local conditions than introduced ones. Moreover, introduced species are associated with the demise of native species and loss of ecological services. It all makes a lot of sense. Except, what if the local conditions have changed and no longer benefit the native species? Suppose the native species cannot live by themselves in the new conditions created by humans? Moreover, suppose the introduced species are now behaving like native ones (i.e., they are naturalized) and cannot be eradicated? This collision of ideas reaches its culmination in the city where the flora is just as likely to be native as introduced, in fact, in sectors of the city, the conditions are so different that few native species can survive. So, where is the balance?

Can we agree on a biophysical model for the city? The ULTRA group made a lot of progress in developing a biophysical model of the city published in Muñoz Erickson et al. (2014) until the point was raised that many social processes of the city are not subject to such mechanistic depictions. Moreover, without those social processes, the model would not make sense. So, how do we adjust biophysical models of the city to take into consideration social phenomena? This is a work in progress.

Is there a biophysical economy outside of traditional economics? An ULTRA scientist (Hall and Klitgaard 2012) wrote a compelling book on the importance of energy in economics. The book highlighted the shortcomings of traditional economics for not being sufficiently empirical and science-based, i.e., not testing hypotheses. As much as that book makes sense, what if in its zeal for physical accuracy it misses the equally important social perspective on value? If economics is about value, and value is a subjective parameter (but one that requires energy to be validated), how do we conform these two contrasting approaches to economic analysis? Moreover, can the social phenomena of economic decision-making be approached only with the scientific method without consideration of human behavior? And, what are the social dimensions of a sustainable world with a lower level of energy consumption?

My greatest surprise has been the creativity of urbanites and how individual actions lead to novel solutions for social and ecological challenges that influence their life quality. Novelty drives adaptation (both in a social and an ecological sense), and adaptation leads to resilience to an uncertain future. I am convinced that understanding cities as social-ecological systems will lead to a sustainable relationship between people and their supporting ecological systems, something that Odum taught me many years ago (Odum and Odum 2001).

ACKNOWLEDGMENTS

This work was done in cooperation with the University of Puerto Rico. Tischa Muñoz Erickson and Luis Santiago reviewed the manuscript. Mildred Alayón edited it. I also thank the following colleagues for their comments: Luis Enrique Ramos-Santiago, Elvia Meléndez-Ackerman, Tomás A. Carlo, Elvira Cuevas, William McDowell, Eda C. Meléndez-Colóm, and Frank H. Wadsworth.

LITERATURE CITED

- Hall, C.A.S., and K.A. Klitgaard. 2012. *Energy and the wealth of nations: understanding the biophysical economy*. Springer, New York.
- Lugo, A.E. 1991. Cities in the sustainable development of tropical landscapes. *Nature and Resources* 27:27-35.
- Lugo, A.E. 2002. What is an urban forest? Pages 12-15 in T.W. Zimmerman, editor. *Proceedings of the 5th annual Caribbean urban forestry conference*. University of the Virgin Islands Cooperative Extension Service, St. Croix, U.S.V.I.
- Lugo, A.E. 2010. Let's not forget the biodiversity of the cities. *Biotropica* 42:576-577.
- Lugo, A.E. 2014. Tropical cities are diverse and deserve more social-ecological attention. *Ecology and Society* 19:24.
- Lugo, A.E. 2014. Evolving conservation paradigms for the Anthropocene. Pages 47-59 in V.A. Sample and R.B. Bixler, editors. *Forest conservation and management in the Anthropocene: Adaptation of science policy and practices*. RMRS-P-71. USDA Forest Service Rocky Mountains Research Station, Fort Collins, CO.
- Lugo, A.E., O.M., Ramos González, y C. Rodríguez Pedraza. 2011. *The Río Piedras watershed and its surrounding environment*. USDA Forest Service FS-980, Washington, DC.
- Lugo, A.E., C.M. Concepción, L.E.S. Acevedo, T.A.M. Erickson, J.C.V. Ortiz, R.S. Bartolomei, J.F. Montaña, C.J. Nytych, H. Manrique, and W.C. Cortes. 2012. In search of an adaptive social-ecological approach to understanding a tropical city. *Acta Científica* 26:121-134.

- Lugo, A.E., C.J. Nytch, and M. Ramsey. 2013 (In press). An analysis of US Army Corps of Engineers documents supporting the channelization of the Río Piedras. *Acta Científica* 27:1-78.
- Muñoz Erickson, T.A., A.E. Lugo, and B. Quintero. 2014. Emerging synthesis themes from the study of social-ecological systems of a tropical city. *Ecology and Society* 19:23.
- Odum, H.T., and E.C. Odum. 2001.6 A prosperous way down: principles and policies. University Press of Colorado, Boulder, CO.
- Webb, R.M.T., and F. Gómez-Gómez. 1998. Synoptic survey of water quality and bottom sediments, San Juan Bay estuary system, Puerto Rico, December 1994-July 1995. Water Resources Investigations Report 97-4144. U.S. Geological Survey, San Juan, PR.

GEOGRAFÍA DE LOS RÍOS DE PUERTO RICO: CLASIFICACIÓN DE SERIES DE CAUDAL E IMPLICACIONES ECOLÓGICAS

Juan F. Blanco¹, Johana M. Sarmiento² y Nelson Fernández²

¹Grupo de Limnología, Instituto de Biología, Universidad de Antioquía, Medellín, Colombia

²Grupo de Hidro-informática, Programa de Biología, Universidad de Pamplona, Pamplona, Colombia

INTRODUCCIÓN

Aunque el caudal (volumen de agua que fluye por una sección transversal de un cauce por unidad de tiempo) es una de las características diagnósticas de los ríos y quebradas (Gordon et al. 2004), ha sido poco utilizado como base para la clasificación geográfica principalmente en el Trópico, o ha sido utilizado solamente para soportar clasificaciones basadas en variables climáticas como la precipitación, la evapotranspiración o la temperatura. Sin embargo, debido al fuerte efecto que tienen las características biológicas (e.g. tipo de bioma), edáficas (tipo de suelo), geológicas (tipo de roca) y geomorfológicas sobre la forma como el agua escurre y se infiltra en la biosfera, el caudal y la precipitación no están necesariamente correlacionados (Gordon et al. 2004). Por lo anterior, es necesario realizar clasificaciones de los ríos, quebradas o arroyos basados en las características del caudal. Estas clasificaciones se han realizado con éxito en Estados Unidos y Europa desde hace unos 20 años y han demostrado ser útiles no solamente para la gestión de los recursos hídricos, sino también como marco conceptual para el estudio de la biota acuática. Aprovechando este número especial de Acta Científica sobre los ríos y quebradas de Puerto Rico, el objetivo de este artículo es mostrar una clasificación de los patrones de variación temporal del caudal en la isla y discutir sobre su posible efecto en la biota acuática.

La base de las clasificaciones hidrogeográficas son las series de tiempo de caudal o hidrógrafas. El caudal varía a través del tiempo y se representa gráficamente en forma de “series de tiempo”, las cuales son un conjunto de estimaciones de caudal medidas a intervalos definidos (usualmente minutos, horas o días) y promediadas ya sea diariamente, mensualmente o anualmente. Aunque tradicionalmente las series de tiempo se utilizan para determinar alguna medida de tendencia central (e.g. promedio, mediana) o de variabilidad (e.g. varianza, coeficiente de variación) ya sea anual o mensual (Gordon et al. 2004), ellas también sirven para definir lo que actualmente se conoce como los regímenes. Un régimen es un conjunto de descriptores estadísticos de una serie de tiempo (Gustard 1992, Poff et al. 1997, Gordon et al. 2004). Los descriptores más importantes son la magnitud (caudal promedio, mínimo o máximo), la frecuencia (número de eventos de una magnitud específica por intervalo de tiempo- mes o año), la duración (periodo de tiempo asociado con un evento de caudal particular, expresado en términos de número de horas o días), la estacionalidad (fechas del año en las que ocurre más a menudo una inundación o una sequía) y la predictibilidad (grado de autocorrelación de un evento dentro de un ciclo anual). Estos descriptores han sido modificados para obtener un mejor discernimiento entre regímenes parecidos. Por ejemplo, Poff y Ward (1989) utilizaron 11 descriptores, Poff (1996) utilizó 13, Clausen y Biggs (1997) utilizaron 35, y Olden y Poff (2003) utilizaron 171.

La importancia de la variabilidad del caudal sobre las comunidades acuáticas fue discutida teóricamente por Southwood en 1977 como una de las dimensiones importantes dentro de la teoría del Marco Habitacional (“Habitat Template”) (Poff y Ward 1990), pero solo a finales de los años ochenta se hizo la primera cuantificación de la variación de la dimensión hidrológica utilizando descriptores estadísticos. Poff y Ward (1989) basados en 11 descriptores de variabilidad y predictibilidad de caudal identificaron diez regímenes distintivos en los Estados Unidos: siete para caudales permanentes y tres para intermitentes. Como producto de dicho trabajo ha surgido una línea activa de investigación que busca mejores descriptores de régimen y nuevos métodos de clasificación, y evalúa las implicaciones ecológicas y evolutivas del régimen de caudal (Poff 1996, Poff et al. 1997, Olden y Poff 2003, Lytle y Poff 2004). Por otro lado, dichas investigaciones han fortalecido el estudio de los requerimientos de caudal para el manejo de las tomas de agua, lo cual ha permitido pasar del paradigma del caudal mínimo o ecológico al análisis de alteración hidrológica (Richter et al. 1997). Europa también ha progresado en los estudios eco-hidrológicos pero principalmente por parte de los hidrólogos y “científicos de la tierra” (Hannah et al. 2007), con propuestas metodológicas propias para la clasificación de regímenes (intra-anales e interanuales) de caudales (e.g. Harris et al. 2000).

En los países en vías de desarrollo, y particularmente los tropicales, la baja cobertura (en algunos casos la ausencia total) de estaciones hidrológicas, los registros cortos (<10-20 años), o su poca disponibilidad para el público ha limitado la popularización de los estudios de clasificación de caudales (pero ver estudio en los Himalayas por Hannah et al. 2005). Dentro de este panorama, no muy alentador, sobresale excepcionalmente la isla de Puerto Rico (Antillas Mayores), la cual posee tal vez la red de monitoreo automatizado de

caudales con mayor cobertura del Trópico, y probablemente con los registros históricos más largos. Esta red es administrada por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés) y facilita la consulta en línea de caudales en tiempo real y de registros históricos. Adicionalmente, el Programa de Investigaciones Ecológicas a Largo Plazo en el Bosque Experimental de Luquillo ha desarrollado muchas investigaciones sobre la ecología de la biota acuática de la isla, algunas de las cuales tienen registros continuos desde 1988 (e.g. Covich et al. 2003, 2006). Por lo anterior, la isla de Puerto Rico es un sitio modelo en el Neotrópico ideal para el estudio de los regímenes de caudal y de las implicaciones ecológicas de los mismos.

El primer objetivo de este estudio fue “regionalizar” (Gordon et al. 2004) o clasificar los regímenes de caudal de varios ríos de la isla basados en datos de estaciones del USGS y verificar su concordancia con los patrones espaciales de lluvias. Aunque hay un acuerdo general en que la isla se divide en cuatro zonas hidrográficas (norte, sur, este y oeste), las diferentes propuestas de clasificación discrepan en cuanto a sus límites o no son consistentes con las clasificaciones basadas en precipitación (Colón 1983, Lugo y García-Martinó 1996, Malmgrem y Winter 1999, Daly et al. 2003, Warne et al. 2005, López-Marrero y Villanueva-Colón 2006). El segundo objetivo fue discutir las implicaciones ecológicas y evolutivas de los diferentes regímenes de caudal. Los caudales extremos (principalmente las crecientes o “golpes de agua”) son disturbios que afectan la dinámica poblacional y la estructura de las comunidades (Poff 1992, Townsend et al. 1997). Adicionalmente, la magnitud, la frecuencia, la duración y la ocurrencia estacional o irregular de tales disturbios pueden ser factores selectivos importantes para la evolución en las especies acuáticas, dando lugar a ensamblajes que varían en el espacio y el tiempo (Lytle y Poff 2004).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

Puerto Rico es la menor de las Antillas Mayores (17°45' y 18°30'N; 65°45'-67°15'W) y presenta un clima marítimo subtropical (21.7->30 °C) influenciado por los vientos alisios, ondas y sistemas ciclónicos tropicales tales como tormentas y huracanes (Daly et al. 2003). La precipitación anual varía entre 1828 y 1930 mm. La precipitación anual también varía espacialmente entre la costa norte (1524 mm) y la sur (889 mm), y llega a 6350 mm en algunos puntos de la Sierra de Luquillo. Adicionalmente, se presenta un gradiente altitudinal y longitudinal en dirección este-oeste. Esta variación de la precipitación promueve la formación de bosques húmedos subtropicales en el norte, oeste, este y sureste, muy húmedos o pluviales en la zona interior (Cordillera Central y Sierra de Luquillo) y seco subtropical en el sur y suroeste (López-Marrero y Villanueva-Colón 2006). La precipitación mensual tiene un comportamiento estacional, siendo seco el invierno (diciembre-marzo) y lluvioso el verano (mayo-octubre), con un leve descenso entre junio y julio (Lugo y García-Martinó 1996). Este patrón estacional es consistente en todas las cuencas de la isla (Daly et al. 2003, López-Marrero y Villanueva-Colón 2006). Finalmente, existe una variación interanual y decadal de la precipitación influenciada por ENSO y NAO (Lugo y García-Martinó 1996, Larsen 2000, Blanco et al. 2007).

Geomorfológicamente, las cuencas son largas en el norte y el oeste y cortas en el sur y particularmente alrededor de la Sierra de Luquillo (DRNA 2008). La geología es cársica o calcárea en el norte entre Aguadilla y Vega Baja y en una franja estrecha entre Loíza y Luquillo, y también en el suroeste en Guánica (Lugo et al. 2001). Entre San Juan y Luquillo, al igual que en el sur existe una extensa zona aluvial. La Cordillera Central y la Sierra de Luquillo se caracterizan por una geología volcánica extrusiva y volcanoclástica.

Aunque las 21 principales corrientes de agua tradicionalmente se agrupan en cuatro zonas (norte, sur, este y oeste: Warne et al. 2005), que corresponden *grosso modo* a las zonas de precipitación, hay discrepancias con respecto a sus límites (López-Marrero y Villanueva-Colón 2006).

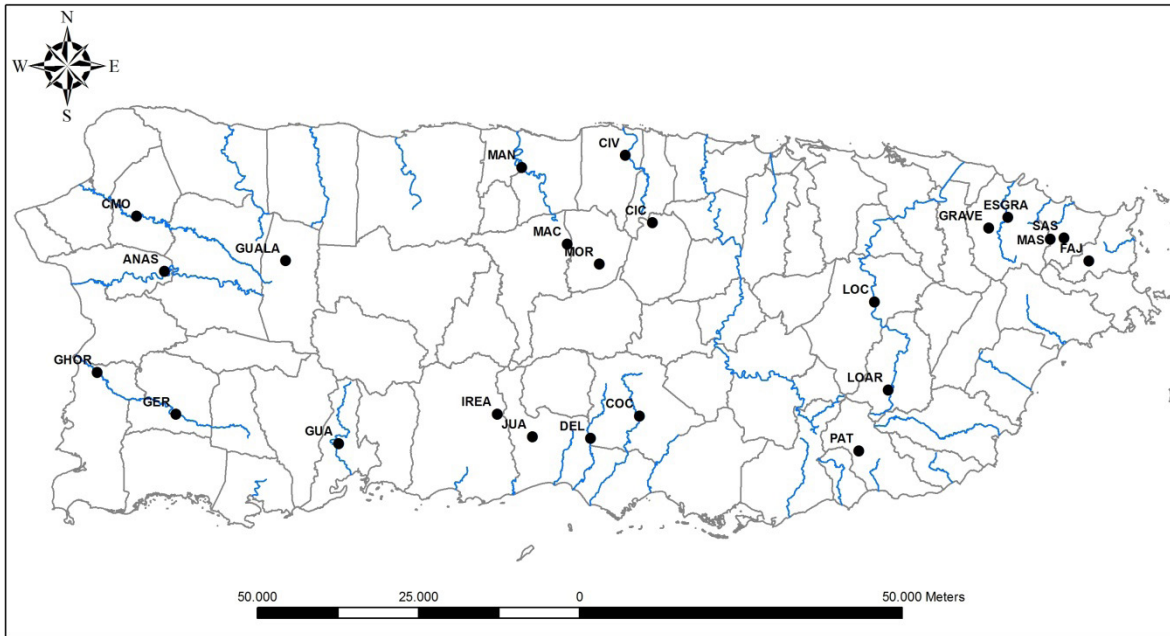
Series De Caudales

En 19 ríos alrededor de la isla de Puerto Rico, se seleccionaron series de tiempo diarias de caudal (últimos 30 años) provenientes de 23 estaciones de aforo del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS: <http://waterdata.usgs.gov/pr/nwis>; Fig. 1, Tabla 1). Estas estaciones cubrieron todas las zonas climáticas establecidas por la NOAA y el USGS (Warne et al. 2005). Se escogieron sitios en ríos permanentes que no estuviesen afectados por la regulación de caudales por la presencia de embalses aguas arriba. A partir de los caudales diarios se obtuvieron promedios mensuales para cada uno de los años de registro. Finalmente se seleccionaron 204 meses entre 1991 y 2007 debido a que antes de este periodo existían demasiados meses con datos faltantes en varias estaciones.

Análisis De Los Datos

Aunque una serie de tiempo puede ser clasificada con base en sus descriptores de régimen (magnitud, duración, frecuencia y estacionalidad), el cálculo de los mismos es tedioso, requiere algún grado de experiencia y programas especializados de computación. Sin embargo, la dinámica de las series de tiempo en si misma muestra tendencias, oscilaciones, estacionalidades o irregularidades, lo cual también puede ser utilizado para caracterizar el patrón de comportamiento propio del caudal de una estación. Esta aproximación da una idea de la "forma" de la hidrógrafa independientemente de la magnitud de los caudales. Este método es equivalente al propuesto por Harris et al.

FIGURA 1. Ubicación de las estaciones de aforo de caudal del USGS incluidas en este estudio. Los nombres completos e información detallada de las estaciones se incluyen en la tabla 1. Se muestran las divisiones municipales.



(2000) basado en histogramas mensuales (12 observaciones mensuales). En el presente estudio se construyó una matriz de 23 columnas correspondientes a las estaciones de aforo y 204 filas correspondientes a los meses de cada uno de los años de registro. Las estaciones fueron clasificadas utilizando una Clasificación Jerárquica Ascendente (Harris et al. 2000). En primer lugar se calculó la similitud o afinidad entre todos los posibles pares de estaciones, utilizando el coeficiente de correlación de Spearman. Luego, por el método de agrupación promedio se establecieron de manera jerárquica ascendente los grupos. El primer par con mayor similitud fue tomado como base y a partir de allí se calculó la afinidad media entre la siguiente estación con mayor afinidad y cada una del grupo previamente asociado. De este modo los valores de afinidad entre unas y otras entidades se fueron congregando ordenadamente en torno al resultado más alto. Para la elaboración de dendrogramas se calculó la afinidad (A) entre

las dos entidades con la mayor afinidad (j,k) y las entidades restantes (h) cuya formulación es:

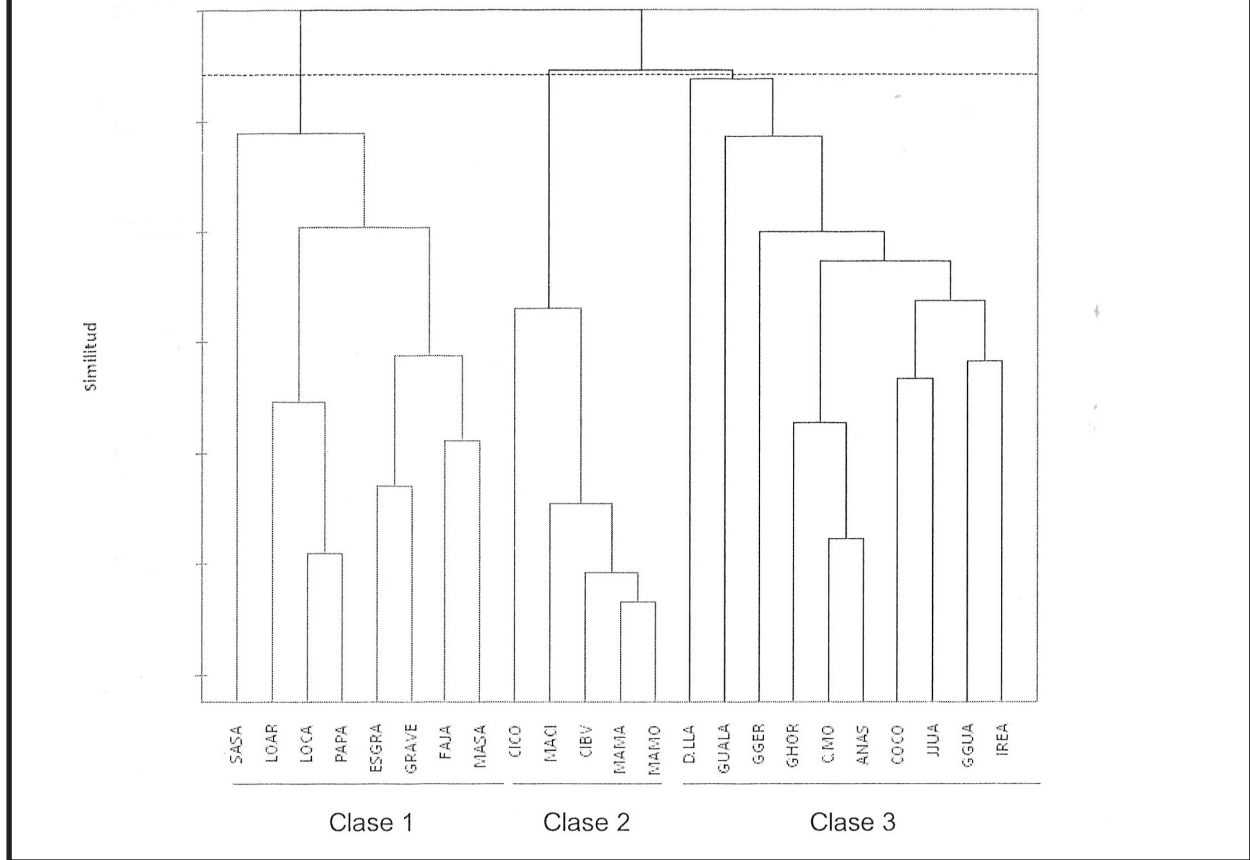
$$A_{(j,k)(h)} = 1/2 \{A_{(j,h)} + A_{(k,h)}\}$$

Se utilizó la aplicación XLSTAT para realizar los dendrogramas.

RESULTADOS

El método de Clasificación Jerárquica Ascendente permitió agrupar las 23 estaciones de aforo de caudal en tres clases (Fig. 2). La clase 1 estuvo conformada por los ríos del nordeste (desde Loíza hasta Fajardo) que drenan la Sierra de Luquillo, y el río Patillas ubicado en el sureste. La clase 2 estuvo conformada por los ríos Cibuco y Manatí, ubicados en la parte central del norte de la isla y que atraviesan una extensa zona de carso. La clase 3 estuvo conformada por los ríos restantes, ubicados en el noroeste (Guajataca), el oeste (Culebrinas, Añasco y Guanajibo) y el sur (desde Guayanilla

FIGURA 2. Dendrograma de clasificación de los regímenes de caudal de varias estaciones de aforo del USGS. Ver su ubicación en la figura 1.



hasta Coamo). Las estaciones ubicadas a lo largo de un mismo río se incluyeron en la misma clase. Los ríos de la clase 1 se caracterizaron por no poseer una estacionalidad marcada (ni en caudales máximos ni mínimos) (Fig. 2). De hecho, tanto los caudales mensuales máximos como mínimos variaron de año a año. Se mostró una leve tendencia a una mayor frecuencia de caudales máximos y caudales mínimos con mayores valores entre enero de 2003 y diciembre de 2006. Los ríos de esta clase tuvieron un coeficiente de variación del caudal mensual menor que los de otras clases (Tabla 2). Los ríos de la clase 2 se caracterizaron por poseer un caudal mensual mínimo bastante constante a través de los años, pero no parece ser marcadamente estacional. Estas estaciones también mostraron un incremento de la frecuencia de los caudales máximos y un incremento de

la magnitud de los caudales mínimos entre 2003 y 2006. Los ríos de la clase 3 presentaron un comportamiento estacional notorio tanto en los caudales mensuales mínimos como máximos. Adicionalmente, la magnitud de estos caudales fue constante entre años.

Esta clasificación también refleja diferencias entre variables no incluidas como descriptores. Por ejemplo, los ríos de la clase 3 presentaron áreas de drenaje mucho mayores que los de las otras dos categorías (Tabla 1). Por otra parte, las clases 2 y 3 presentaron mayores caudales medios y máximos que los de la clase 1, al igual que un mayor coeficiente de variación (Tabla 2). El caudal mínimo y la altitud no presentaron diferencias significativas entre las tres clases hidrológicas.

Tabla 1. Acrónimo, código, nombre y características de las estaciones de aforo del USGS usadas para la clasificación de regímenes de caudal de Puerto Rico.

Acrónimo	Código USGS	Nombre	Latitud	Longitud	Área de drenaje (km ²)	Altura (m)
PAT	50092000	Río Patillas- Patillas	18,3294	-65,7511	83,8	17,8
COC	50106100	Río Coamo- Autopista 14- Coamo	18,0833	-66,3544	99,9	112,7
DEL	50108000	Río Descalabrado- Llanos	18,0522	-66,4261	67,1	33,4
JUA	50111500	Río Jacaguas- Juana Díaz	18,0861	-66,5628	125,0	25,1
IREA	50112500	Río Inabón- Real Abajo	18,0444	-66,7953	24,4	49,0
GUA	50124200	Río Guayanilla- Guayanilla	18,1433	-67,1492	2,2	310,8
GER	50131990	Río Guanajibo- Autopista 199- San Germán	18,3003	-66,8733	28,8	8,2
GHOR	50138000	Río Guanajibo Hormigueros	18,3453	-65,8417	50,0	18,9
ANAS	50144000	Río Grande de Añasco cerca a San Sebastián	18,2847	-67,0514	31,6	38,6
CMO	50147800	Río Culebrinas -Autopista-404 Moca	18,3617	-67,0925	13,7	148,4
GUALA	50010500	Río Guajataca-Lares	18,0344	-66,0328	71,6	47,4
MAC	50035000	Río Manatí- Ciales	18,3239	-66,4600	42,7	128,0
MAN	50038100	Río Manatí- Autopista 2- Manatí	18,4311	-66,5269	4,3	331,5
MOR	50031200	Río Manatí- Morovis	18,2958	-66,4131	134,11	143,0
CIVB	50039500	Río Cibuco en Vega Baja	18,4481	-66,3747	2,4	256,7
CIC	50038320	Río Cibuco- Corozal	18,3536	-66,3353	59,4	39,1
LOAR	50050900	Río Grande de Loíza- Quebrada Arenas	18,2425	-66,0094	52,0	232,6
LOC	50055000	Río Grande de Loíza- Caguas	18,1194	-65,9894	53,3	15,5
GRAVE	50064200	Río Grande- El Verde	18,0850	-67,0339	45,0	89,6
ESGRA	50064200	Río Espíritu Santo- Río Grande	18,3603	-65,8136	12,2	22,32
MAS	50065500	Río Mameyes- Sabana	18,0544	-66,5111	39,9	129,0
SAS	50067000	Río Sabana- Sabana	18,3311	-65,7311	79,2	10,3
FAJ	50071000	Río Fajardo- Fajardo	18,2989	-65,6950	41,9	14,9

TABLA 2. Estadígrafos de tendencia central y variación del caudal de las estaciones de aforo del USGS usadas para la clasificación de regímenes de caudal de la Puerto Rico. N=204 meses. Caudales expresados en pies cúbicos por segundo (pcs).

Acrónimo	Caudal mensual (pcs)			Desviación estándar	CV (%)
	Mínimo	Máximo	Medio		
PAT	11,286	433,226	58,185	60,451	103,9
COC	1,000	300,517	33,938	39,718	117,0
DEL	0,000	330,000	30,104	51,734	171,8
JUA	1,000	674,226	57,164	86,542	151,4
IREA	0,010	117,129	22,911	16,293	71,1
GUA	1,000	194,258	29,975	26,177	87,3
GER	2,000	1585,200	86,384	139,702	161,7
GHOR	15,500	1560,433	164,816	201,114	122,0
ANAS	62,310	4659,733	381,587	423,251	110,9
CMO	31,548	1280,833	296,264	244,947	82,7
GUALA	0,600	72,500	19,037	13,262	69,7
MAC	15,320	500,464	175,371	113,901	64,9
MAM	49,867	3885,200	457,023	633,992	138,7
MOR	5,000	431,933	81,733	74,619	91,3
CIVB	12,500	836,065	137,384	142,142	103,5
CICO	1,000	224,226	38,259	36,083	94,3
LOAR	5,000	172,323	37,534	29,568	78,8
LOC	30,600	1223,233	203,239	181,698	89,4
GRAVE	6,000	209,267	44,467	31,895	71,7
ESGRA	12,615	282,500	61,705	44,650	72,4
MAS	15,333	200,296	54,952	31,997	58,2
SAS	1,000	159,000	34,764	22,234	63,9
FAJ	13,231	327,567	67,548	50,264	74,4

DISCUSIÓN

Ventajas y Desventajas Del Método

Este método no está sesgado por las magnitudes de caudal sino por las tendencias conjuntas de las series en el corto, mediano y largo plazo, por lo tanto puede reflejar mejor las dinámicas intra- e inter-anales, las cuales son más consistentes con el concepto de régimen. Este método puede arrojar resultados similares a los basados en desviaciones con respecto al promedio (distribución z) en los cuales se elimina el efecto del promedio (Harris et al. 2000). Adicionalmente, al comparar las clases

con base en la magnitud de caudal (medio y máximo) y su variabilidad (coeficiente de variación) se obtuvieron diferencias significativas, lo cual sugiere que el método también refleja la magnitud del caudal aunque esta no sea un descriptor explícito. Por lo tanto, una clasificación basada en las series de tiempo puede ser consistente con la obtenida con base en descriptores de régimen tales como estacionalidad, frecuencia o duración, e incluso magnitud. Esta clasificación también fue consistente con diferencias geomorfológicas tales como el área de drenaje. La principal desventaja del método es que no muestra

explícitamente los descriptores de régimen que podrían ser útiles para las interpretaciones ecológicas o hidrológicas o simplemente para la comparación entre clases (e.g. Poff y Ward 1989, Poff 1996, Clausen y Biggs 1997, Olden y Poff 2003). Sin embargo, es un método rápido o exploratorio, que no requiere cálculos complejos, ni criterio hidrológico experto. Por otra parte, es más completo que el análisis de los caudales mensuales promedios (régimen intra-anual: e.g. Gustard 1992, Harris et al. 2000, Gordon et al. 2004, Hannah et al. 2005) ya que permite considerar la variabilidad entre años de los valores mensuales. Esto podría ser más relevante en Puerto Rico donde no existen grandes diferencias con respecto al régimen bimodal de las precipitaciones intra-anales en las diferentes regiones de la isla (Colón 1983, Lugo y García-Martinó 1996) y por lo tanto una clasificación basada en caudales mensuales promedio no sería informativa. Finalmente, el uso de largas series de caudales mensuales se justifica en Puerto Rico ya que la variación inter-anual de la precipitación es significativa (Colón 1983, Lugo y García-Martinó 1996, Blanco et al. 2007).

Patrones Espaciales

Esta clasificación mostró la tendencia general norte-sur observada en la climatología de Puerto Rico (Colón 1983, Lugo y García-Martinó 1996, Daly et al. 2003). De hecho, los caudales medios, máximos y mínimos mostraron una correlación significativa con la latitud (resultados no mostrados). Sin embargo, este análisis es más robusto que el basado en estadígrafos de tendencia central o de dispersión ya que fue consistente con los patrones observados. Por ejemplo, los caudales medio, mínimo y máximo no presentaron correlaciones significativas con la longitud, la altitud y el área de drenaje. El coeficiente de variación no presentó correlaciones significativas con ninguno de los anteriores descriptores.

La clasificación obtenida con base en las series de caudal se ajusta en términos generales a la división climática (i.e. precipitación) de la isla, sin embargo, es mucho más simple. La clase 1 es consistente con la región de alta precipitación alrededor de la Sierra de Luquillo (Daly et al. 2003). Sin embargo, la principal característica de estos ríos no es su alto caudal sino su falta de estacionalidad y la alta variabilidad temporal de los caudales mínimos y máximos. El bajo caudal responde a la poca área de sus cuencas de captación debido a que son ríos cortos y pendientes. Sin embargo, interceptan gran cantidad de la humedad generada por sistemas atmosféricos regionales (frentes fríos, vaguadas u ondas tropicales, sistemas ciclónicos) y locales (interacciones tierra-océano, lluvia orogénica) estocásticos (Daly et al. 2003), por lo cual el régimen no es estacional. De acuerdo con Daly et al. (2003) el forzamiento orogénico promueve un incremento de la lluvia de 140% por un ascenso en un kilómetro de elevación. La cabecera de la cuenca del río Grande de Loíza está en esta clase aunque es muy largo y tiene cuenca extensa debido a que drena parte de la Sierra de Luquillo y por lo tanto la hidrógrafa de su cabecera estaría controlada por el forzamiento orogénico.

La clase 2 podría reflejar una condición generalizada en los ríos del carso norte, sin embargo hay poca representación de éstos en el presente análisis dado que su mayoría están represados (Bayamón, Grande de la Plata, Grande de Arecibo), porque tienen series de tiempo cortas o incompletas, y porque la escorrentía en la planicie costera se vuelve difusa debido al aumento de la infiltración a través de las rocas calizas (Lugo et al. 2001). Debido a su gran extensión, estas cuencas solamente interceptan los sistemas ciclónicos más grandes o los vientos alisios del norte y por eso su caudal base o mínimo es muy estable (Daly et al. 2003). Finalmente, debido a la regulación hidrológica que hacen los embalses es posible que las hidrógrafas de las partes bajas de estos

ríos ya no puedan considerarse naturales lo cual tendrá un efecto sobre la dinámica de la biota acuática como se discutirá en la próxima sección. Los ríos de la clase 3 corresponden a las regiones menos lluviosas (noroeste, oeste y sur), y además son mucho más largos que los de la clase 1, por lo cual sus hidrógrafas son atenuadas y estacionales. Presentan caudales máximos solamente durante las dos épocas de lluvias del año o cuando soplan vientos del sur o son impactados por sistemas ciclónicos desde el sur. Por lo tanto, su caudal mínimo es constante durante la época de verano, debido a la disminución significativa o incluso la ausencia de precipitación durante varios meses (Blanco et al. 2007). El forzamiento orográfico también es mínimo debido a una suave topografía colinada costera (Daly et al. 2003).

Las tres clases muestran en conjunto un gradiente norte-sur y este-oeste. El gradiente norte-sur concuerda con el efecto de sombra de montaña generado en el sur por la intercepción de la humedad de los vientos alisios del nordeste, mientras que el gradiente este-oeste es promovido por la intercepción de los sistemas ciclónicos y ondas tropicales por parte de la Sierra de Luquillo (Daly et al. 2003). Ausencia de variación de los caudales hacia el interior de la isla como sucede en la precipitación sugiere que los eventos que controlan la dinámica de las hidrógrafas son los que se generan en las cabeceras de los ríos y no los que se presentan en la planicie costera. Como se mencionó anteriormente existe un incremento de la cantidad de precipitación con el incremento de la elevación en la ladera norte de la Cordillera Central (Daly et al. 2003). Uno de los principales resultados es que los ríos de la zona oeste no tienen un régimen significativamente diferente de los ríos ubicados en el sur, posiblemente porque como se mencionó anteriormente, están influenciados por el efecto de sombra de montaña y no hay sistemas colinados costeros que contribuyan al forzamiento orográfico. Nuestra clasificación difiere de las propuestas

anteriores (Warne et al. 2005, López-Marrero y Villanueva-Colón 2006) posiblemente debido a que esas están basadas en menos parámetros, siendo estos principalmente descriptores de magnitud.

Finalmente, el hecho de que en los ríos de las clases 1 y 2 (y no en la clase 3) se registrara un periodo húmedo con una oscilación muy marcada entre 2003 y 2006, sugiere que las diferentes regiones no responden de igual manera a la variabilidad climática inter-anual. Este aspecto ya había sido discutido por Blanco et al. (2007) basado en un análisis de precipitación del suroeste de la isla. Varios estudios muestran resultados opuestos sobre la influencia de El Niño-Oscilación Sureña (ENSO) sobre la precipitación de Puerto Rico, pero varios coinciden en que existe una mayor importancia de la Oscilación del Atlántico Norte (NAO). Por esta razón, se recomienda que los estudios de teleconexiones sean regionalizados por áreas climáticas y el estudio de los regímenes de caudales no parece ser la excepción.

Implicaciones de los Regímenes de Caudal Sobre la Biota Acuática

Los caudales máximos (golpes de agua) al igual que los caudales mínimos son disturbios dentro de la dinámica natural de los sistemas lóticos o aguas corrientes (Poff y Ward 1989, 1990, Poff 1992, Townsend et al. 1997). Por ejemplo, mientras un golpe de agua puede causar un movimiento significativo de las rocas del lecho de los ríos y alterar el hábitat para la biota, las sequías pueden alterar las características químicas del agua llegando a niveles letales, o incluso pueden desecar completamente los cauces. Por esta razón, los diferentes regímenes de caudales pueden controlar de manera disímil la dinámica de las poblaciones y las comunidades de plantas, invertebrados y peces acuáticos. Adicionalmente, si se considera que un régimen es lo suficientemente estable a través del tiempo podría llegar a

convertirse en una fuerza natural importante que seleccione características (adaptaciones) morfológicas, de comportamiento o de historia de vida específicas en los diferentes grupos de organismos de las corrientes de agua (Lytle y Poff 2004). Una primera noción de esta importancia la plantearon Poff y Ward (1989) junto con su propuesta de clasificación de los regímenes de caudal de los Estados Unidos. De acuerdo a ellos, la biota tiene diferentes atributos biológicos en ríos intermitentes y ríos permanentes ya que existen presiones selectivas diferentes. Por ejemplo, los organismos que habitan regímenes efímeros o intermitentes han evolucionado comportamientos y estrategias para bregar con la desecación. Sin embargo, esta presión no existe en regímenes permanentes y por lo tanto la evolución no ha seleccionado adaptaciones ante ella. Por el contrario, la magnitud, frecuencia y predictibilidad de los caudales máximos o mínimos pueden ser presiones selectivas más importantes en sistemas permanentes. Posteriormente, Poff y Allan (1995) demostraron empíricamente que los ensambles de peces de diferentes regímenes hidrológicos en Wisconsin y Minnesota presentaban diferentes atributos biológicos (tamaño corporal, preferencia de hábitat, tolerancia a la sedimentación, grupo trófico).

Debido a su zonificación hidrológica, Puerto Rico es un sitio ideal para el estudio de la dinámica de las poblaciones y las comunidades de los ríos y quebradas bajo diferentes regímenes de caudal. De acuerdo al presente estudio, los caudales mínimos (o sequías) tienen distintos periodos de recurrencia y predicibilidad en el norte y el sur de la isla, lo cual permitiría postular la hipótesis que la fauna y flora que habita dichos cuerpos de agua presenta adaptaciones distintas para bregar con regímenes distintos o inclusive se podría plantear que algunos grupos por sus restricciones filogenéticas están ausentes en uno u otro régimen. De hecho, Blanco y Scatena (2006) hallaron que los caracoles burgaos (*Neritina virginea*), los

cuales migran entre el mar y los ríos, están restringidos a los ríos permanentes que drenan la Sierra de Luquillo y están ausentes en los ríos del sur de Puerto Rico debido a que grandes extensiones de los cauces de la planicie costera se desecan estacionalmente. Sin embargo, en las cabeceras de estos ríos sí existen camarones migratorios porque estos migran de manera más rápida y podrían escapar de los cauces costeros desecados más fácilmente (J.F. Blanco observaciones personales). Similares hipótesis podrían plantearse con respecto a las historias de vida y comportamientos de los insectos acuáticos en los sistemas estacionales del sur y los no estacionales del nordeste. Por ejemplo, la composición de especies de insectos las comunidades de zonas desérticas (e.g. Sonora, sur de Estados Unidos) es constante año tras año (Boulton et al. 1992), ya que se han seleccionado especies que tienen acoplados sus ciclos de vida a los periodos entre crecientes estacionales. En estos regímenes se han encontrado secuencias de sucesión de hasta cinco meses. Por su parte, las comunidades de insectos de bosques lluviosos tropicales del neotrópico (Flecker y Feifarek 1994, Ramírez y Pringle 1998) y de Australia (Rosser y Pearson 1995) experimentan sucesiones más cortas (<1-3 meses) y por lo tanto los tiempos de generación son más cortos y los tamaños corporales menores (Ramírez y Pringle 1998). Por otra parte, la poca predictibilidad de las crecientes promueve la reproducción continua a lo largo de todo el año, aunque la emergencia de adultos y la postura de huevos ocurra durante un periodo específico (e.g. verano en Australia, Rosser y Pearson 1995).

Por otro lado, un entendimiento de los atributos biológicos de las especies acuáticas nos permitirá entender mejor los posibles impactos de la variabilidad climática y del calentamiento global. Por ejemplo, dada la relación entre la precipitación y el ENSO y el NAO (Larsen 2000, Blanco et al. 2007), también es altamente probable que el régimen

interanual de caudales mínimos y máximos esté relacionado con dichas teleconexiones. Independientemente de los agentes causales, las sequías son recurrentes en Puerto Rico y su importancia ha sido evaluada desde el punto de vista de los recursos hídricos (Larsen 2000), sin embargo, también tienen impactos sobre la biota acuática. Por ejemplo, Covich et al. (2003, 2006) encontraron que durante la sequía prolongada de 1994, una reducción en el volumen de las charcas y del aislamiento de las mismas en la quebrada Prieta en la Sierra de Luquillo se reflejó en una reducción de las densidades poblacionales de camarones bocú (*Macrobrachium* spp.), pero un aumento de la jonga (*Atya* spp.) y del salpiche o chiripi (*Xiphocaris elongata*). Las sequías aíslan charcas en las cabeceras de montañas de los ríos y quebradas impidiendo el movimiento de los camarones y causando aglomeración.

Las crecientes también tienen importancia sobre la dinámica poblacional de la fauna nativa de los ríos de Puerto Rico. Las crecientes mayores asociadas a tormentas tropicales y huracanes ocasionan una mortalidad catastrófica instantánea que elimina las poblaciones de caracoles (Blanco 2005, Blanco y Scatena 2005) de largos tramos de los ríos durante varios días, semanas o incluso meses, y la recuperación de estas poblaciones sólo se logra por la migración río arriba de nuevas postlarvas y juveniles. Los efectos sobre las poblaciones de camarones son, aparentemente, menos dramáticos y éstas se recuperan rápidamente llegando a superar las densidades previas debido a la acumulación de material vegetal en los cauces (Covich et al. 2006). Por otro lado, las crecientes más frecuentes causadas por ondas tropicales y sistemas estacionales son una señal que induce a los individuos juveniles de caracoles y camarones a migrar río arriba (Blanco y Scatena 2005, Kikkert et al. 2009). Por ejemplo, el número de inmigrantes se correlaciona negativamente con el caudal instantáneo pero positivamente con el número

de días que transcurren después de una creciente. Finalmente, debido a que las crecientes y las sequías pueden tener una distribución estacional a lo largo del año en Puerto Rico, la dinámica poblacional de los camarones y caracoles muestra un comportamiento estacional, y mientras en los primeros el pico de densidad se presenta durante el verano (Covich et al. 2006), para los segundos el pico se alcanza durante la época de lluvias (Blanco 2005).

Debido a que la fauna migratoria es más abundante en número y biomasa y cumple importantes funciones ecológicas en los ríos de Puerto Rico, se recomienda utilizarla como un grupo modelo para el estudio de los efectos de los regímenes de caudal sobre la biota y los procesos ecosistémicos en la isla. Es deseable promover los estudios sobre peces migratorios los cuales han sido poco estudiados. También se recomienda expandir los estudios sobre regímenes de caudal a los insectos y plantas acuáticas. Finalmente, sería interesante entender los atributos biológicos que tienen especies de peces (e.g. tilapia) e invertebrados exóticos (*Thiara granifera*, *Corbicula fluminea*, *Pomacea* spp., *Cherax quadricarinatus*) en los ríos de Puerto Rico y si estos le han permitido naturalizarse o invadir con mayor facilidad algún régimen hidrológico particular.

AGRADECIMIENTOS

El primer autor agradece la invitación que Omar Pérez le hizo para participar en este número especial y la apertura para incluir este tema. También agradece a Frederick N. Scatena y Jorge Ortíz-Zayas por la motivación, apoyo y discusiones durante el estudio de la hidrología de caudales de la isla a lo largo de los años de colaboración dentro del Programa HELP de la Sierra de Luquillo. La investigación pasada y en curso sobre ecología de caracoles migratorios ha sido realizada con fondos del Instituto Internacional de Dasonomía Tropical (Servicio Forestal Federal) y la Universidad de

Puerto Rico, Río Piedras. Esta investigación fue diseñada para apoyar los objetivos del Programa de Investigaciones Ecológicas a Largo Plazo en el Bosque Experimental de Luquillo. Se agradece a Andrés Estrada por la elaboración de la figura 1. Este trabajo se apoya parcialmente en los resultados de la tesina de Johana M. Sarmiento.

LITERATURA CITADA

- Blanco, J.F. 2005. Physical habitat, disturbances and the population ecology of the migratory snail *Neritina virginea* (Gastropoda: Neritidae) in Puerto Rico streams. Tesis doctoral. Universidad de Puerto Rico, Recinto de Río Piedras.
- Blanco, J.F., y F.N. Scatena. 2005. Floods, habitat hydraulics and upstream migration of *Neritina virginea* (Gastropoda: Neritidae) in Northeastern Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science* 41(1):55-74.
- Blanco, J.F., y F.N. Scatena. 2006. The distribution of a diadromous gastropod in Puerto Rico streams: hierarchical contribution of river-ocean connectivity, water chemistry, hydraulics and substrate. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1):82-98.
- Blanco, J.F.A., Vera, y J. Ortiz-Zayas. 2007. The influence of teleconnections on rainfall variability in southwestern Puerto Rico. Pages 55-61 in *Proceedings of V FRIEND World Conference*, Havana, Cuba. Selected presentations on Latin America and the Caribbean. UNESCO-International Hydrological Program VI Technical Document IHP-LAC No. 11.
- Boulton, A.J., C.G. Peterson, N.B. Grimm y, S.G. Fisher. 1992. Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime. *Ecology* 73(6):2192-2207.
- Clausen, B., y B.J.F. Biggs. 1997. Relationships between benthic biota and hydrological indices in New Zealand streams. *Freshwater Biology* 38:327-342.
- Colón, J.A. 1983. Algunos aspectos de la climatología de Puerto Rico. *Acta Científica* 1:55-63.
- Covich, A.P., T.A. Crowl y, F.N. Scatena. 2003. Effects of extreme low flows on freshwater shrimps in a perennial tropical stream. *Freshwater Biology* 48:1199-1206.
- Covich, A.P., T.A. Crowl y, T. Heartsill-Scalley. 2006. Effects of drought and hurricane disturbances on headwater distributions of palaemonid river shrimp (*Macrobrachium* spp.) in the Luquillo Mountains, Puerto Rico. *Journal of the North American Benthological Society* 25(1):99-107.
- Daly, C., E.H. Helmer y, M. Quiñones. 2003. Mapping the climate of Puerto Rico, Vieques and Culebra. *International Journal of Climatology* 23:1359-1381.
- DRNA (Departamento de los Recursos Naturales y Ambientales de Puerto Rico). 2008. Plan Integral de Recursos de Agua de Puerto Rico. (<http://www.drna.gobierno.pr/oficinas/arn/agua/negociadoagua/planagua>).
- Flecker, A.S., y B. Feifarek. 1994. Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology* 31:131-142.
- Gordon, N.A., T.A. McMahon, B.L. Finlayson, C.J. Gippel, y R.J. Nathan. 2004. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. Segunda Edición. Wiley, Chichester, United Kingdom.
- Gustard, A. 1992. Analysis of river regimes. Pages 29-47 in P. Calow y G. E. Petts, editors. *The rivers handbook*, Vol. 1. Blackwell Scientific: Oxford.
- Hannah, D., S. Kansakar, A.J. Gerrard y, G. Rees. 2005. Flow regimes of Himalayan rivers of Nepal: nature and spatial patterns. *Journal of Hydrology* 308:18-32.
- Hannah, D.M., J.P. Sadler, y P.J. Wood. 2007. Hydroecology and ecohydrology: a potential route forward? *Hydrological Processes* 21:3385-3390.
- Harris, M., A. Gurnell, D.M. Hannah y, G.E. Petts. 2000. Classification of river regimes: a context for hydroecology. *Hydrological Processes* 14:2831-2848.
- Kikkert, D.A., T.A. Crowl y, A.P. Covich. 2009. Upstream migration of amphidromous shrimps in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico: temporal patterns and environmental cues. *Journal of the North American Benthological Society* 28(1):233-246.

- Larsen, M.C. 2000. Analysis of 20th century rainfall and streamflow to characterize drought and water resources in Puerto Rico. *Physical Geography* 21(6):494-521.
- López-Marrero, T.M., y N. Villanueva-Colón. 2006. *Atlas Ambiental de Puerto Rico*. Ed. Universidad de Puerto Rico. San Juan.
- Lugo, A.E., y A. García-Martinó. 1996. Cartilla del Agua para Puerto Rico. *Acta Científica* 10(1-3):15-89.
- Lugo, A.E. et al. 2001. Puerto Rican Karst-A vital resource. USDA-FS General Technical Report WO-65.
- Lytle, D. N.L. Poff. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 19(2):94-100.
- Malgren, B., y A. Winter. 1999. Climate zonation in Puerto Rico based on Principal Component Analysis and an Artificial Neural Network. *Journal of Climate* 12:977-985.
- Olden, J., y N.L. Poff. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications* 1(1):101-121.
- Poff, N.L. 1992. Why disturbances can be predictable: A perspective on the definition of disturbance on streams. *Journal of the North American Benthological Society* 11(1):86-92.
- Poff, N.L. 1996. A hydrogeography of unregulated streams in the United States and an examination of scale-dependence in some hydrological descriptors. *Freshwater Biology* 36:71-91.
- Poff, N.L., y D. Allan. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76(2):606-627.
- Poff, N.L., D. Allan, M. Bain, J. Karr, K. Prestegard, B. Richter, R. Sparks, y J. Stromberg. 1997. The natural flow regime. *BioScience* 47:769-784.
- Poff, N.L., y J.V. Ward. 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46:1805-1818.
- Poff, N.L., y J.V. Ward. 1990. Physical habitat template of lotic systems: Recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management* 14(5):629-645.
- Ramírez, A., y C. Pringle. 1998. Structure and production of a benthic insect assemblage in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society* 17(4):443-463.
- Richter, B.D., J.V. Baumgartner, R. Wigington, y D.P. Braun. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37:231-249.
- Rosser, Z.C., y R.G. Pearson. 1995. Responses of rock fauna to physical disturbance in two Australian tropical rainforest streams. *Journal of the North American Benthological Society* 14(1):183-196.
- Townsend, C.R., M.R. Scarsbrook, y S. Doledec. 1997. Quantifying disturbance in streams: Alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. *Journal of the North American Benthological Society* 16(3):531-544.
- Warne, A.G., R.M.T. Webb, y M.C. Larsen. 2005. Water, sediment, and nutrient discharge characteristics of rivers in Puerto Rico, and their potential influence on coral reefs: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5206, 58 p.

LA COBERTURA DE TERRENO: EL PRÓXIMO CONFLICTO AMBIENTAL

Ariel E. Lugo

Instituto Internacional de Dasonomía Tropical
Servicio Forestal del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América
Calle Ceiba 1201, Jardín Botánico Sur, Río Piedras, PR 00926-1115

Durante los pasados 600 años la cobertura de terrenos en Puerto Rico ha fluctuado como un péndulo entre dos extremos; en este momento el péndulo va a cambiar la dirección del cambio. Este cambio en la cobertura de terreno causará conflicto y debate ambiental. Hace 600 años casi el 100 por ciento de la cobertura de Puerto Rico era bosque. Los habitantes de Puerto Rico cambiaron la cobertura dramáticamente deforestando, estableciendo asentamientos y cultivando. Durante el pico agrícola, el 90 por ciento de la cobertura era agrícola, alrededor del ocho por ciento era bosque (lo que incluye cafetales de sombra) y menos del 2 por ciento era urbano. Después del 1950 la cobertura de la Isla cambió de nuevo casi llegando a un 60 por ciento de bosques, 20 por ciento urbano (incluido 11 por ciento de cobertura impermeabilizada) y un 20 por ciento agrícola, mayormente

pastizales. Ese es más o menos el Puerto Rico de hoy. Muchos se preocupan porque solo el 8 por ciento de la Isla está protegido y se sugiere correctamente que necesitamos espacios abiertos para asegurar nuestro futuro económico y calidad de vida. Paradójicamente, hoy Puerto Rico tiene más áreas verdes y espacios abiertos que los que tenía a lo largo de siglos de dominio agrícola. Sin embargo, la cobertura actual de Puerto Rico, aunque verde, no es adecuada para sostener la actividad humana ya que depende de altas importaciones de energía, materiales, alimentos y dinero. Para reducir esta dependencia extrema, es necesario cambiar la cobertura del país y reducir el área de bosques y la urbana para acomodar la agricultura, la cual también necesitará más agua y atención gubernamental. Contrario a cuando se cambió de cobertura agrícola a la cobertura

TABLA. Porcentaje aproximado de coberturas en Puerto Rico a través del tiempo. El área aproximada de Puerto Rico es de 2,800,000 cuerdas. Las publicaciones del Instituto Internacional de Dasonomía Tropical, USDA Forest Service, contienen estimados precisos de estas coberturas. La categoría “protegido” está incluida en la cobertura de bosques.

Cobertura	Pre-histórico	Pico Agrícola	Presente	Futuro
Bosque	99	8	60	55*
Agrícola	<1	90	20*	30
Urbano	0	<2	20 ⁺	30
Protegido	0	2	8	>10

*Incluye espacios abiertos verdes sin bosques como humedales y pastizales.

⁺Incluye cinco por ciento de área con vegetación no arbórea.

urbana y verde de hoy, esta vez el cambio en la dirección opuesta generará conflictos en una sociedad preocupada por mantener lo verde.

Para encaminar el debate, ofrezco la tabla adjunta como una posible meta al futuro. Necesitamos un 30 por ciento de cobertura agrícola para movernos hacia la seguridad alimentaria. Para acomodar la agricultura, tanto el área verde natural como lo urbano deben bajar como se ilustra en la última columna de la tabla. Ese cambio va a ser controversial pero necesario.

Igual de importante para Puerto Rico es entender que la conservación es necesaria en todos sus espacios geográficos. El espacio público siempre será una proporción menor que el espacio privado, no importa cuánto terreno se proteja. Puerto Rico necesita practicar una ética de la tierra en el 100 por ciento de sus terrenos. La conservación es la base fundamental de todas las operaciones del país y todos sus ciudadanos deben aplicar conceptos de conservación en todas sus actividades. Todos somos responsables por la conservación de la tierra en los predios sobre los cuales tenemos injerencia. El gobierno no puede solo.

APORTACIONES AL CONOCIMIENTO DE LA FLORA DEL TRANSECTO SOCIO-ECOLÓGICO DEL KARSO NORTEÑO

Joel A. Mercado Díaz

Herbario, Jardín Botánico, Universidad de Puerto Rico,
1187 Calle Flamboyán, San Juan, Puerto Rico 00926-1177
joel_pr19@hotmail.com

RESUMEN

La región del karso norteño de Puerto Rico es desde el aspecto económico, ecológico y social uno de los más importantes espacios naturales del archipiélago puertorriqueño. En el año 2010 la principal dependencia pública encargada del desarrollo vial de la isla sometió una Declaración de Impacto Ambiental Preliminar-Actualizada (DIA-PA) como parte de los requisitos requeridos por las agencias federales para poder construir una autopista a través de esta región (Alternativa A: Corredor Hatillo-Aguadilla). Esta autopista recorrería una distancia de 46 km y supondría un impacto directo a las zonas agrícolas, urbanas y a los vulnerables ecosistemas que se encuentran en esta área. En respuesta a esta acción, un grupo de ciudadanos organizó el Transecto Socio-Ecológico del Karso Norteño, una iniciativa con el objetivo de documentar los valores sociales, ecológicos y naturales que se afectarían por dicha acción. En este trabajo se presentan los hallazgos relacionados a los inventarios rápidos de flora. Estos esfuerzos revelaron la presencia de 132 especies de plantas a lo largo de esta ruta, la gran mayoría de ocurrencia común. También se hace mención de siete especies de plantas que posiblemente requieran mayores estudios demográficos para tener un mejor conocimiento de su estatus de conservación. Considerando otros esfuerzos de documentación, sugerimos que la flora documentada en la DIA-PA ofrece una pobre imagen de la verdadera biodiversidad florística que ocurre en esta área. Se propone que las agencias gubernamentales tomen en cuenta la totalidad de estudios biológicos que se han realizado en estas áreas naturales durante los procesos decisionales de otorgación de permisos. Además, se discuten aspectos sobre las políticas de conservación de recursos naturales en la Isla, y utilizo el caso del Corredor Hatillo-Aguadilla para discutir las deficiencias en los procesos de documentación de especies en áreas naturales por parte del estado.

INTRODUCCIÓN

Las regiones kársticas de Puerto Rico albergan algunas de las áreas naturales más impresionantes del archipiélago puertorriqueño. Estas zonas se caracterizan por la presencia de diversas formaciones geológicas que producen

en esta región lo que se ha descrito como un “singular paisaje lunar” (Picó 1950). Las regiones kársticas de Puerto Rico se encuentran en zonas donde existen afloramientos de roca caliza, una roca sedimentaria de origen marino. Entre las formaciones geológicas más distintivas de esta región se encuentran los

sumideros o dolinas, las lomas calizas de forma cónica llamadas mogotes o pepinos, y cientos de cuevas, cavernas y ríos subterráneos (Monroe 1976) (Fig. 1).

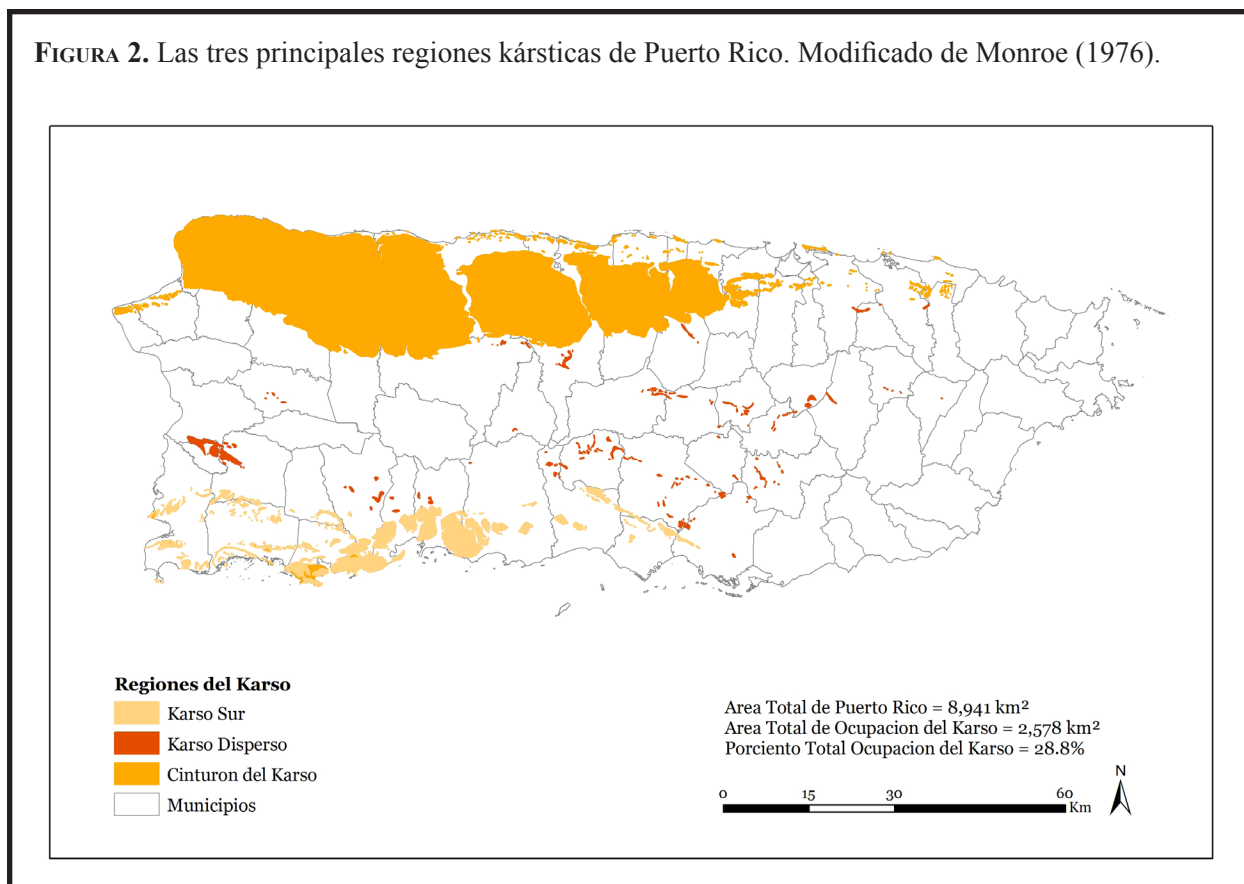
En general, el karso de Puerto Rico está dividido en tres grandes zonas (Monroe 1976; Lugo et al. 2001) (Fig. 2). La caliza del sur y el karso disperso son formaciones kársticas discontinuas que se encuentran localizadas entre las regiones sur y central de la isla. El karso disperso se caracteriza por tener una variedad de condiciones climatológicas y ecológicas, mientras que en la caliza del sur predomina mayormente el clima cálido y seco. La tercera y más grande zona corresponde a la región del karso norteño. Con excepción de su porción oriental, el karso norteño está constituido por una franja ininterrumpida de formaciones de roca caliza que se extienden desde el extremo noroeste de la isla (municipio de Aguadilla), hasta el municipio de Canóvanas en la porción noreste de Puerto Rico. En conjunto, estas zonas ocupan poco menos de una tercera parte de la superficie de la Isla.

Es posible que el karso norteño sea, desde la perspectiva ecológica, económica y social, una de las áreas naturales más valiosas de todo Puerto Rico. Por ejemplo, se conoce que esta zona alberga una gran diversidad de especies de flora y fauna entre las que se encuentran un sin número de especies vulnerables y en peligro de extinción tales como el Sapo Concho (*Peltophryne lemur*), el Matabuey (*Goetzea elegans*), el Coquí Llanero (*Eleutherodactylus juanriveroi*) y la Boa Puertorriqueña (*Chilabothrus inornatus*) (Lugo et al. 2001). En esta región también se encuentra el abasto de agua subterránea más importante de todo Puerto Rico. Este acuífero supe agua a gran parte de la población de la región noroeste y además, abastece de este recurso a la mayor parte de las industrias farmacéuticas y ganaderas que se encuentran en la zona (Lugo et al. 2001). Irónicamente, a pesar de la reconocida importancia que tiene esta región para el mantenimiento de los sistemas biológicos asociados a este y para el sostén de diversas actividades humanas, solo cerca del 2.8 por ciento de toda la región del karso norteño está destinado a la conservación (Mujica-Ortiz y Day, 2001; Gould et al. 2011).



FIGURA 1. Vista aérea de la región del karso norteño cerca de Vega Baja, Puerto Rico. (Crédito: Waldemar Alcobas).

FIGURA 2. Las tres principales regiones kársticas de Puerto Rico. Modificado de Monroe (1976).



En septiembre de 2010, la Autoridad de Carreteras y Transportación (ACT) de Puerto Rico presentó una Declaración de Impacto Ambiental Preliminar Actualizada¹ (ACT 2010) como parte de los procesos de permisología asociados a la construcción de la extensión de la autopista PR-22 en un tramo de 28.6 millas (46 km) al noroeste de la isla. Esta autopista coincide geográficamente con la región del karso norteño que se encuentra entre los municipios de Hatillo, Camuy, Isabela, Moca, Quebradillas y Aguadilla (ACT 2010). En lo que ha sido

¹Una Declaración de Impacto Ambiental, mejor conocida como “DIA”, es un documento ambiental preparado por entidades públicas y/o privadas cuando se ha determinado que alguna acción que estas proponen conllevará un impacto significativo sobre el ambiente. La preparación de dicho documento se realiza para cumplir de los requisitos del Artículo 4-B de la Ley sobre Política Pública Ambiental de Puerto Rico (Ley Núm. 416 del 22 de septiembre de 2004).

denunciado por diversos grupos como “una amenaza a la subsistencia de la industria lechera de Puerto Rico” (CDK 2010), este proyecto, también conocido como la “Alternativa A” del Corredor Hatillo-Aguadilla, afectará a al menos 65 fincas agrícolas e impactará a más de 25 vaquerías que operan en el noroeste de la isla. Además de los impactos a la industria agrícola, varios grupos ambientales, académicos y comunitarios han advertido que la construcción de dicha autopista reducirá en menos de la mitad el tránsito vehicular a través de la carretera PR-2, lo que conllevará un impacto negativo en la actividad económica de la que dependen pequeños y medianos comerciantes de la región (CDK 2010). Se espera también que la deforestación de cientos de hectáreas de bosque kárstico asociadas a las diferentes fases de construcción de esta autopista impacten negativamente los ecosistemas forestales de la región. Esto representaría una amenaza a la continuidad forestal de lo

que se considera el ecosistema menos fragmentado de Puerto Rico (Vale 1998; Lugo et al. 2001; Mujica-Ortiz y Day 2001).

El Transecto Socio-Ecológico del Karso Norteño (en adelante, “Transecto”) fue una iniciativa llevada a cabo por un grupo de profesionales puertorriqueños que consistió de un recorrido pedestre a lo largo de la ruta por donde se propone llevar a cabo la construcción de la extensión de la PR-22 (<http://tukarso.blogspot.com/>). Uno de los objetivos principales de esta iniciativa lo fue la documentación del acervo natural y ecológico que ocurre en las áreas a verse afectadas por la construcción de dicha autopista. Para este propósito, se llevaron a cabo varios inventarios biológicos rápidos que se enfocaron mayormente en la avifauna y la flora de la región. Se le prestó particular énfasis a las especies comunes o de ocurrencia frecuente. De esta forma, nuestros inventarios pretenden mejorar el conocimiento de la biota de esta región, y así complementar los inventarios comisionados por la ACT durante los procesos de permisología.

En este trabajo se presentan las especies que resultaron de los inventarios rápidos de flora. También hacemos mención de las especies más distintivas de la zona e identificamos algunas especies que deberían ser objeto de mayores estudios para definir su estatus actual de conservación. Incluimos un análisis espacial sobre el área de cobertura de distintos tipos de clasificaciones de terreno a verse afectados por este proyecto. Utilizando como ejemplo el caso del Corredor Hatillo-Aguadilla, presentamos una discusión sobre aspectos relacionados a las políticas de conservación de recursos naturales en Puerto Rico y a las deficiencias en los procesos de documentación de especies por parte del estado.

MÉTODOS

Área de Estudio

Debido a que uno de los objetivos principales de este proyecto fue documentar los valores naturales de las áreas que se encuentran a lo largo de los 46 kilómetros a verse afectados por la construcción de la Alternativa A del Corredor Hatillo-Aguadilla, la mayor parte de las zonas por donde se llevaron a cabo nuestros recorridos coincidieron espacialmente con dicha ruta (Fig. 3). Específicamente se recorrieron las siguientes comunidades: Corcovado, Carrizales y Capáez (Hatillo); Zanja, Ciénaga y Camuy Arriba (Camuy); Cocos y Cacao (Quebradillas); Llanadas, Galateo Bajo, Galateo Alto y Arenales Alto (Isabela); Aceitunas, Caimital Bajo, Caimital Alto, Victoria y Palmar (Aguadilla).

La mayor parte del karso norteño, y por consiguiente, las áreas por donde discurriría la Alternativa A del Corredor Hatillo-Aguadilla, se encuentra en la zona de vida de “Bosque Subtropical Húmedo”, aunque algunas pequeñas porciones al sur de esta región se catalogan como “Bosque Subtropical Muy Húmedo” (Ewel y Whitmore 1973). Esta zona también se caracteriza por la presencia de varios gradientes climáticos. La temperatura entre la costa y las porciones interiores del karso norteño pueden fluctuar entre los 26.1 °C en Quebradillas, hasta casi 23.8 °C en Lares (Chinea 1980). Sin embargo, la DIA-PA de este proyecto reporta valores aun más variables para la zona a impactarse, con mínimas desde 19.9 °C y máximas hasta 30.3 °C (ACT 2010). Según el estudio de ecológico de la DIA-PA, la precipitación promedio anual en esta área varía entre 2,000-2,200 mm (ACT 2002a) y las precipitaciones más altas han sido registradas para el área del Bosque de Guajataca (ACT, 2010).

En términos paisajísticos, esta ruta es extremadamente diversa. A lo largo de esta se encuentran segmentos de valles costeros,

pastizales, acantilados, fragmentos boscosos ribereños y áreas calizas características de la porción noroeste del cinturón cárstico. Algunas de estas áreas incluyen los bosques asociados al Río Camuy, Río Guajataca y a otros cuerpos de agua de la región. Lamentablemente, debido a que la iniciativa fue un recorrido pedestre, hubo porciones de la ruta (particularmente aquellas de terreno accidentado) que tuvieron que ser desviadas (Fig. 3). Cabe señalar que aún con este percance, la ruta original era retomada inmediatamente que las condiciones en el campo así lo permitiesen.

Muestreo

El protocolo de muestreo utilizado en este trabajo consistió en la realización de inventarios rápidos de flora en 15 localidades a lo largo de esta ruta, siempre en áreas que coincidían espacialmente con lugares a ser afectados por la Alternativa A. Debido a limitaciones de tiempo y a que el enfoque del proyecto fue documentar

los elementos florísticos más distintivos de las áreas, los inventarios realizados en cada localidad se realizaron por un periodo de tiempo corto (30 minutos). Se anotó el nombre de las especies de árboles y plantas visiblemente identificables. Una vez concluido este proceso, se procedía a tomar fotos detalladas de las otras especies notables que no podían ser identificadas con facilidad. Estas fotos incluían las características morfológicas y anatómicas más relevantes en términos taxonómicos. Es decir, las fotos incluían partes como las hojas y el arreglo de las mismas, los tallos, y cuando era posible las partes reproductivas (flores y frutos). Se consideraron como “especies más comunes” aquellas que fueron observadas en al menos 4 de las localidades. La identificación posterior de las especies no determinadas en el campo fue realizada por los botánicos Marcos A. Caraballo-Ortiz y Jorge Carlos Trejo-Torres. Las actividades de muestreo fueron llevadas a cabo durante el transcurso del Transecto, el cual se extendió por un periodo de 14 días (1-14 de febrero de 2011).

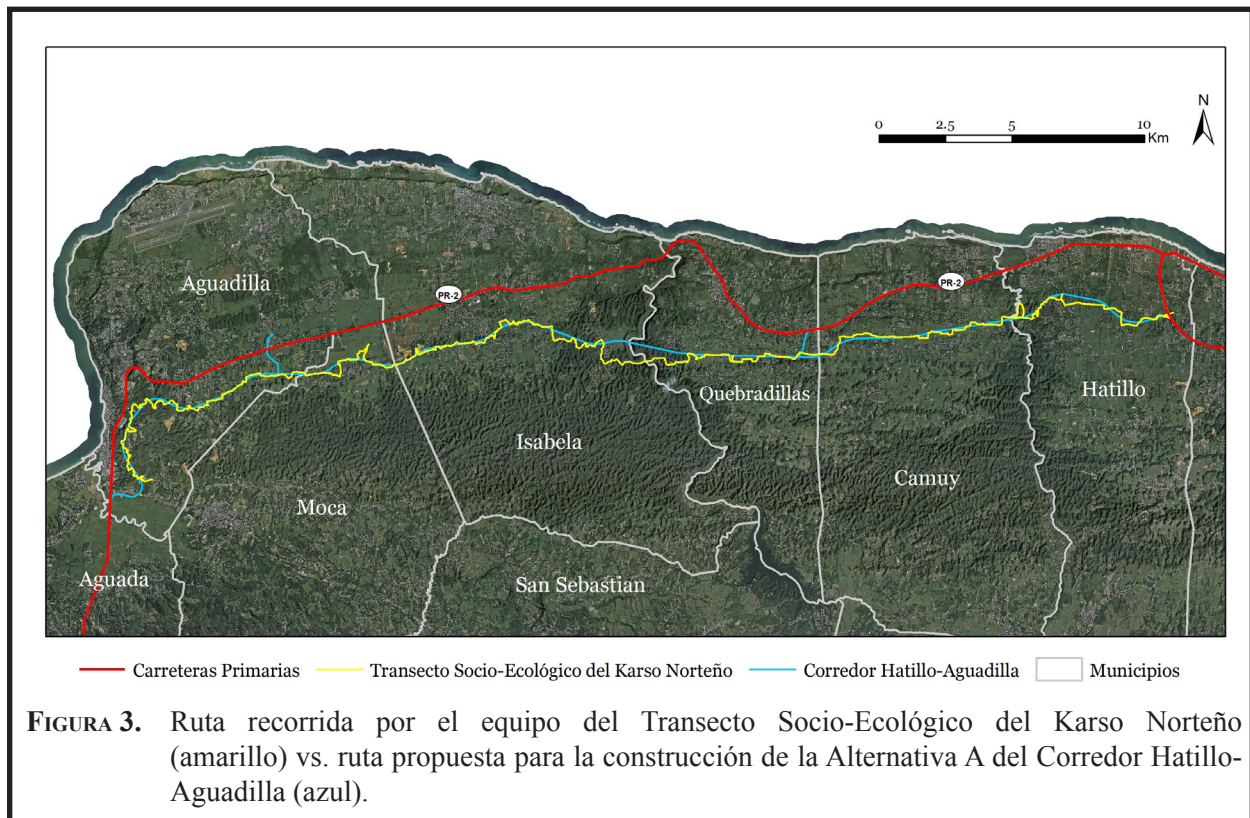


FIGURA 3. Ruta recorrida por el equipo del Transecto Socio-Ecológico del Karso Norteño (amarillo) vs. ruta propuesta para la construcción de la Alternativa A del Corredor Hatillo-Aguadilla (azul).

Análisis Espacial

Se obtuvo de la Junta de Planificación de Puerto Rico la capa de información geográfica relacionada a las carreteras propuestas de Puerto Rico la cual fue preparada por la Autoridad de Carreteras de Puerto Rico. De esta, se extrajo la porción que corresponde a la Alternativa A del Corredor Hatillo-Aguadilla. De igual forma, se obtuvo del Laboratorio de “Geographic Information System” (GIS) y Percepción Remota del Instituto Internacional de Dasonomía Tropical la capa de cobertura de terrenos que se produjo en el contexto del “Gap Analysis Project” (GAP) (Gould et al. 2008). Se creó una zona de amortiguamiento de 90 metros a partir de la capa que representa la Alternativa A. Estos 90 metros corresponden a lo que se identifica en la DIA-PA como el total de la servidumbre de paso a ambos lados de la propuesta carretera (ACT 2010). La capa resultante de este análisis fue sobrepuesta sobre los datos de cobertura de terrenos del GAP para así poder extraer los tipos de terrenos que se

encuentran en las áreas a verse afectadas por dicha ruta. La tabla de atributos asociada a este último análisis fue exportada y manipulada en Microsoft Excel para calcular los porcentos de cobertura ocupados por dichos tipos de cobertura de terreno. Para fines ilustrativos, se conservó la misma simbología e idioma de la capa de cobertura de terrenos original. Este análisis espacial fue realizado utilizando el programa ArcMap 10.2.1 (ESRI 2011).

RESULTADOS

Como resultado de estos esfuerzos, se logró identificar unas 132 especies de plantas vasculares en las 15 localidades en donde se realizaron los inventarios ecológicos rápidos (Tabla 1). La gran mayoría de estas especies (90%) son de ocurrencia común, mientras que un 10% de estas puede considerarse rara, ocasional o localmente común. El hábito de la mayor parte de estas especies es arbóreo (62%), mientras que las especies restantes varían entre arbustos (15%), hierbas (12%), trepadoras

TABLA 1. Especies de árboles y plantas observadas a lo largo del Transecto Socio-Ecológico del Karso Norteño.

Nombre científico	Nombre común	Estatus	Abundancia	Hábito
<i>Abrus precatorius</i>	Ojos de cangrejo	Introducido	Común	Trepadora
<i>Adelia ricinella</i>	Cotorro	Nativo	Común	Árbol
<i>Adiantum melanoleucum</i>	Cucaracha	Nativo	Común	Helecho
<i>Adiantum pyramidale</i>	Helecho de pozo	Nativo	Común	Hierba
<i>Amyris elemifera</i>	Tea	Nativo	Común	Árbol
<i>Andira inermis</i>	Moca	Nativo	Común	Árbol
<i>Annona reticulata</i>	Corazón	Introducido	Común	Árbol
<i>Anthurium crenatum</i>	Anturio	Nativo	Común	Hierba
<i>Ardisia obovata</i>	Mameyuelo	Nativo	Común	Árbol
<i>Artocarpus altilis</i>	Panapén	Introducido	Común	Árbol
<i>Asclepias curassavica</i>	Lechecilla	Nativo	Común	Hierba
<i>Asplenium sp.</i>	-	-	-	Helecho
<i>Bourreria succulenta</i>	Palo de vaca	Nativo	Común	Árbol
<i>Bromelia pinguin</i>	Maya	Nativo	Común	Hierba
<i>Bucida buceras</i>	Úcar	Nativo	Común	Árbol
<i>Bursera simaruba</i>	Almácigo	Nativo	Común	Árbol
<i>Calophyllum antillanum</i>	Palo de María	Nativo	Común	Árbol

TABLA 1. Especies de árboles y plantas observadas a lo largo del Transecto Socio-Ecológico del Karso Norteño. (continuación).

Nombre científico	Nombre común	Estatus	Abundancia	Hábito
<i>Camphylloneuron phyllitidis</i>	Helecho	Nativo	Común	Hierba
<i>Casearia guianensis</i>	Palo blanco	Nativo	Común	Árbol
<i>Casearia sylvestris</i>	Cafeillo	Nativo	Común	Árbol
<i>Cecropia schreberiana</i>	Yagrumo hembra	Nativo	Común	Árbol
<i>Ceiba pentandra</i>	Ceiba	Nativo	Común	Árbol
<i>Cestrum citrifolium</i>	Galán de monte	Nativo	Común	Arbusto
<i>Cestrum diurnum</i>	Galán de día	Introducido	Común	Arbusto
<i>Chromolaena odorata</i>	Santa María	Nativo	Común	Arbusto
<i>Chrysophyllum argenteum</i>	Caimitillo verde	Nativo	Común	Árbol
<i>Chrysophyllum oliviforme</i>	Caimitillo	Nativo	Común	Arbusto
<i>Citharexylum spinosum</i>	Péndula	Nativo	Común	Árbol
<i>Clematis polygama</i>	Cabellos de ángel	Introducido	Común	Trepadora
<i>Clusia rosea</i>	Cupey	Nativo	Común	Árbol
<i>Coccoloba diversifolia</i>	Uvilla	Nativo	Común	Árbol
<i>Coccoloba swartzii</i>	Ortegón	Nativo	Ocasional	Árbol
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Rosa imperial	Introducido	Común	Árbol
<i>Commelina diffusa</i>	Cohitre	Nativo	Común	Hierba
<i>Comocladia glabra</i>	Carrasco	Nativo	Común	Árbol
<i>Cordia alliodora</i>	Capá prieto	Nativo	Común	Árbol
<i>Critonia portoricensis</i>	Guerrero	Endémico	Común	Arbusto
<i>Croton flavens var. rigidus</i>	Adormidera	Nativo	Común	Arbusto
<i>Cupania americana</i>	Guara	Nativo	Común	Árbol
<i>Cynophalla flexuosa</i>	Burro	Nativo	Común	Trepadora
<i>Delonix regia</i>	Flamboyán	Introducido	Común	Árbol
<i>Dendropanax arboreus</i>	Palo de pollo	Nativo	Común	Árbol
<i>Desmodium axillare</i>	Zarabacoa	Nativo	Común	Hierba
<i>Erythrina berteroa</i>	Bucaré enano	Introducido	Común	Árbol
<i>Erythrina poeppigiana</i>	Bucayo gigante	Introducido	Común	Árbol
<i>Erythroxylum brevipes</i>	Jiba	Nativo	Común	Árbol
<i>Eugenia monticola</i>	Birijí	Nativo	Común	Árbol
<i>Eugenia pseudopsidium</i>	Quiebrahacha	Nativo	Común	Árbol
<i>Eugenia sp.</i>	-	-	-	Árbol
<i>Faramea occidentalis</i>	Café cimarrón	Nativo	Común	Arbusto
<i>Ficus cf. trigonata</i>	-	-	-	Árbol
<i>Ficus citrifolia</i>	Jagüey	Nativo	Común	Árbol
<i>Ficus crassinervia</i>	Jagüey	Nativo	Ocasional	Árbol
<i>Gaussia attenuata</i>	Palma de lluvia	Nativo	Extremada- mente rara	Árbol
<i>Gesneria cf. cuneifolia</i>	-	Nativo	Localmente Común	Hierba
<i>Gonzalagunia spicata</i>	Mata de mariposa	Nativo	Común	Arbusto
<i>Guapira fragans</i>	Corcho	Nativo	Común	Árbol
<i>Guarea guidonia</i>	Guaraguao	Nativo	Común	Árbol
<i>Guettarda scabra</i>	Cucubano	Nativo	Común	Árbol

TABLA 1. Especies de árboles y plantas observadas a lo largo del Transecto Socio-Ecológico del Karso Norteño. (continuación).

Nombre científico	Nombre común	Estatus	Abundancia	Hábito
<i>Gymnanthes lucida</i>	Yaití	Nativo	Común	Árbol
<i>Heteropteris lauriflora</i>	Bejuco de buey	Nativo	Común	Trepadora
<i>Homalium racemosum</i>	Caracolillo	Nativo	Común	Árbol
<i>Hura crepitans</i>	Molinillo	Nativo	Común	Árbol
<i>Inga laurina</i>	Guamá	Nativo	Común	Árbol
<i>Ipomoea steudelii</i>	-	Endémico	Común	Trepadora
<i>Jacquinia umbellata</i>	Chirre	Nativo	Rara	Arbusto
<i>Justicia mirabiloides</i>	Curía	Nativo	Rara	Hierba
<i>Kalanchoe pinnata</i>	Yerba Bruja	Introducido	Común	Hierba
<i>Krugiodendron ferreum</i>	Bariaco	Nativo	Común	Árbol
<i>Licaria parvifolia</i>	Canelilla	Nativo	Común	Árbol
<i>Lonchocarpus glaucifolius</i>	Geno	Nativo	Rara	Árbol
<i>Malpighia coccigera</i>	Azotacaballo	Nativo	Común	Arbusto
<i>Mammea americana</i>	Mamey	Nativo	Común	Árbol
<i>Mangifera indica</i>	Mango	Introducido	Común	Árbol
<i>Manilkara pleeana</i>	Ausubo	Endémico	Común	Árbol
<i>Manilkara valenzuelana</i>	Ausubo de costa	Nativo	Extremada- mente rara	Árbol
<i>Maytenus ponceana</i>	Cuero de sapo	Endémico	Rara	Árbol
<i>Melicoccus bijugatus</i>	Quenepa	Introducido	Común	Árbol
<i>Miconia laevigata</i>	Camasey	Nativo	Común	Árbol
<i>Miconia prasina</i>	Camasey	Nativo	Común	Árbol
<i>Miconia sp.</i>	Camasey	Nativo	Común	Árbol
<i>Myrsine cubana</i>	Mameyuelo	Nativo	Común	Arbusto
<i>Nectandra coriacea</i>	Avispillo	Nativo	Común	Árbol
<i>Nectandra patens</i>	Laurel avispillo	Nativo	Común	Arbusto
<i>Neolaugeria resinosa</i>	Aquilón	Nativo	Común	Árbol
<i>Nephrolepis brownii</i>	-	Introducido	Común	Helecho
<i>Nephrolepis sp.</i>	-	-	-	Helecho
<i>Oeceoclades maculata</i>	--	Introducido	Común	Hierba
<i>Oplonia spinosa</i>	Espinosa	Nativo	Común	Trepadora
<i>Parathesis crenulata</i>	Rascagarganta	Nativo	Común	Arbusto
<i>Paullinia pinnata</i>	Bejuco de costilla	Nativo	Común	Trepadora
<i>Petitia dominguensis</i>	Capá blanco	Nativo	Común	Árbol
<i>Piper aduncum</i>	Higuillo	Nativo	Común	Árbol
<i>Piper amalago</i>	Higuillo de limón	Nativo	Común	Arbusto
<i>Piper jacquemontianum</i>	N/A	Nativo	Común	Arbusto
<i>Pitcairnia angustifolia</i>	Piña cortadora	Nativo	Común	Hierba
<i>Pithecellobium dulce</i>	Guamá americano	Introducido	Común	Árbol
<i>Pouteria multiflora</i>	Jácana	Nativo	Común	Árbol
<i>Pseudelephantopus spicatus</i>	Yerba de burro	Introducido	Común	Hierba
<i>Psychotria pubescens</i>	Cachimbo	Nativo	Común	Arbusto

TABLA 1. Especies de árboles y plantas observadas a lo largo del Transecto Socio-Ecológico del Karso Norteño. (continuación).

Nombre científico	Nombre común	Estatus	Abundancia	Hábito
<i>Quararibaea turbinata</i>	Garrocho	Nativo	Común	Árbol
<i>Randia aculeata</i>	Tintillo	Nativo	Común	Arbusto
<i>Rondeletia inermis</i>	Cordobancillo	Endémico	Común	Arbusto
<i>Roystonea borinquena</i>	Palma real	Nativo	Común	Árbol
<i>Samanea saman</i>	Samán	Introducido	Común	Árbol
<i>Samyda spinulosa</i>	Gaita	Nativo	Común	Arbusto
<i>Schaefferia frutescens</i>	Jiba	Nativo	Común	Árbol
<i>Schefflera morototoni</i>	Yagrumo macho	Nativo	Común	Árbol
<i>Serjania polyphylla</i>	Bejuco de canasta	Nativo	Común	Árbol
<i>Sideroxylon salicifolium</i>	Sabina	Nativo	Común	Árbol
<i>Solanum mammosum</i>	Berenjen de cucaracha	Introducido	Común	Arbusto
<i>Spathodea campanulata</i>	Tulipán africano	Introducido	Común	Árbol
<i>Stigmaphyllon emarginatum</i>	Bejuco de San Juan	Nativo	Común	Trepadora
<i>Syzygium jambos</i>	Pomarrosa	Introducido	Común	Árbol
<i>Tabebuia heterophylla</i>	Roble blanco	Nativo	Común	Árbol
<i>Tabebuia karsoana</i>	Roble del karso	Endémico	Rara o localmente frecuente	Árbol
<i>Tabebuia sp.</i>	-	-	-	Árbol
<i>Tamarindus indica</i>	Tamarindo	Introducido	Común	Árbol
<i>Terminalia catappa</i>	Almendro	Introducido	Común	Árbol
<i>Tetrazygia elaeagnoides</i>	Camasey cenizo	Nativo	Común	Árbol
<i>Thelypteris hildae</i>	Doncella del karso	Nativo	Ocasional	Helecho
<i>Thespesia grandiflora</i>	Maga	Endémico	Localmente	
<i>Thouinia striata</i>	Ceboruquillo	Endémico	Común	Árbol
<i>Tillandsia recurvata</i>	Nidos de gungulén	Introducido	Común	Hierba
<i>Tillandsia sp.</i>	Bromelia	-	-	Hierba
<i>Tolumnia variegata</i>	Angelitos del cafetal	Nativo	Común	Hierba
<i>Trichilia hirta</i>	Gaita	Nativo	Común	Árbol
<i>Vainilla claviculata</i>	Vainilla	Nativo	Común	Trepadora
<i>Xylosma buxifolium</i>	Palo de roseta	Nativo	Común	Árbol
<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	Espino rubial	Nativo	Común	Árbol
<i>Zanthoxylum martinicense</i>	Cenizo	Nativo	Común	Árbol
<i>Zanthoxylum monophyllum</i>	Espino	Nativo	Común	Árbol

(7%) y helechos (4%). El 78% del total de especies encontradas se consideran nativas, y de este grupo, el 8% son endémicas de Puerto Rico. El 17% del total de plantas encontradas es clasificada como introducida. Debido a que en un 5% de los casos las determinaciones taxonómicas solo llegaron a nivel de género, el estatus biogeográfico (i.e. nativo, endémico, introducido) de este conjunto de especies no pudo ser determinada con certeza.

Las diez especies de plantas más comunes y a la vez más conspicuas que se encontraron a lo largo del transecto se presentan en la Fig. 4. Todas son especies de árboles, con excepción de una hierba (*Anthurium crenatum*) y un arbusto (*Randia aculeata*), y todas son nativas.

En la Tabla 2 se muestra el área de cobertura de diferentes clasificaciones de terreno que se encuentran en las áreas de la propuesta Alternativa A del Corredor Hatillo-Aguadilla. Un ejemplo del resultado gráfico de este análisis se presenta en la Fig. 5. En la figura se puede apreciar que la mayor parte del terreno a impactarse (59%) está catalogado como “moist grasslands and pastures” (herbazales húmedos y pastizales), seguido por los bosques semidecíduos y siempreverdes del karso norteño (“mature secondary moist limestone evergreen and semideciduous forest”) que ocupan el 12% del área. Las clasificaciones de terreno de menor impacto son los bosques riparinos húmedos de baja elevación (“lowland moist riparian shrubland and woodland”) y varios humedales herbáceos no-salinos (“lowland moist riparian shrubland and woodland”), los cuales ocupan en conjunto un 0.03% del área.

Finalmente destacamos siete especies de plantas observadas a lo largo del transecto que poseen un valor ecológico que ha sido reconocido únicamente en trabajos taxonómicos relevantes poco conocidos (Trejo-Torres et al., no publicado) y en uno de los casos por la organización World Conservation

Monitoring Center (WCMC 1998) (Tabla 3). De estas siete especies, una (*Gesneria cf. cuneifolia*), tiene el potencial de ser una nueva especie, aunque dicha designación merece una evaluación taxonómica más detallada (Trejo-Torres, comunicación personal). Al igual que la mayoría de las especies observadas, la ocurrencia de ninguna de estas siete especies (todas nativas o endémicas) fue reportada en los inventarios biológicos relacionados a los estudios de impacto ambiental relacionados a la construcción de esta autopista.

DISCUSIÓN

La contribución más relevante de este trabajo lo es la documentación de los elementos florísticos más distintivos de las zonas kársticas que se encuentran en la región en donde se propone realizar la extensión del expreso PR-22 entre los municipios de Hatillo y Aguadilla. Considerando la limitada cantidad de tiempo que pudimos dedicar a estos esfuerzos, estos inventarios dieron a conocer la identidad de unas 132 especies de árboles y plantas que se encuentran a lo largo de esta ruta. A pesar de que una porción de las especies aquí mencionadas ya habían sido previamente reportadas en documentos relacionados a la DIA-PA de este proyecto, particularmente en el estudio ecológico (ACT 2002a), la ocurrencia de la mayor parte de las especies de nuestro inventario (81 spp.: 61%) no fueron registradas en este ni en ningún otro documento relacionado a la DIA-PA. En este sentido, este esfuerzo ha contribuido a tener un conocimiento más abarcador de la diversidad de árboles y plantas a verse afectados por la construcción de dicha carretera.

El análisis espacial reveló la identidad y área de ocupación de distintos tipos de coberturas de terreno que se encuentran en las áreas a verse afectadas por la construcción de la Alternativa A. Por fortuna, la naturaleza de estos datos nos permite también tener un mejor entendimiento sobre las principales características fisionómicas

TABLA 2. Tipos y área espacial que ocupan diferentes coberturas de terreno que se encuentran en las zonas a verse afectadas por la construcción del Corredor Hatillo-Aguadilla. Extraído de Gould et al. 2008.

Land cover classification	Cells	Square Meters	Percent
Moist grasslands and pastures	11,869	2,670,525	59.28
Mature secondary moist limestone evergreen and semi-deciduous forest	2,454	552,150	12.26
Low-density urban development	1,404	315,900	7.01
Hay and row crops	1,221	274,725	6.10
Young secondary moist limestone evergreen and semi-deciduous forest	1,122	252,450	5.60
Moist limestone shrubland and woodland	924	207,900	4.62
Artificial barrens	412	92,700	2.06
Young secondary lowland moist alluvial evergreen forest	267	60,075	1.33
Lowland moist alluvial shrubland and woodland	164	36,900	0.82
High-density urban development	70	15,750	0.35
Seasonally flooded herbaceous nonsaline wetlands	64	14,400	0.32
Mature secondary lowland moist alluvial evergreen forest	44	9,900	0.22
Emergent herbaceous nonsaline wetlands	4	900	0.02
Lowland moist riparian shrubland and woodland	2	450	0.01
Total	20,021	4,504,725	100.00

que tienen los ecosistemas presentes en dichos terrenos. Debido a que utilizamos los esquemas de clasificación de terrenos más actualizados y científicamente validados para la isla, entendemos que este análisis puede resultar de gran valor a la hora de analizar los impactos que tendría dicha construcción en esta área natural. Lamentablemente, aunque la evaluación biológica de la ACT (2002b) ofrece un desglose de los tipos de cubierta vegetal que se encuentran en las distintas áreas que se afectarán por la Alternativa A, el reporte falla en proveer información detallada sobre los aspectos metodológicos utilizados para generar dicha información. La única excepción a esto lo fue la clasificación de terrenos anegados y con cuerpos de agua, para la cual especifican haber utilizado la clasificación de humedales de Corwadin et al. (1979). En este sentido, este análisis espacial complementa la información que presenta la evaluación biológica, y por consiguiente, permite evaluar de forma más

adecuada cuales y cuanta área de los ecosistemas allí presentes se verían más afectados.

Aunque la cantidad de especies registradas en este trabajo y en otros documentos relacionados a la DIA-PA de este proyecto es considerable, estamos convencidos que las cifras provistas en estos esfuerzos no son representativas de la increíble biodiversidad florística que ocurre en toda el área a ser afectada. Por ejemplo, el trabajo de Gann y Bradley (2006) reporta un total de 1,221 especies de plantas vasculares nativas para esta región, lo que indica que en la región del karso norteño se encuentra representada cerca del 52% de la flora nativa de la isla. Por su parte, Acevedo-Rodríguez y Axelrod (1999) encontraron que el 37% de las plantas nativas de Puerto Rico pueden encontrarse en el Bosque de Río Abajo, un área natural que ocupa solo el 0.03% de la isla. Además, se han encontrado unas 242 especies de árboles en este mismo bosque, lo que representa un 43% de los árboles

Tabla 3. Especies no protegidas encontradas a lo largo del Transecto Socio-Ecológico del Karso Norteño. Estas especies han reconocidas en otros esfuerzos como meritorias de protección legal*.

Nombre científico	Estatus	Abundancia	Hábito	Designación propuesta	Referencia
<i>Gesneria cf. cuneifolia</i>	Nativa	Localmente común	Hierba	Vulnerable	Trejo-Torres et al. (inédita)
<i>Justicia mirabiloides</i>	Nativa	Rara	Hierba	Amerita protección	Trejo-Torres et al. (inédita)
<i>Lonchocarpus glaucifolius</i>	Endémica	Rara	Árbol	En Peligro	Trejo-Torres et al. (inédita)
<i>Manilkara valenzuelana</i>	Nativa	Extremadamente rara	Árbol	Amerita protección	Trejo-Torres et al. (inédita)
<i>Tabebuia karsoana</i>	Endémica	Rara o localmente frecuente	Árbol	En Peligro	Trejo-Torres et al. (inédita)
<i>Thelypteris hildae</i>	Nativa	Ocasional	Helecho	Amerita protección	Trejo-Torres et al. (inédita)
<i>Maytenus ponceana</i>	Endémica	Rara	Árbol	Vulnerable B1 + 2c	WCMC, 1998

*Refiérase al texto para conocer estos esfuerzos.

nativos de Puerto Rico (Álvarez et al. 1997). Lugo y colaboradores (2001) destacan al bosque kárstico norteño como el bosque con el conteo más alto de especies de árboles en parcelas de 0.1 hectáreas en Puerto Rico, y sugieren que estos bosques poseen la diversidad de árboles más alta de la isla. En conjunto, estos estudios apuntan a que el karso norteño cuenta con el número de especies de árboles y plantas por unidad de área más alta de todo Puerto Rico. Se ha sugerido que es precisamente la topografía accidentada del karso norteño uno de uno de los posibles factores que explican la alta biodiversidad que se encuentra en esta zona. En gran medida, está marcada biodiversidad se debe al considerable número de especies de plantas catalogadas como raras y/o en peligro de extinción que se encuentran en las zonas escarpadas dentro de esta región. La inaccesibilidad de estas áreas evitaron el desarrollo de actividades de deforestación intensa y prologada durante el

siglo pasado, lo que a su vez tuvo el resultado fortuito de proteger estas especies las cuales, en algunos casos, son actualmente conocidas de muy pocos individuos (Caraballo-Ortiz, 2013). Otros estudios han demostrado que en ocasiones es difícil capturar la totalidad de la diversidad florística en diferentes zonas del karso norteño. Por ejemplo, en el estudio de Rivera y Aide (1998) se muestra como las curvas de acumulación de área/especie para cafetales abandonados y pastizales en varias áreas del karso norteño no alcanzan niveles asintóticos, lo que sugiere que la diversidad de especies para estas áreas es posiblemente mayor a la detectada en los muestreos.

El estudio ecológico de esta DIA-PA enumera un total de 183 especies “predominantes” en el área a ser afectada por la Alternativa A (505 hectáreas) (ACT 2002a). Por su parte, la evaluación biológica de este proyecto añade

a este total unas 17 especies que han sido designadas como “Elementos Críticos” por el Departamento de Recursos Naturales y/o como en peligro de extinción por el Servicio Federal de Pesca y Vida Silvestre (ACT 2002b). En conjunto, las 200 especies que se registran en estos dos estudios contrastan marcadamente con otros trabajos de documentación taxonómica para áreas particulares en esta región. Un ejemplo específico de esto lo es el estudio técnico preparado por Tierra Linda Consultores (2008). Este estudio fue realizado en el contexto de una propuesta de desarrollo turístico en el Palacete los Moreau en el Municipio de Moca. Dicho trabajo es de particular relevancia para este análisis, no solo porque refuerza el argumento de que nuestros esfuerzos y aquellos de la ACT apenas rasgan la superficie con respecto a la verdadera biodiversidad que alberga esta región, sino que también las áreas que comprenden el mismo coinciden espacialmente con una porción de bosque kárstico que será afectado por la mencionada Alternativa A. En el inventario florístico, Tierra Linda Consultores (2008) reporta la ocurrencia de un total de 261 especies de plantas vasculares para las 32 hectáreas que comprenden esta propiedad. Sin embargo, sólo los mogotes al sur de la propiedad (identificados en su inventario como M1, M2 y M3 y un abra entre los mogotes M1 y M2 [Unidad B]) serán afectados directamente por la construcción de la Alternativa A. Estos mogotes y dicha abra, que comprenden un total aproximado de siete hectáreas, albergan un total mínimo de 149 especies de árboles y plantas de las cuales 119 (80%) son nativas, 7 (5%) son endémicas y 23 (15%) son introducidas (valores calculados por el autor a partir de dicho reporte). Si comparamos la cantidad de especies reportadas para el área muestreada en esta zona versus la cantidad de especies reportada por el estudio ecológico y la evaluación biológica en las áreas a ser afectadas por la Alternativa A, se torna evidente que el número de especies reportado en estos últimos esfuerzos es en proporción incongruente con respecto al área que comprende dicha ruta. En

otras palabras, el hecho de que 149 especies de árboles y plantas fueron encontradas en un área tan pequeña en los mogotes y el abra del Palacete Los Moreau hacen parecer paradójico que solo 200 especies hayan sido reconocidas oficialmente para un área tan grande como la que comprende este proyecto. Por un lado, debido a que el número de especies reportadas en este ejemplo corresponde únicamente a las áreas de mogote (que son muy comúnmente las áreas que exhiben la mayor biodiversidad dentro del karso), se podría argumentar que estos valores no son comparables, ya que la mayor parte del área que comprende la Alternativa A del Corredor Hatillo-Aguadilla son catalogados como pastizales (Tabla 2). Sin embargo, como el mismo estudio de Tierra Linda Consultores (2008) indica, la totalidad de especies reportada para las áreas llanas de esta finca es de por sí más alta que la registrada para los mogotes (158 spp.), lo que fortalece aún más estas observaciones. En este contexto, se debe hacer la salvedad de que al menos el estudio ecológico hace hincapié en que solo reportaron las especies “predominantes” del área, lo que implica que el mismo no tenía contemplado documentar la totalidad de la flora que ocurre en estas áreas (ACT 2002a). Aun así, aunque las diferencias entre estos trabajos y sus objetivos queda estipulada, resulta claro que en conjunto esta información apoya la tesis de que la biodiversidad florística a afectarse por la construcción de dicha autopista es significativamente más alta que la reportada en la totalidad de estudios ambientales asociados a esta DIA-PA como también la reportada por nuestros esfuerzos.

Es de esperarse que mucho de los trabajos de carácter taxonómico para esta región estén relacionados a los estudios de flora y fauna requeridos por las agencias gubernamentales a la hora de otorgar permisos de construcción. Una de las razones por la cual algunos de estos trabajos podrían ser más eficientes a la hora de documentar la flora que ocurre en estos

lugares lo es, de manera indirecta, la limitada escala espacial que estos poseen (e.g., Tierra Linda Consultores 2008). En este sentido, es posible que los inventarios en áreas naturales de pequeña extensión sean más costo-efectivos y con gran probabilidad menos susceptibles a gestiones burocráticas extensas. De ser así, estos esfuerzos tendrían el potencial de producir cifras de biodiversidad más certeras a las observadas en otros proyectos de mayor extensión, siempre y cuando dichos inventarios: 1) sean realizados por personas con entrenamiento en taxonomía de plantas, y 2) utilicen protocolos de muestreo adecuados, que a la vez sean aplicados de manera apropiada. Sin embargo, aunque estos planteamientos posean alguna validez, estos quedan, en el contexto del presente trabajo, como temas de investigación futura ya que los mismos requieren un análisis más detallado el cual no es provisto aquí.

Asumiendo que los altos costos, el consumo excesivo de tiempo, y los prolongados procesos burocráticos asociados a proyectos de gran envergadura sean en última instancia factores determinantes que expliquen por qué los trabajos de documentación taxonómica comisionados para los mismos capturen solo una limitada porción de la increíble biodiversidad que ocurre en estas áreas, se sugiere que la información generada en esfuerzos asociados a proyectos de limitada escala espacial (e.g., Tierra Linda Consultores 2008), que también coinciden geográficamente con otros proyectos en consideración de escala mayor (e.g., Alternativa A, Corredor Hatillo-Aguadilla), complementen los procesos de documentación biológica de estos últimos. Como hemos expuesto, en términos comparativos, estos trabajos podrían poseer una mayor resolución taxonómica y espacial, y por tanto, tendrían el potencial de proveer una mejor imagen de la verdadera biodiversidad que se encuentra en estas áreas. Entonces, uno de los primeros pasos que las agencias reguladoras deben realizar al evaluar este tipo de proyectos es recopilar la

información que fue generada con anterioridad como parte del proceso de evaluación de estos otros proyectos de menor escala. De ser realizadas, estas acciones no solo resultarán en un mejor conocimiento de la biodiversidad a afectarse, sino que también permitirá a estas agencias estar mejor informadas a la hora de tomar decisiones. De forma complementaria, el uso de esta información por parte de las compañías o agencias proponentes de proyectos podría redundar en beneficios económicos a estas ya que tendrían a su disposición una información biológica base que podrían tomar en cuenta antes de llevar a cabo la contratación de especialistas.

En este trabajo también hacemos mención de siete especies que no poseen una designación especial a nivel federal o estatal, pero que si han sido resaltadas como elementos que ameritan algún grado de protección (Trejo-Torres et al., no publicado; WCMC 1998). Sugiero se realicen los estudios ecológicos correspondientes para determinar el estado actual de estas especies en las áreas que podrían afectarse por las actividades de deforestación asociadas a cualquiera de las alternativas propuestas para el Corredor Hatillo-Aguadilla. Por otro lado, fueron precisamente el enfoque de este estudio, el poco tiempo dedicado a los inventarios y la omisión de áreas escarpadas durante el recorrido las tres principales razones por las cuales encontramos pocas especies raras y ninguna legalmente protegida. Es precisamente la rareza de estas especies lo que hace difícil su detección y lo que explica porque los esfuerzos para tratar de detectarlas sean tan enfocados y tan onerosos en términos de tiempo de búsqueda y recursos económicos. Esta situación la ilustra claramente el estudio en preparación de plantas raras del Karso Norteño por Trejo-Torres y colaboradores. En este trabajo, los investigadores indican que la búsqueda de especies raras para la confección de su documento consumió un promedio de 750 horas por investigador, lo que evidencia la gran cantidad de tiempo y energía que hay

que dedicar para encontrar estas especies. Este hecho también se desprende de la misma evaluación biológica del proyecto, la cual indica que se dedicó un total de 51 días para los distintos estudios de campo relacionados a la evaluación biológica de la Alternativa A (y la Alternativa B [ver ACT 2002b]). Además, como mencionamos anteriormente, una gran porción de estas especies se conoce de algunos pocos individuos que se encuentran mayormente en áreas accidentadas, las mismas que por razones de seguridad fueron eludidas durante el recorrido. En conjunto, las 17 especies de plantas legalmente protegidas que fueron encontradas en las áreas muestreadas para la evaluación biológica (ACT 2002b), las 5 especies protegidas con potencial de ocurrencia moderado que aparecen el mismo estudio, las 26 especies protegidas en áreas aledañas al proyecto (ACT 2002a) y las siete especies que reportamos en este esfuerzo confirman el extraordinario valor que tiene el karso norteño en términos de proveer hábitat a especies de alto valor ecológico. Las especies protegidas con “potencial de ocurrencia alto” son equivalentes a las 17 especies protegidas que reporta la evaluación biológica (ACT 2002b) como observadas en las áreas muestreadas. Para evitar repetición, decidimos no incluir estas especies en estas cifras.

Por último, resulta lamentable, desde la perspectiva de la conservación de recursos naturales en Puerto Rico, la poca atención que reciben los elementos biológicos comunes en nuestros ecosistemas. En este sentido, es precisamente la ubicuidad de estas especies la mayor amenaza para su subsistencia. Es decir, cuando una especie es catalogada como común, se asume como mínimo el riesgo de que estas se tornen raras. El consecuente descuido de estas especies por parte de los esfuerzos de conservación puede provocar en algunos casos la eventual merma en las poblaciones de estas especies debido a factores como el cambio climático y la deforestación. Este fenómeno

no se limita a Puerto Rico. De hecho, varios esfuerzos han abogado por un cambio en los paradigmas de conservación para que tomen en cuenta estos aspectos (Gaston 2010, Lindenmayer et al. 2011). Nuestro trabajo representa en este sentido un paso más a favor de garantizar que las especies que hoy son de común ocurrencia en el karso norteño continúen siendo comunes.

CONCLUSIÓN

Si consideramos únicamente las especies protegidas en la evaluación biológica (ACT 2002b), las especies en el estudio ecológico (ACT 2002a), el inventario de Tierra Linda Consultores (2008) y nuestros inventarios rápidos, y después de haber eliminado especies repetidas entre estas listas, vemos que el total mínimo de especies de árboles y plantas que ocurren en las 505 hectáreas a verse afectadas por la construcción de la Alternativa A del Corredor Hatillo-Aguadilla es 445 especies. Esto representa más del doble del total de especies registradas en los documentos de la DIA-PA de este proyecto.

Estas observaciones, junto con el resto de los hallazgos presentados en este trabajo, nos permiten realizar dos últimos planteamientos a manera de conclusión. El primero, que los inventarios biológicos que se realizan como parte de los procesos de evaluación de proyectos de infraestructura en distintas áreas del karso norteño presentan en muchas ocasiones una imagen pobre de la verdadera biodiversidad que estas áreas albergan. Múltiples factores pueden estar asociados a esto. Por ejemplo, es posible que los estatutos federales relacionados a la preparación de las declaraciones de impacto ambiental no requieran inventarios detallados de la biodiversidad presente en los lugares a impactarse. Esto podría explicar porque el estudio ecológico discutido en el presente trabajo (ACT 2002a) se limitaba a reportar las especies “predominantes” en estas áreas. Otro

factor limitante podría ser el área espacial, ya que es posible que en algunos casos exista una relación inversamente proporcional entre el área y complejidad que comprenden los proyectos de infraestructura y la capacidad de capturar una porción suficientemente representativa de la biodiversidad que existe en estas áreas. Si reconocemos que este tipo de situación puede ocurrir con algún grado de regularidad, resulta lógico concluir que existen ocasiones en que la aprobación de proyectos de infraestructura por parte de las agencias reguladoras ocurre sin estas contar con un conocimiento razonable de la verdadera biodiversidad que existe en estas áreas. Esta situación, además de penosa, representa una amenaza latente a la protección de nuestra flora y fauna, y por consiguiente, a la conservación de nuestros recursos naturales. Finalmente, considero que es responsabilidad de las agencias gubernamentales agotar los recursos en su haber para considerar toda la información biológica disponible de estas áreas y tomar decisiones basadas la totalidad de esta información. Solo así las agencias podrán cumplir cabalmente con el mandato constitucional de procurar la más eficaz conservación de los recursos naturales de la isla (Estado Libre Asociado de Puerto Rico 1952). Por su parte, la ciudadanía, particularmente la que se ve afectada de inmediato por estos proyectos, tiene el deber urgente de mantenerse informada e involucrarse en los procesos participativos relacionados a estos. Solo siendo fieles a estas responsabilidades y deberes podremos garantizar que la increíble biodiversidad que se encuentra en los ecosistemas forestales de Puerto Rico pueda ser conservada a perpetuidad.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente a todas las personas y organizaciones que nos ayudaron durante la preparación y realización del Transecto. Waldemar Alcobas, uno de los participantes de esta iniciativa, preparó todos los mapas aquí presentados y realizó el análisis

espacial de cobertura de terrenos. Agradezco a los otros cinco participantes de esta iniciativa: Miriam Toro, Mariana Roca, Joaquín Octavio, Marayda Cabrera y Benjamín Curet, por la ayuda que me ofrecieron durante la recolección de los datos aquí presentados. Gracias a los colegas Marcos A. Caraballo Ortiz y Jorge Carlos Trejo-Torres por su ayuda en la identificación de especies y por sus útiles comentarios al manuscrito. Ariel Lugo revisó el manuscrito y proveyó sugerencias valiosas. Dedico este trabajo a los residentes de las comunidades que se encuentran a lo largo de la propuesta Alternativa A del Corredor Hatillo-Aguadilla.

LITERATURA CITADA

- Acevedo-Rodríguez P., and F.S. Axelrod. 1999. Annotated checklist for the tracheophytes of Río Abajo forest reserve, Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science* 35:265-285.
- Álvarez-Ruiz M., P. Acevedo-Rodríguez, and M. Vázquez. 1997. Quantitative description of the structure and diversity of the vegetation in the limestone forest of Río Abajo, Arecibo-Utuado, Puerto Rico. *Acta Científica* 11:21-66.
- Autoridad de Carreteras y Transportación de Puerto Rico (ACT). 2002a. Estudio de Flora y Fauna. Corredor Hatillo-Aguadilla. <http://www2.pr.gov/agencias/jca/Documents/Forms/AllItems.aspx?RootFolder=%2Fagencias%2Fjca%2FDocuments%2FDocumentos%20Ambientales%2F2007%2FPreliminar%2FCorredor%20Hatillo%20-%20Aguadilla%20%20Hatillo%20-%20JCA-07-0014&FolderCTID=0x0120001BEBAFBDF6A01A44BDF74BA7DF4E6267&View=%7B193518FA-9465-46AF-89C5-648AA5DB607F%7D> (Ultima visita: Mayo 9, 2015).
- Autoridad de Carreteras y Transportación de Puerto Rico (ACT). 2002b. Evaluación Biológica del Corredor Hatillo-Aguadilla. <http://www2.pr.gov/agencias/jca/Documents/Forms/AllItems.aspx?RootFolder=%2Fagencias%2Fjca%2FDocuments%2FDocumentos%20Ambientales%2F2007%2FPreliminar%2FCorredor%20Hatillo%20-%20Aguadilla%20%20Hatillo%20-%20JCA-07-0014&FolderCTID=0x0120001BEBAFBDF6A01A44BDF74BA7DF4E6267&View=%7B193518FA-9465-46AF-89C5-648AA5DB607F%7D> (Ultima visita: Mayo 9, 2015).

- Autoridad de Carreteras y Transportación de Puerto Rico (ACT). 2010. Declaración de Impacto Ambiental Preliminar Actualizada (DIA-PA). (http://www.dtop.gov.pr/pdf/CH-A-2010_Capitulos_1-4.pdf) (Última visita: Mayo 9, 2015).
- Caraballo-Ortiz, M.A. 2013. Rediscovery of *Arrabidaea chica* (Bignoniaceae) and *Entada polystachya* var. *polyphylla* (Fabaceae) in Puerto Rico. *Phytotaxa* 125:53-58.
- China, J.D. 1980. The forest vegetation of the limestone hills of northern Puerto Rico. PhD. Dissertation. Ithaca, Cornell University.
- Ciudadanos del Karso (CDK). 2010. COMUNICADO: Gobierno arremete de nuevo contra conservación del Karso. <http://carmeloruiz.blogspot.com/2010/09/el-gobierno-contra-el-karso.html> (Última visita: Mayo 9, 2015).
- Cowardin, L.M, V., Carter, F.C. Golet, and E.T. LaRoe. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. FWS/OBS-79/31. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Estado Libre Asociado de Puerto Rico. 1952. Constitución del Estado Libre Asociado de Puerto Rico.
- Ewel, J.J., and J.L. Whitmore. 1973. The ecological life zones of Puerto Rico and the US Virgin Islands. Forest Service Research Paper ITF-18. Institute of Tropical Forestry, USDA Forest Service, Río Piedras, PR.
- Gann, G. D., and K. A. Bradley. 2006. Floristic assessment of the Northern Karst Belt of Puerto Rico: phase three, final report. The Institute for Regional Conservation and The International Institute of Tropical Forestry, United States Department of Agriculture, Forest Service, Río Piedras, Puerto Rico.
- Gaston, K.J. 2010. Valuing common species. *Science* 327:154-155.
- Gould, W.A., C. Alarcón, B. Fevold, M.E. Jiménez, S. Martinuzzi, G. Potts, M. Quinones, M. Solórzano, and E. Ventosa. 2008. The Puerto Rico Gap Analysis Project. Volume 1: Land cover, Vertebrate Species Distributions, and Land Stewardship. Gen. Tech. Rep. IITF-GTR-39. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, International Institute of Tropical Forestry, Río Piedras, PR, 165 pp.
- Gould, W.A., M. Quiñones, M. Solórzano, W. Alcobas, and, C. Alarcón. 2011. Protected natural areas of Puerto Rico. 1:240,000. IITF-RMAP-02. Río Piedras, PR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, International Institute of Tropical Forestry.
- Lindenmayer, D.B., J.T. Wood, L. McBurney, C. MacGregor, K. Youngentob, and S.C. Banks. 2011. How to make a common species rare: A case against conservation complacency. *Biological Conservation* 144:1663-1672.
- Lugo, A.E., L. Miranda Castro, A. Vale, T del Mar. López, E. Hernández Prieto, A. García Martinó, A. R. Puente Rolón, A.G. Tossas, D.A. McFarlane, and T. Miller. 2001. Puerto Rican Karst – a vital resource. United States Department of Agriculture. Forest Service. General Technical Report WO-65.
- Monroe, W.M. 1976. The karst landforms of Puerto Rico. U.S. Geological Survey Professional Paper 899. Washington, DC: U.S. Government Printing Office. 69 pp.
- Mujica-Ortiz, B., and M. Day. 2001. Karst conservation and protected areas in northern Puerto Rico. *Caribbean Geography* 12:11-23.
- Picó R. 1950. The geographic regions of Puerto Rico. Río Piedras, PR, University of Puerto Rico Press. 256 pp.
- Rivera, L.W., and T.M. Aide. 1998. Forest recovery in the karst region of Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 108:63-75.
- Tierra Linda Consultores. 2008. Estudio de Flora y Fauna. Palacete los Moreau, Barrio Aceituna, Municipio de Moca, Puerto Rico. 31 pp. http://www2.pr.gov/agencias/jca/Documents/Documentos%20Ambientales/2012/Final/Palacete%20Moreau%20-%20Moca%20-%20JCA-08-0014/archivo%2025_apedice%20E.pdf (Última visita: Julio 7, 2015).
- Trejo-Torres, J.C., M.A. Caraballo-Ortiz, H. Marcano-Vega. (inédita). Compendio de plantas raras del Karso Norteño de Puerto Rico. Reporte final de investigación. Instituto Internacional de Dasonomía Tropical, Servicio Forestal – Departamento de Agricultura de los Estados Unidos & Ciudadanos del Karso, Inc, San Juan, Puerto Rico. 290 pp.
- Vale, A. 1998. El karso en Puerto Rico, *Ambiente* 2:123-127.
- World Conservation Monitoring Centre. 1998. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. www.iucnredlist.org.

RETORNO AL FUTURO: EL YUNQUE Y LA FAUNA PERDIDA DE PUERTO RICO

Francisco Watlington Linares
Universidad de Puerto Rico, Río Piedras

RESUMEN

El Yunque es la mayor reserva forestal de Puerto Rico. Es manejada por el gobierno de Estados Unidos siguiendo una política pública conservadora que no ha reconocido la deseabilidad de restaurar la fauna perdida por el desgaste ambiental antropocéntrico. Se propone un desglose de especies apropiadas para la reintroducción a fin de rehabilitar la biodiversidad del bosque más críticamente importante del país.

ABSTRACT

El Yunque is the largest forest reserve of Puerto Rico. It is managed by the United States government following a conservative public policy that has not recognized the desirability of restoring a faunal community lost by anthropic environmental attrition. A description of appropriate species for reintroduction is herein proposed toward rehabilitation of biodiversity of the island's most critically important forest.

INTRODUCCIÓN

El Yunque es el mayor bosque de Puerto Rico y el mejor custodiado por estar encomendado al gobierno federal como legado del gobierno español. El Yunque comprende unas 11,100 hectáreas de terreno. Protegido en parte desde 1876 por el gobierno español, contiene remanentes de vegetación primaria imperturbada (López marrero y Villanueva Colón 2006). Ambas administraciones concibieron El Yunque como reserva forestal de árboles maderables. Con el tiempo reconocieron su valor como fuente de agua potable y refugio de vida silvestre. Sin embargo, el perdurable régimen colonial impone criterios de manejo propios de una ideología atávica que impide la restauración biogeográfica de la fauna perdida de Puerto Rico.

ESPECIES A CONSIDERAR

El caso más notorio es la renuencia de restituir la última especie en extinguirse, el cuervo de collar blanco (*Corvus leucognaphalus*) desaparecido a mediados del siglo pasado y fácil de reintroducir de la República Dominicana donde también son nativos.

El rotundo éxito del aviario Vivaldi en Río Abajo, Arecibo, del Departamento de Recursos Naturales y Ambientales (DRNA) en restaurar al estado silvestre la cotorra jíbara (*Amazona vittata*) hace innecesario las costosas facilidades de aviario y laboratorio federal destinados a rescatarla. El desdichado proyecto mantiene las apariencias con subsidios de pichones de Río Abajo. (Watlington 2008).

Otro caso de fácil resolución es el de la tortuga terrestre de patas rojas (*Geochelone*

carbonaria). Nativa de Venezuela, habría sido introducida por los indígenas y sigue naturalizada en Islas Vírgenes y otras Antillas Menores. Es reproducida en Estados Unidos e importada legalmente para el mercado de mascotas. Su dieta herbívora incluye plantas, frutas, carroña, y hasta excremento de animales. Bastaría la iniciativa de algún grupo ambientalista para reintroducirla.

Algunas especies de mamíferos cuadrúpedos arbóreos y terrestres que fueron elementos notables de la antigua fauna puertorriqueña todavía abundan en Suramérica y podrían ser objeto de introducción planificada. Se destaca el perezoso “de dos dedos” (*Choloepus hoffmanni*), o sea de dos garras por brazo con los que trepa y se sujeta de las ramas de su árbol favorito, el yagrumo (*Cecropia peltata*) cuyas hojas lo alimentan. Es tan manso que en Venezuela los mantienen como mascotas virtuales en parques y plazas urbanas. Son muy aseados, bajando semanalmente de su árbol residencial para depositar sus carrutas de excremento al pie del mismo. Su presencia en la Isla antecede por millones de años la de los aborígenes que acabaron con ellos.

La formación Juana Díaz de Yauco confirma en su estratigrafía la existencia del perezoso *Acratocnus*, casi idéntico en tamaño y anatomía al *Choloepus* moderno. Su presencia en el Oligoceno temprano, 30 a 35 millones de años antes del presente lo convierte en el primer mamífero cuadrúpedo terrestre en colonizar la Isla. De aquí llegaría por balsa a las demás Antillas Mayores evolucionando a formas de mayor tamaño hasta llegar a Norteamérica donde derivó en especies gigantescas que emigraron a Suramérica cuando se conectaron por Panamá ambos continentes.

Diversos géneros de roedores caviomorfos terrestres de la América tropical fueron endémicos o naturalizados en el Puerto Rico prehistórico (Watlington 2003). El más conocido

es la jutía (*Isolobodon portoricensis*), especie domesticada en La Española e introducida por los aborígenes a la Isla donde se asilvestraron. Su tamaño apetecible adulto de sobre 2 kg (5 lbs) lo condenaron a la cacería que acabaría con ellos a comienzos del siglo pasado. El rol ecológico que habría realizado es la dispersión de semillas de árboles frutales y palmas que almacenaban enterrándolas y luego olvidaban. Sus parientes más cercanos del mismo porte y hábitos son los agutíes de Suramérica y las jutías caprómidas de Cuba. En los parques urbanos del continente los mansos animalitos mendigan migajas de los visitantes con el beneplácito de las autoridades pues contribuyen al aseo público.

A todas luces las ratas espinosas suramericanas llegaron a la Isla en canoas aborígenes. Cumplían las mismas funciones ecológicas que las ratas euroasiáticas que las desplazaron. Se cebaban en las hortalizas para acabar en el puchero indígena. Aunque la taxonomía tradicional le adscribía nomenclatura endémica, un estudio reciente integra la nativa a la especie suramericana (*Proechimys semispinosus*) más común (Watlington Linares 2007). No está claro si realmente se ha extinguido, pues hay indicios de poblaciones remanentes en islitas periferales. Cualquiera puede distinguirlas de las ratas comunes actuales sobándolas para sentir sus finas espinas.

El roedor caviomorfo endémico más grande (sobre 10 kg) que hubo en la Isla lo fue el castor puertorriqueño, que habitó los humedales, ríos y quebradas del país incluyendo El Yunque. Se estima que el antepasado de *Elasmodontomys obliquus* llegó por la corriente ecuatorial del Atlántico norte en balsa de vegetación expulsada por el paleo-río Niger hace más de 25 millones de años cuando la separación entre África y América era la mitad de lo que es actualmente. Sus osamentas aparecen en depósitos paleontológicos pero escasean en yacimientos aborígenes tardíos, lo que supone una temprana extinción a manos de los primeros humanos en llegar al país.

Por extraño que parezca, existen algunas especies de roedor caviomorfo de tamaño y biogeografía similar al castor endémico extinto. Uno es el capibara (*Hydrochaeris*), herbívoro de los pantanales descampados. El otro es el coypu (*Myocastor coypus*), la única especie de la familia de jutías caprómidas antillanas nativa de Suramérica.

Existen varias especies de roedor caviomorfo de tamaño y biogeografía similar al castor endémico extinto. El de afinidad más ancestral podría ser el coypu, la única especie de la familia de jutías caprómidas antillanas nativa de Suramérica y translocada por humanos a Estados Unidos, Europa, Asia y África (Macdonald 2006; Felipe 2008). En el viejo mundo ha sido domesticado por la calidad de su piel, donde poblaciones cimarronas se han naturalizado con mucho éxito. De los caprómidos antillanos que aún existen se destacan las jutías grandes de Cuba con peso adulto de 8.5 kg (casi 20 lbs). La mayor y más común es la jutía conga (*Capromys pilorides*) con subespecies que prefieren merodear los cursos de agua en áreas de bosques. Del mismo tamaño es la jutía arbórea de rabo prehensil (*Mysateles prehensele*). Ambas especies son mansas vegetarianas con suplemento de insectos y lagartijas ocasionales y domesticables. Los roedores caviomorfos producen un pequeño número de crías precociales. Nacen con ojos abiertos, pelambre adolescente y hábiles al caminar. Aunque la madre los lacta por un tiempo, si un humano interviene para alimentarlos lo aceptan como nodriza y se domestican por improntación.

El caviomorfo continental más prometedor, aparte del coypu, como reemplazo del castor boricua es sin duda la paca (*Agouti paca*) cuyos adultos promedian 13 kg (más o menos 30 lbs). Es el roedor de caza más apreciado por su carne que se compara con la de ternera. Vegetariano, hace sus madrigueras en las márgenes de riachos y quebradas en los bosques. Animal manso, fácilmente domesticable por improntación aunque no es muy prolífico.

De antigüedad comparable al castor criollo es el pequeño carnívoro *Nesophontes edithae*, que habría llegado desde África occidental balseando para la misma época sino antes. Pertenece a la orden Tenrecoidea con las musarañas-nutrias de África occidental (*Potomogale velox*) y Madagascar (*Limnogale mergulus*). Ambas especies son tan pequeñas como el *Nesophontes* de aquí (300 a 950 g) y viven en cursos y cuerpos de agua dulce donde se alimentan de insectos, sapos, moluscos, cangrejos, peces y camarones. En sus regiones de origen se ven amenazados por el desmonte y la contaminación de las aguas.

El último mamífero terrestre de la fauna perdida de Puerto Rico es el más problemático de confirmar porque la evidencia de su existencia es circunstancial. La presencia de monos neotropicales (platirrinos) en todas las Antillas Mayores menos la Isla ha sido comprobada para la misma época en el Mioceno, hace 26 millones de años, que aparecieron en Suramérica, proveniente sin duda de África por el mismo corredor que balsearon los roedores y musarañas. ¿Pasaron de largo la Isla, la primera recalada firme de la corriente ecuatorial del Atlántico norte?

¿O se trata de prospección paleontológica y arqueológica deficiente? Presumiendo lo último, hay razones de peso para postular la necesidad de tener especies de monos inofensivos de América que ocupen la vacante biogeográfica amenazada por los problemáticos Rhesus asiáticos (*Macaca mulatta*) con una población cimarrona naturalizado en el oeste de la Isla.

Los monos neotropicales, o sea de América, son vegetarianos, alimentándose mayormente de frutas, hojas, nueces y resinas (Macdonald 2006). Con una excepción todas las especies son de hábitos diurnos, fáciles de observar y manejar. Los de mayor tamaño son los aulladores del género *Alouatta* (hasta 8 kg. ó 15 lbs) con especies desde el sur de México hasta la gran cuenca amazónica. Sus rugidos

mantienen la separación territorial de sus clanes y facilita su localización. La mitad de su alimentación es el follaje tierno de árboles y el resto frutas y sabandijas. Curiosamente, el presumible ancestro de las especies de tierra firme continental lo sería el *Paralouatta* del Mioceno de Cuba.

Los monos capuchinos del género *Cebus* (2 a 4 kg. 5 a 6 lbs) son los más inteligentes y versátiles de los primates americanos. Utilizan herramientas rudimentarias para obtener la mayor diversidad de alimentos de cualquier otro mono neotropical. Su amplia distribución es compartida en alianza mutualista con el asustadizo monito ardilla (*Saimiri sciureus*) que pesa entre 600 gr y 1.4 kg (1 a 2 lbs). Bandas de cada especie comparten la búsqueda de alimentos, sirviendo los *Saimiri* de centinelas que aprovechan los bocadillos expuestos por los capuchinos. El consorcio de ambas especies ocuparía la vacante biogeográfica de los primates y sería fácil establecer. Interessantemente, el ancestro de los monos ardillas modernos podría haber sido el *Antillothrix* de La Española del Mioceno.

Ya existe una presumible especie endémica de mono ardilla naturalizada en Puerto Rico. La nueva especie criolla surgió de un incidente a principios de la década de 1970 en el Centro de Primatología de la Universidad de Puerto Rico en Sabana Seca, Toa Baja. Aunque protegido por una cadena de mogotes impenetrables en un rincón cercado de la base naval, los laboratorios del Centro fueron escalados en horas no laborables por vándalos que no contentos con el robo de equipo abrieron las jaulas exteriores de los monos Rhesus y ardillas residentes permitiendo su fuga. Al día siguiente los científicos se toparon con una escena insólita. Los inteligentes Rhesus esperaban impassibles su desayuno dentro de las abiertas jaulas. Los monitos ardilla por el contrario habían huido en masa a la libertad de los mogotes atizados por su instinto básico.

Aquí comienza una épica evolución biogeográfica. Resulta que los monitos en fuga pertenecían a dos subespecies distintas de *Saimiri*, diferenciables por su apariencia. *Saimiri sciureus* provenía de Guayana y es nativa de la mayor parte del norte de Suramérica. Al extremo oeste de la misma región en el piedemonte andino es parapátrica con *S. oerstedii*, la otra especie fugitiva con la que es interfértil.

Evidentemente ambas especies, o si se prefiere subespecies, se acomodaron a la vida compartida y se hibridaron. La selección ambiental y sexual se encargó de generar la población actual observada por los primatólogos del Centro. Casi medio siglo de naturalización ha consolidado el endémico *Saimiri portoricensis* a despecho del atavismo paradigmático colonial que niega su existencia por las autoridades federales y sus edecanes estatales. Nuestro monito ardilla debe ser translocado de su “isla” de mogotes a El Yunque donde cumpliría su destino en el remplazo de la fauna perdida.

LITERATURA CITADA

- Felipe, A.E. 2008. “El coipo (*Myocastor coypus*), un roedor sudamericano muy explotado pero poco conocido” (www.biologia.org. 2015).
- López Marrero T., y N. Villanueva Colón. 2006. Atlas Ambiental de Puerto Rico. Ed. U.P.R.
- Macdonald, D. ed. 2006. The Encyclopedia of Mammals. London, Brown Reference Grp.
- Watlington, F. 2003. “The physical environment: biogeographical teleconnections in Caribbean prehistory”. En Sued-Badillo, J. ed. General History of the Caribbean, Vol. I, Autochthonous Societies, 30-92. London: UNESCO Publishing.
- Watlington Linares, F. 2008. “La última iwaka de Palo Hueco: crónica de las cotorras jíbaras de Puerto Rico”. Revista Cayey 85(4):15-33.
- Watlington Linares, F. 2007. “Presuntos implicados: ratas y mangostas ¿plagas ecológicas?” Acta Científica 21(1-3):53-60.

ACTA CIENTÍFICA is the multidisciplinary journal of the Puerto Rico Science Teachers Association. ACTA publishes research papers in any scientific field, i.e. physics, chemistry, biochemistry, botany, zoology, ecology, biomedics, medicine, behavioral psychology, or mathematics. An article describes a complete definite study, Notes describe a complete project, are shorter, and usually refer to original findings or important modifications of previously described techniques. Essays discuss general scientific problems but are not based on original experimental results. Reviews discuss the most recent literature on a given subject.

Manuscripts should be sent in by mail or email to the Editor, who will submit them for review to a referee in the field of science involved. Acceptance of papers will be based on their scientific content and presentation of material according to ACTA's editorial norms. Manuscripts can be presented in English or Spanish. Papers submitted for publication should be concise and appropriate in style and use of abbreviations. Submission of a manuscript implies it has not been published nor is being considered for publication by any other journal.

Ariel E. Lugo Editor
Acta Científica
International Institute of Tropical Forestry
USDA Forest Service
1201 Ceiba St., Jardín Botánico Sur
Río Piedras, PR 00926-1119
alugo@fs.fed.us

In order to ensure due consideration to each manuscript, authors are advised to consult the following INSTRUCTIONS TO AUTHORS.

- Manuscripts should be accompanied by a summary in Spanish and an abstract in English, double-spaced and on separate pages, headed by the complete title of the paper translated into English/ Spanish in each case. The title should be informative and short, generally no longer than 12 words; a shorter title (no more than 40 letters) in the paper's original language should be included for use as a running head. Use of keywords to describe the article is recommended.
- Literature cited should be in the style used in the journal Ecology.
- Figures and photos should be identified on the reverse side by sequential number, first author's name, and manuscript title. A list of figures with corresponding legends should be typed double-spaced on separate pages.
- Tables should be typed double-spaced, presented on separate pages, numbered consecutively, have a short title, and be precise. Do not repeat the same material in figures and tables.
- Figures and tables should not be embedded in the text but should be presented as separate files.
- Authors should use the metric system for their measurement. Consult the International System of Units (SI) as a guide in the conversion of measurements. When preparing text and figures, note in particular that SI requires: (1) the use of the terms "mass" or "force" rather than "weight"; (2) when one unit appears in a denominator, use the solidus (e.g. g/m²); for two or more units in a denominator, use one solidus and a period (e.g. g/m².d); (3) use the capital "L" as the symbol for litre.
- Assemble the parts of the manuscript in this order: title page, abstract, text, acknowledgements, literature cited, appendices, tables, figure legends, and figures. Number all pages.
- We recommend authors accompany the manuscript text with a list of all appendices, figures, photos, tables, etc.

ACTA provides authors with 25 reprints of each article and a .pdf, free of cost. Additional reprints can be ordered at the time of receiving the galleys.

The Editor is responsible for unsigned comments and editorials. The Science Teachers Association of Puerto Rico does not necessarily agree with any opinions expressed in ACTA nor do these opinions represent those of any individual member. Readers are cordially invited to make comments by sending letters to the Editor. This journal serves no commercial interest and does not provide economic benefit to its editors.

Acta Científica

ASOCIACIÓN DE MAESTROS DE CIENCIA DE PUERTO RICO

ACTA CIENTÍFICA es la revista multidisciplinaria de la Asociación de Maestros de Ciencia de Puerto Rico. ACTA considera para su publicación, trabajos originales en cualquier área de la ciencia, a saber, física, química, bioquímica, zoología, botánica, ecología, biomédica, medicina, ciencias terrestres, ciencias atmosféricas, psicología del comportamiento, tecnología farmacéutica o matemáticas. Un artículo describe un estudio completo y definitivo. Una nota es un proyecto completo, pero más corto, que se refiere a hallazgos originales o importantes modificaciones de técnicas ya descritas. Un ensayo trata aspectos relacionados con la ciencia, pero no está basado en resultados experimentales originales. Una revisión es un artículo que comenta la literatura más reciente sobre un tema especializado.

Los manuscritos deben ser enviados en triplicado al Editor, quien los someterá a revisión crítica de revisores en área de ciencia concernida. La aceptación de trabajos debe ser escritos en español e inglés. El requisito de manuscritos enviados para publicación que el mismo no es ni ha sido presentado a otra revista científica. Contribuciones a la revista deberán ser dirigidas al Editor.

Ariel E. Lugo
Editor Acta Científica
Instituto Internacional de Dasonomía Tropical
Servicio Forestal
Calle Ceiba 1201 Jardín Botánica Sur
Río Piedras, Puerto Rico 00926-1119
alugo@fs.fed.us

Para asegurar la consideración de su manuscrito, se aconseja prepararlo de acuerdo a las siguientes INSTRUCCIONES PARA AUTORES:

- Los trabajos deben ir acompañados de un resumen en español y un abstract en inglés, escrito a doble espacio y en hojas separadas, encabezadas por el título completo del trabajo traducido al español y al inglés en cada caso. El título debe ser informativo y corto, generalmente no más de 12 palabras. El autor debe indicar un título más breve (no más de 40 letras), en el mismo idioma del trabajo, para ser utilizado como encabezamiento de cada página (running head).
- Las figuras y las fotografías deben identificarse en el reverso a lápiz con el número que le corresponde, el nombre del primer autor y título del trabajo. Debe presentarse una lista de figuras junto con las leyendas de cada una, mecanografiadas a doble espacio en hojas separadas del artículo.
- Las tablas deben: mecanografiarse a doble espacio, presentarse cada tabla en hojas separadas, consecutivamente, tener un título breve, y ser precisas. No deben repetir material en tablas y en figuras.
- Los autores deben usar el sistema métrico para sus medidas. Consúltese el Sistema Internacional de Unidades (SI) como guía en la conversión de sus medidas. Al redactar texto y preparar figuras, nótese que el sistema internacional de unidades requiere: (1) el uso de términos masa o fuerza en vez de peso; (2) cuando una unidad es expresada en denominador, se debe utilizar el sólido (g.g., g/m²); para dos o más unidades en un denominador, use el sólido y un decimal (e.g., g/m² .d); y, (3) use la "L" como el símbolo de litro.
- Compagine las partes de su manuscritos en este orden: página de título, abstracto, texto, agradecimiento, literatura citada, anejos, tablas, leyendas de figuras, y figuras: Enumere todas las páginas.

En general recomendamos a los autores acompañar el texto del trabajo con una lista de todos los anejos, figuras, fotografías, tablas, etc.

ACTA proveerá 25 separatas de cada artículo libre de costo. El autor principal recibirá las separatas y podrá ordenar copias adicionales al momento de devolver las pruebas de galeras.

El editor es responsable de los comentarios y editoriales que aparezcan sin firma. Las opiniones expresadas no son necesariamente aquellas de la Asociación de Maestros de Ciencia de Puerto Rico, ni obligan a sus miembros. Los lectores están cordialmente invitados a expresar sus opiniones en la sección Cartas al Editor. Esta revista no tiene propósitos comerciales y no produce beneficio económico alguno a sus editores.
