



# HERRAMIENTA PARA LA GESTIÓN DE ÁREAS AFECTADAS POR INVASIONES BIOLÓGICAS EN COLOMBIA

Juliana Cárdenas-Toro, María Piedad Baptiste E., Wilson Ramírez, Mauricio Aguilar-Garavito (Editores)





# HERRAMIENTA PARA LA GESTIÓN DE ÁREAS AFECTADAS POR INVASIONES BIOLÓGICAS EN COLOMBIA



**Matandrea, *Hedychium coronarium***  
MAURICIO AGUILAR-GARAVITO

Juliana Cárdenas-Toro  
María Piedad Baptiste E.  
Wilson Ramírez  
Mauricio Aguilar-Garavito  
(Editores)









**Matandrea florecida y hospederos**  
MAURICIO AGUILAR-GARAVITO

Todos los derechos reservados. Se autoriza la reproducción y difusión del material contenido en este documento para fines educativos u otros fines no comerciales sin previa autorización de los titulares de los derechos de autor, siempre que se cite claramente la fuente.

Se prohíbe la reproducción de este documento para fines comerciales.

**RESPONSABILIDAD:** Las denominaciones empleadas y la presentación del material en esta publicación no implica la expresión de opinión o juicio alguno por parte del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Así mismo las opiniones expresadas en esta publicación no representan necesariamente las decisiones o políticas del Instituto, ni la citación de nombres o procesos comerciales constituyen un aval de ningún tipo.

© Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2015.

Los textos pueden ser citados parcial o totalmente citando la fuente.

CONTRIBUCIÓN IAVH 514

REVISIÓN TÉCNICA

Silvia R. Ziller, Directora para Latinoamérica del Global Invasive Species Programme (GISP)

William G. Vargas, Investigador Fundación Paisajes Rurales

REVISIÓN DE TEXTOS

Ana María Rueda, Editora Instituto Humboldt.

FOTOGRAFÍA

Claudia Prieto Hernández

Juan Garibello-Peña

Héctor Edwin Beltrán-Gutiérrez

William G. Vargas

Wilson Ramírez

Roy González

Mauricio Aguilar-Garavito

Francisco Nieto. Banco de imágenes. Instituto Humboldt.

*Acacia farnesiana*, Acacia. Encyclopedia Of Life.

ILUSTRACIONES

Alberto Rodríguez

ELABORACIÓN DE MAPAS

Programa Ciencias de la Biodiversidad.

Línea de Restauración ecológica

Paola Isaacs

Investigadora

M. Sc. Geomática. Universidad Nacional de Colombia

pisaacs@humboldt.org.co

DISEÑO Y DIAGRAMACIÓN

Carlos González/John Khatib ([www.ediprint.com.co](http://www.ediprint.com.co))

IMPRESIÓN

Ediprint Ltda.

Impreso en Bogotá, D. C., julio de 2015

500 ejemplares

ISBN obra impresa 978-958-8889-31-3

ISBN obra digital 978-958-8889-32-0

CITACIÓN SUGERIDA

Obra completa. Cárdenas T.J., Baptiste M.P, Ramírez W. y Aguilar G.M. (Eds.) 2015. Herramienta de decisión para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 152 pp. Capítulo específico: Ramírez W. y Baptiste M.P. Servicios ecosistémicos y especies invasoras Capítulo 1 Pp. 19-23 En: Cárdenas T.J., Baptiste M.P, Ramírez W. y Aguilar G.M. (Eds.) 2015. Herramienta de decisión para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. Bogotá, D. C., Colombia. 154 pp.

Herramienta para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia/editado por Juliana Cárdenas-Toro, María Piedad Baptiste E., Wilson Ramírez y Mauricio Aguilar-Garavito. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2015.

154 p.: fot., col.; 16,5 x 23 cm.

Incluye ilustraciones a color, tablas, gráficas, mapas

ISBN 978-958-8889-31-3

1. Especies invasoras -- Colombia 2. Restauración ecológica 3. Servicios ecosistémicos 4. Pérdida de la biodiversidad 5. Invasiones biológicas -- gestión 6. Especies invasoras -- normatividad -- Colombia I. Cárdenas-Toro, Juliana (Ed.) II. Baptiste E., María Piedad (Ed.) III. Ramírez, Wilson (Ed.) IV. Aguilar-Garavito, Mauricio (Ed.) V. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

CDD: 581.620986 Ed. 23

Número de contribución: 514

Registro en el catálogo Humboldt: 14953

Catalogación en la publicación –  
Biblioteca Instituto Humboldt – Nohora Alvarado

# PARTICIPANTES Y AUTORES

## INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN DE RECURSOS BIOLÓGICOS ALEXANDER VON HUMBOLDT

### PROGRAMA DE CIENCIAS DE LA BIODIVERSIDAD LÍNEA EVALUACIÓN DEL RIESGO DE VIDA SILVESTRE (INVASIONES BIOLÓGICAS)

- **JULIANA CÁRDENAS-TORO**  
Ecóloga, Pontificia Universidad Javeriana  
M. Sc (c). International Sustainable Tourism Management.  
Monash University, Australia  
jcar47@student.monash.edu
- **MARÍA PIEDAD BAPTISTE E.**  
Investigadora Adjunta  
M. Sc. Conservación y Uso de Biodiversidad.  
Pontificia Universidad Javeriana  
mpbaptiste@humboldt.org.co

### LÍNEA DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

- **WILSON RAMÍREZ**  
Investigador Principal  
Ph. D. Ecología, Universidad Autónoma de Barcelona  
wramirez@humboldt.org.co
- **MAURICIO AGUILAR-GARAVITO**  
Investigador  
M. Sc. Master en restauración de ecosistemas.  
Universidad de Alcalá  
maguilar@humboldt.org.co

## UNIVERSIDAD JORGE TADEO LOZANO

- **FRANCISCO DE PAULA GUTIÉRREZ**  
Profesor  
Biólogo marino, Universidad Jorge Tadeo Lozano.  
Ph. D. Ciencias Biológicas,  
Universidad de Barcelona.  
fragut31@utadeo.edu.co

## INSTITUTO AMAZÓNICO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS (SINCHI)

- **NICOLÁS CASTAÑO ARBOLEDA**  
Investigador Asociado. Programa de Ecosistemas y Recursos Naturales.  
Biólogo, Universidad Nacional de Colombia.  
M. Sc, Tropical Ecology, Universidad de Amsterdam.  
ncastano@sinchi.org.co

## UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

- **CLAUDIA PRIETO HERNÁNDEZ**  
Bióloga, Universidad Nacional de Colombia  
Grupo de Restauración Ecológica  
Departamento de Biología  
cprieto@unal.edu.co

## THE UNIVERSITY OF WESTERN AUSTRALIA

- **JUAN GARIBELLO-PEÑA**  
Candidato a Ph. D, Ecosystem Restoration and Intervention Ecology Research Group (ERIE)  
School of Plant Biology. The University of Western Australia.  
juan.garibello@research.uwa.edu.au

## UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

- **HÉCTOR EDWIN BELTRÁN-GUTIÉRREZ**  
Profesor asociado de tiempo completo.  
M. Sc. Ciencias Biológicas.  
Pontificia Universidad Javeriana.  
edwbiol@yahoo.es  
hebeltran@udistrital.edu.co

## PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

- **JOSÉ IGNACIO BARRERA-CATAÑO**  
Profesor investigador de la Universidad Javeriana, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Unidad de Ecología y Sistemática. Escuela de Restauración Ecológica.  
Presidente de la Sociedad Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica  
Ph. D. En Biología de la Universidad Autónoma de Barcelona  
barreraj@javeriana.edu.co

## FUNDACIÓN PAISAJES RURALES

- **WILLIAM G. VARGAS**  
Investigador  
Corporación Paisajes Rurales.  
williamvarg@gmail.com





*Acacia farnesiana*  
ROY GONZÁLEZ

# PRESENTACIÓN

Los procesos de transformación de los ecosistemas en los que se incluyen la introducción de especies exóticas, requieren del análisis de la gestión en el territorio, donde se involucren tanto las realidades territoriales, así como elementos técnicos sobre los potenciales efectos de estas especies.

Colombia ha avanzado en diferentes acciones y gestión frente a la problemática, la disposición de un listado de especies invasoras, la generación de un plan de acción nacional, la construcción de herramientas como protocolos para la evaluación del riesgo de establecimiento, impacto y capacidad de control, además de la reciente conformación de la instancia de comité técnico nacional de especies exóticas e invasoras, los cuales reflejan un avance en la robustez teórica y la relevancia del tema de invasiones biológicas y sus potenciales efectos en el país.

A su vez, una visión hacia el 2020 evidencia los nuevos retos globales de la gestión, sobre las especies exóticas y la restauración ecológica. En razón a esto, Colombia debe continuar robusteciendo la generación de conocimiento y debe procurar evidenciar la integración institucional para tratar este tipo de temáticas, en la que las bases técnicas de la dinámica de las invasiones biológicas apoyen la toma de decisiones.

Frente a estos retos en el Instituto Humboldt presentamos una nueva publicación que incorpora en la primera parte, una actualización de la base conceptual sobre las invasiones biológicas y la restauración ecológica. En la segunda sección y como elemento central de la publicación, se propone una revisión diagnóstica sobre la gestión de especies y biomas en el país y una propuesta de herramienta para tomadores de decisión frente a la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas. En la última parte se incorporan estudios de caso de investigación y gestión en áreas afectadas por invasiones biológicas. Esperamos que esta propuesta sea un insumo en futuras discusiones nacionales y regionales, que permita fortalecer estos procesos de implementación de acciones en el territorio, apoyando a las entidades territoriales, y teniendo en cuenta los marcos técnicos, además de la gestión de territorios emergentes y cambiantes en el país.

**Brigitte LG. Baptiste**  
Directora General

## PREFACIO

El cambio global que caracteriza al Antropoceno –como se ha denominado a la era geológica en que vivimos– ha dejado una profunda huella en nuestro planeta. La actual tasa de extinción de especies es varios órdenes de magnitud más rápida que las de otros momentos de la historia de la Tierra, incluso que en el Jurásico, cuando se extinguieron los dinosaurios.

Eso ha traído como consecuencia grandes transformaciones en los ecosistemas y paisajes. Hay varias facetas de ese cambio global, que comúnmente se relaciona con el cambio climático más que con cualquier otro factor de presión como las invasiones biológicas, reconocidas como la segunda causa de pérdida de diversidad en el mundo, después de la degradación y la destrucción de los ecosistemas. Además de los fenómenos naturales que contribuyen a trasladar organismos a sitios distintos de los de su origen, las invasiones biológicas causadas por actividades humanas han contribuido en gran medida a que diversos organismos puedan superar fácilmente barreras biogeográficas que antes les impedían alcanzar otros hábitats. En las últimas décadas este proceso se ha acelerado dramáticamente por el incremento del comercio y del transporte que caracteriza a la creciente globalización, lo que aunado a la pérdida de poblaciones y especies por otros factores de presión, tiene como consecuencia la homogeneización de la biota del planeta.

Cada día hay más evidencias de que el deterioro ambiental y las invasiones biológicas están cercanamente relacionados. El primero facilita la introducción y el establecimiento de organismos de especies exóticas invasoras, lo cual incrementa aún más el deterioro de los ecosistemas y los servicios que proporcionan debido a los cambios ocasionados en su estructura y funcionamiento. Colombia tiene una respuesta contundente a ese creciente problema mediante la generación de capacidades. En universidades y centros de investigación se han desarrollado diversos trabajos con el fin de abordar los problemas asociados a las invasiones biológicas.

El documento *Herramienta de decisión para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia* es un invaluable instrumento para que Colombia, uno de los países con mayor biodiversidad del planeta, pueda hacer frente a las invasiones biológicas. La obra hace un recuento del estado en que se encuentran los distintos biomas del país, lo que permite definir prioridades de investigación y, más importante aún, dirigir acciones estratégicas orientadas a evitar o reducir los problemas que ocasionan las especies invasoras más nocivas, con el fin de reducir la pérdida de su diversidad biológica y contribuir a la restauración de sus ecosistemas para mantener los servicios ecosistémicos. Sin duda, contar con un marco legal y normativo coherente ayudará a promover y poner en práctica las acciones estratégicas. La identificación de los avances, limitaciones y necesidades es un paso esencial para avanzar en esa dirección.

De forma particular, los estudios de caso muestran que es posible generar datos e información para formular las estrategias y alternativas de manejo más apropiadas según las características de los ecosistemas, la especie invasora y los impactos que haya ocasionado. Los resultados de algunos de estos estudios muestran la importancia de prevenir



la introducción y el establecimiento de especies no nativas con potencial invasor, así como de actuar lo más pronto posible para prevenir el establecimiento de las especies; a fin de cuentas, los procesos de restauración, aunque llevan tiempo y son absolutamente necesarios, en muchos casos no conducen a reparar los daños ocasionados ó volver al estado inicial de los ecosistemas naturales, dada la magnitud de las invasiones biológicas.

Gracias al esfuerzo de 11 investigadores se ha logrado un libro de consulta, no solo para quienes están a cargo de la gestión de los recursos naturales de Colombia sino de otros países – particularmente de Latinoamérica –, así como para estudiosos de diversas disciplinas de la Biología y las Ciencias Sociales. También está dirigido a los divulgadores de la ciencia, que pueden tener una labor de gran importancia al apoyar la creación de conciencia, especialmente acerca de los impactos negativos que pueden tener las invasiones de diversas especies en el patrimonio natural de una región y en los diversos servicios ecosistémicos de los que depende la humanidad para su bienestar. Los alcances serán limitados sin un cambio de percepción y de actitud de la sociedad, que tiene un papel clave en la demanda de bienes así como en el incremento de transporte y la comercialización de organismos, actividades que contribuyen a la introducción intencional o accidental de especies invasoras. Es fundamental considerar que en muchas ocasiones se conocen solo de manera parcial los impactos de las invasiones biológicas y se desconoce la magnitud que pueden alcanzar. Por ello, la *Herramienta de decisión para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia* representa una valiosa obra para que quienes toman las decisiones puedan afrontar uno de los desafíos más importantes frente al cambio global.

**Patricia Koleff**

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad  
Ciudad de México, 5 de mayo de 2015



**Braquiaria**  
**(*Urochloa decumbens*)**

# INTRODUCCIÓN

Las especies invasoras consideradas como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel mundial, representan un gran desafío en las diferentes regiones del mundo, por su impacto a nivel ambiental, económico y social y por la importancia de implementar acciones para su gestión.

Colombia como país signatario del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) está comprometido a cumplir con la legislación relativa a la biodiversidad, en particular el Artículo 8(h) el cual establece que *“cada Parte Contratante, en la medida de lo posible y según proceda, impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies”*.

Así mismo, el CDB incluyó en las metas AICHI de su Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 que para el 2020, *“las especies exóticas invasoras se habrán identificado, priorizado y controlado y se habrán aplicado medidas para el manejo de las rutas de introducción”* (Meta 9); a su vez establece que *“se habrá reducido a la mitad y hasta un valor cercano a cero el ritmo de pérdida de todos los hábitats naturales y se habrá reducido de manera significativa la degradación y fragmentación”* (Meta 5) y por último la meta 15 indica que al 2020 *“se habrá incrementado la resiliencia de los ecosistemas y la contribución de la diversidad biológica a las reservas de carbono, mediante la conservación y la restauración de por lo menos el 15 por ciento de las tierras degradadas, contribuyendo así a la mitigación y adaptación al cambio climático y a la lucha contra la desertificación”*.

El país, con el fin de entender la dinámica de las invasiones biológicas, ha construido importantes avances principalmente durante la última década, que establecen entre otros temas la identificación de alternativas para gestión de ecosistemas invadidos; un buen ejemplo es el *Plan Nacional para la prevención, el control y manejo de las especies introducidas y trasplantadas*, que define entre sus metas *establecer planes de restauración ecológica de áreas afectadas por especies invasoras* y apunta al cumplimiento del objetivo 3 que propone *establecer y gestionar programas de prevención, detección temprana, control y erradicación de especies invasoras*. Adicionalmente, se publicó en el año 2012 el *“Plan Nacional de Restauración”* que incluye en su Fase I (de planificación, estructuración institucional y de la información), el Programa de manejo de especies invasoras.

Sin embargo, existen aún vacíos frente a la dimensión de los impactos generados por las invasiones biológicas en los ecosistemas y no se tiene claridad frente a la implementación de acciones preventivas, de control y de mitigación de las áreas afectadas, lo que establece como una de las prioridades, el desarrollo de lineamientos para la gestión de las especies con potencial invasor, que incluyan de manera transversal la prevención, el control y la restauración ecológica de los ecosistemas afectados por estas especies en Colombia.

En ese sentido y como aporte a la implementación del *Plan Nacional para la prevención, el control y manejo de las especies introducidas y trasplantadas* en Colombia y su objetivo 3. *“Establecer programas de prevención, erradicación y control de especies exóticas invasoras. Gestionar y desarrollar sistemas de prevención, detección temprana, control*

*y erradicación de especies invasoras, armonizando elementos, políticos, investigación y monitoreo, de participación y de gestión de información que garanticen la conservación de especies, ambientes nativos y servicios ecosistémicos”, se espera contribuir específicamente a la meta sobre Planes de Restauración ecológica de áreas afectadas por especies invasoras definidos, diseñados e implementados así como aportes a la Fase I del Plan Nacional de Restauración.*

La construcción de este documento es el resultado de un trabajo colaborativo de las líneas de investigación del programa de Ciencias de la Biodiversidad de Restauración Ecológica y Gestión del Riesgo de Vida Silvestre (componente especies invasoras) como aporte al fortalecimiento de capacidades regionales y a la construcción de procesos nacionales. Teniendo en cuenta que Colombia tiene una amplia biodiversidad, lo que representa diversos escenarios y contextos territoriales y socioecológicos, el documento espera ser un referente conceptual y sugerir algunos lineamientos sin pretender mostrar estrategias y metodologías operativas particulares, los cuales sirven como elemento de referencia para las Corporaciones Autónomas Regionales, tomadores de decisiones y actores interesados en la gestión de áreas afectadas o susceptibles a las invasiones biológicas.

Se incluyen conceptos básicos relacionados con las invasiones biológicas, la restauración ecológica y el monitoreo como aspectos fundamentales en la gestión de las invasiones biológicas, un diagnóstico sobre las acciones implementadas en diferentes ecosistemas del país, lineamientos enfocados a la toma de decisiones y por último, algunos estudios de caso en Colombia que incluyen la restauración ecológica en el manejo de las invasiones biológicas.

Los contenidos incluyen: un capítulo introductorio sobre la relación de las especies invasoras en contextos territoriales desde la perspectiva de su relación con los servicios ecosistémicos. El segundo y tercer capítulo muestran elementos de base conceptual, que tiene como eje principal el tema de invasiones biológicas y su gestión e investigación desde el enfoque de restauración; posterior a esto se encuentra un capítulo sobre la normatividad y la institucionalidad, que muestra los referentes actuales para la toma de decisiones sobre invasiones biológicas.

El siguiente capítulo hace una revisión de las especies exóticas, invasoras y de Alto Riesgo de Invasión en diferentes tipos de biomas y muestra algunas de las acciones de gestión e investigación que se han desarrollado entorno a los biomas. De igual manera, muestra una imagen desde el punto de vista geográfico y de ordenamiento regional (Corporaciones Autónomas Regionales), la cual refleja la información disponible y la necesidad de robustecer y actualizar la misma, así como los procesos de validación que ayuden a orientar de manera más robusta la toma de decisiones.

El capítulo sobre estrategias para la toma de decisiones sugiere una herramienta que busca orientar en enfoques regionales, aspectos relevantes y consideraciones desde un enfoque del proceso de invasión biológica de la especie y el área que se espera intervenir. El árbol de decisión como lineamientos, tiene como finalidad mostrar los casos



en los que se deben orientar acciones de control, erradicación y mitigación, y desarrolla de manera general diversas estrategias y elementos importantes en la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas.

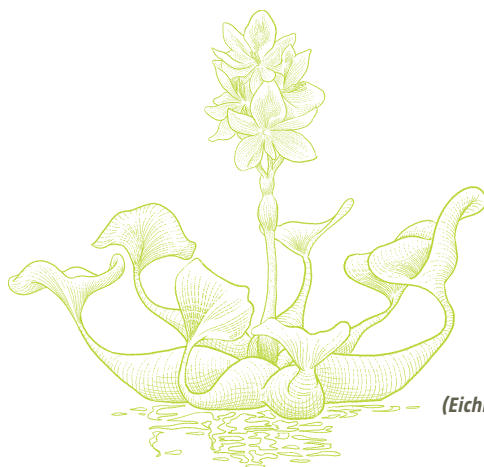
El documento cierra con un capítulo que ejemplifica mediante 5 estudios de caso, experiencias de expertos nacionales en áreas afectadas por invasiones biológicas que evidencian la problemática, el abordaje de la misma, los resultados y conclusiones y experiencias o lecciones valiosas en el proceso de gestión.



**Palma africana**  
**(*Elaeis guineensis*)**

## AGRADECIMIENTOS

Los editores y autores quieren agradecer a diferentes investigadores, personas e instituciones que aportaron a la construcción del documento. A las Corporaciones Autónomas Regionales, al Herbario Amazónico Colombiano por la información geográfica suministrada sobre las especies Invasoras y de Alto Riesgo de Invasión, a Diego Cabrera y Tobías Leyva, por compilar e integrar la información geográfica sobre las especies de flora de Alto Riesgo de Invasión, a Juan Camilo de la Cruz por compilar e integrar la información geográfica sobre las especies de fauna exótica de Alto Riesgo, a Silvia Ziller, Directora para latinoamérica del Programa Global de Especies Invasoras (GISP), miembro de la Alianza Mundial de Información sobre las Especies Exóticas Invasoras (GIASI) y directora del Instituto Horus, Brasil. por su revisión técnica y Ana Maria Rueda por sus comentarios y corrección de estilo. A Carlos Flores y equipo de trabajo por su colaboración en la elaboración del mapa de especies invasoras y con potencial invasor, a Silvia Parra y a Diana Sofía Correa por su apoyo en la revisión de bibliografía, a Alberto Rodríguez por la elaboración de las ilustraciones y a Ediprint por el diseño y diagramación de la publicación.



**Buchón de agua**  
**(*Eichhornia crassipes*)**



Higerilla, *Ricinus comunis*  
WILSON RAMÍREZ



# ÍNDICE

- 17 PRIMERA PARTE**  
**INTRODUCCIÓN Y CONCEPTOS EMPLEADOS**
- 19** CAPÍTULO 1  
Servicios ecosistémicos y especies invasoras
- 25** CAPÍTULO 2  
Bases, conceptos y referentes actuales sobre las invasiones biológicas
- 39** CAPÍTULO 3  
Conceptos de restauración ecológica aplicados a ecosistemas afectados por especies invasoras
- 47** CAPÍTULO 4  
La institucionalidad y la normatividad para la introducción, trasplante y repoblación
- 57 SEGUNDA PARTE**  
**DIAGNÓSTICO SOBRE LA GESTIÓN INTEGRAL DE ESPECIES CON POTENCIAL INVASOR EN COLOMBIA**
- 59** CAPÍTULO 5  
Estado actual y antecedentes en la gestión integral de las invasiones biológicas en Colombia
- 75** CAPÍTULO 6  
Árbol de decisión para la gestión de invasiones biológicas
- 99 TERCERA PARTE**  
**ESTUDIOS DE CASO SOBRE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE ÁREAS AFECTADAS POR ESPECIES INVASORAS**
- 100** CASO 1  
Propuesta para la restauración de áreas invadidas por gramíneas
- 107** CASO 2  
Herramientas para la caracterización de comunidades de *Ulex europaeus* en un contexto de restauración ecológica del bosque altoandino
- 113** CASO 3  
Avances en estrategias de control, rehabilitación y monitoreo de áreas invadidas por pasto vendeaguja (*Imperata brasiliensis*) en el Parque Nacional Natural (PNN) La Paya, Leguízamo, Putumayo
- 118** CASO 4  
Restauración ecológica de ecosistemas Andinos afectados por plantas invasoras en Áreas Naturales Protegidas: El caso de *Ulex europaeus* L. en la Reserva Forestal Bosque Oriental de Bogotá y de *Hedychium coronarium* J. König, en la cuenca alta del río Otún
- 130** CASO 5  
Las plantas invasoras en los procesos de sucesión y restauración ecológica: experiencias en Quindío y Valle del Cauca (Colombia)
- 141 BIBLIOGRAFÍA**



**Ojo de poeta, *Thunbergia alata***

FRANCISCO NIETO. BANCO DE IMÁGENES AMBIENTALES, INSTITUTO HUMBOLDT

A vibrant orange flower with a dark center, set against a blurred green background. The flower is the central focus, with its petals spread out. The background consists of various shades of green, suggesting foliage, which is softly out of focus.

PRIMERA PARTE  
**INTRODUCCIÓN Y  
CONCEPTOS EMPLEADOS**





**Retamo espinoso, *Ulex europaeus***

FRANCISCO NIETO. BANCO DE IMÁGENES AMBIENTALES, INSTITUTO HUMBOLDT



# CAPÍTULO 1

## SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y ESPECIES INVASORAS

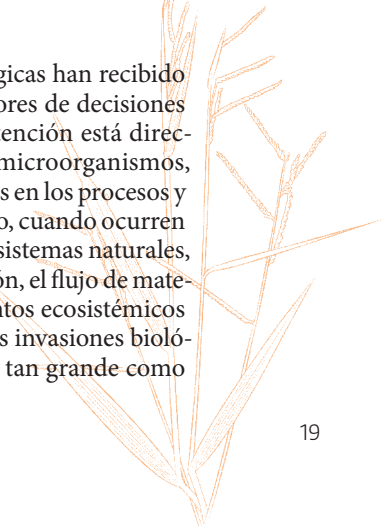
Wilson Ramírez

María Piedad Baptiste

Los servicios ecosistémicos son los beneficios que los seres humanos obtenemos de los ecosistemas, resultado de sus procesos o funciones (Bullock *et al.* 2011). Este concepto se incluyó en el documento de trabajo internacional titulado la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA), diseñado para satisfacer la necesidad de los tomadores de decisiones, y el público general, que integra información científica sobre las consecuencias de los cambios en los ecosistemas en el bienestar humano y las opciones de respuesta frente a dichos cambios (MEA 2005). El documento hace importantes contribuciones referidas al cambio de paradigma en la forma como debemos apreciar y valorar los ecosistemas. Entre otros, uno de los principales aportes es hacer evidente la relación entre bienestar humano y los ecosistemas, clasificando los servicios ecosistémicos en cuatro grandes grupos: 1. Soporte (p. ej. producción primaria, ciclos de nutrientes, pesquerías, fibras), reconocido por ser el pilar que sostiene el funcionamiento de los otros tres. 2. Regulación (p. ej. de clima, de desastres). 3. Aprovisionamiento (p. ej. alimento, fibras, maderas). 4. Cultural (p. ej. beneficios no materiales, valor estético, recreación) (Figura 1) (MEA 2005).

Esta nueva forma de entender los servicios de la naturaleza hacia el ser humano puede ser para algunos autores una mirada utilitarista (Bullock *et al.* 2011), sin embargo, ha puesto en la agenda de los tomadores de decisiones, investigadores y sociedad en general, el valor de la naturaleza en función de los beneficios que ofrece y por supuesto, los efectos que puede tener la pérdida de la misma. Este nuevo enfoque es relevante por la incidencia en los tomadores de decisiones, sin embargo la comprensión de estos servicios es pobremente entendida, en las escalas en las cuales estos servicios se organizan y existe poca información relacionada con esta forma de entender los ecosistemas (Carpenter *et al.* 2006).

Por su parte, las características y los efectos de las invasiones biológicas han recibido una creciente atención de los ecólogos, conservacionistas y tomadores de decisiones (Gordon 1998; Roura-Pascual *et al.* 2009; Ehrenfeld 2010). Esta atención está directamente relacionada con el hecho de que las especies invasoras (microorganismos, plantas, invertebrados y vertebrados) pueden causar grandes cambios en los procesos y funciones de todo tipo de ecosistemas a lo largo del planeta. De hecho, cuando ocurren las invasiones biológicas se alteran procesos estructurales de los ecosistemas naturales, afectando la cantidad y calidad de la productividad, la descomposición, el flujo de materiales (nutrientes, toxinas, sedimentos, suelo y agua) y otros elementos ecosistémicos estructurantes (Strayer 2012). Hoy en día es claro que el efecto de las invasiones biológicas, en el funcionamiento ecosistémico y sus servicios, puede ser tan grande como cualquier otro tipo de acción humana de gran escala (Strayer 2012).



### Especies invasoras y efectos sobre los servicios ecosistémicos

Desde hace varios años se ha venido advirtiendo sobre el importante papel que pueden tener las invasiones biológicas sobre el funcionamiento de los ecosistemas (Vitousek 1990; Pejchar & Mooney 2009). El fenómeno de la invasión tiene consecuencias socioeconómicas difícilmente valorables con un enfoque económico clásico, o en el cual se haga referencia a los costos de manejo y control, dada la complejidad de los cambios en las interacciones que se dan en un ecosistema que enfrenta un proceso de invasión. El enfoque de servicios ecosistémicos permite vincular de mejor forma los impactos ecológicos con los económicos, asumiendo que los cambios en un ecosistema influyen directamente a los servicios que éste ofrece y como consecuencia, al bienestar humano (Vilà *et al.* 2010).

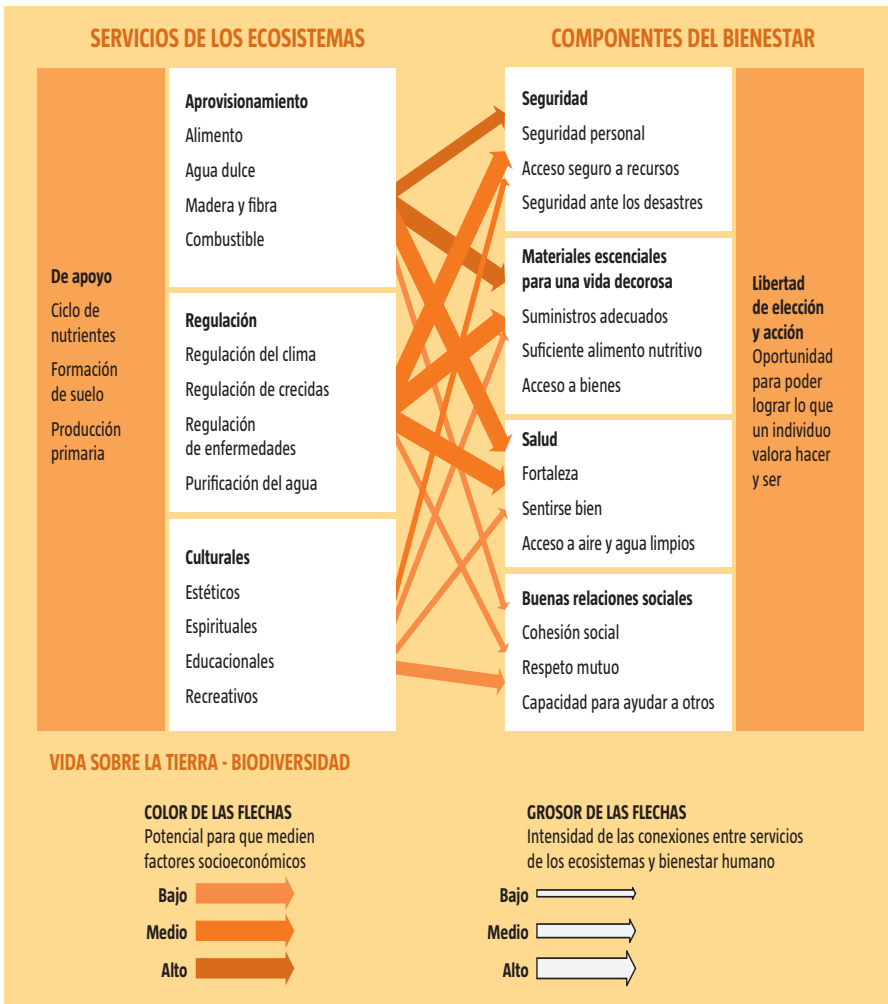


Figura 1. Servicios de los ecosistemas según la Evaluación de Ecosistemas del Milenio. El color de las flechas muestra el potencial para que se medien factores socioeconómicos en dicha relación, el grosor de las flechas muestra la intensidad. Tomado de MEA (2005).

Los mecanismos de alteración de las especies invasoras en los ecosistemas se fundamentan en dos corrientes teóricas (Ehrenfeld 2010): la primera, en la que especies individuales pueden tener efectos en los ecosistemas (procesos ecológicos) (Figura 2), este enfoque recurre a conceptos como ingeniería de ecosistemas, especies claves y especies fundadoras. La segunda considera la complejidad de las propiedades morfológicas, fisiológicas y químicas de las especies y se incorpora la importancia de los rasgos de las especies problema. En cualquier caso, son diversos los mecanismos por los cuales las especies invasoras alteran la estructura de una comunidad, entre ellos la competencia en la explotación de recursos, competencia por interferencia o impactos sobre las especies nativas por incremento en la depredación, herbívora, parasitismo y mutualismo (Figura 2).

Muchos de los cambios ocasionados por las invasiones en el funcionamiento de los ecosistemas están asociados con cambios en regímenes hídricos, disponibilidad de luz, la severidad y frecuencia de los incendios, entre muchos otros (Figura 2). A pesar de que puedan tener efectos de gran escala, resulta curioso que a este campo tan relevante de la ecología, no se le preste la misma atención que a otros temas como el cambio climático, el cambio de uso del suelo y los disturbios, entre otras funciones del ecosistema (Strayer 2012).

Se evidencian ciertos énfasis o intereses hacia especies especialmente problemáticas, desde algunos aspectos relacionados con las pérdidas económicas y sanitarias, por ejemplo en regiones como el continente europeo, en que la atención de científicos y entidades estatales se ha concentrado en diferentes temáticas como invertebrados y vertebrados terrestres y especies acuáticas continentales, cuyo proceso invasivo trae efectos económicos negativos como el costo de control de las especies (p. ej. insectos asociados a cultivos) (Vilà *et al.* 2010), aunque recientemente se hayan evidenciado temas relevantes a las especies invasoras desde cuatro pilares en Europa incluidos temas de bioseguridad, evaluaciones de riesgo y métodos para priorizar especies, política y economía (Caffrey *et al.* 2014). Así como los trade-off y las posibles fuentes de conflicto en la gestión de especies de interés económico como algunas especies de árboles (Van Wilgen & Richardson 2001).

En este mismo contexto y pese a tener marcos internacionales como las metas Aichi y lineamientos nacionales como el Plan Nacional para la Prevención, Manejo y Control de las Especies Introducidas y Trasplantadas, nuestro país se ha concentrado en especies cuyos procesos de invasión son avanzados y presentan efectos evidentes. Es el caso de especies de invertebrados como el caracol gigante africano (*Achatina fulica*), otras acuáticas marinas como el pez león (*Pterois volitans*), vertebrados como la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) o el hipopótamo (*Hippopotamus amphibius*). Otras especies como la hormiga loca (*Paratrechina fulva* o *Nylanderia fulva*) y el retamo espinoso (*Ulex europaeus*) han sido analizados desde una perspectiva más académica y su gestión ha sido local y no nacional, sin mencionar muchas otras especies para las cuales se han realizado procesos de evaluación de riesgo de introducción, establecimiento e impacto.

Sin duda, el enfoque de identificar los efectos sobre los servicios ecosistémicos, propuesto por la Evaluación de Ecosistemas del Milenio, es un gran avance en el direccionamiento de los esfuerzos hacia el análisis de las especies invasoras y sus efectos y contribuirá en la priorización de acciones de manejo sobre las mismas (Hulme 2006). Para finalizar, es importante considerar la gestión integral de las especies invasoras,

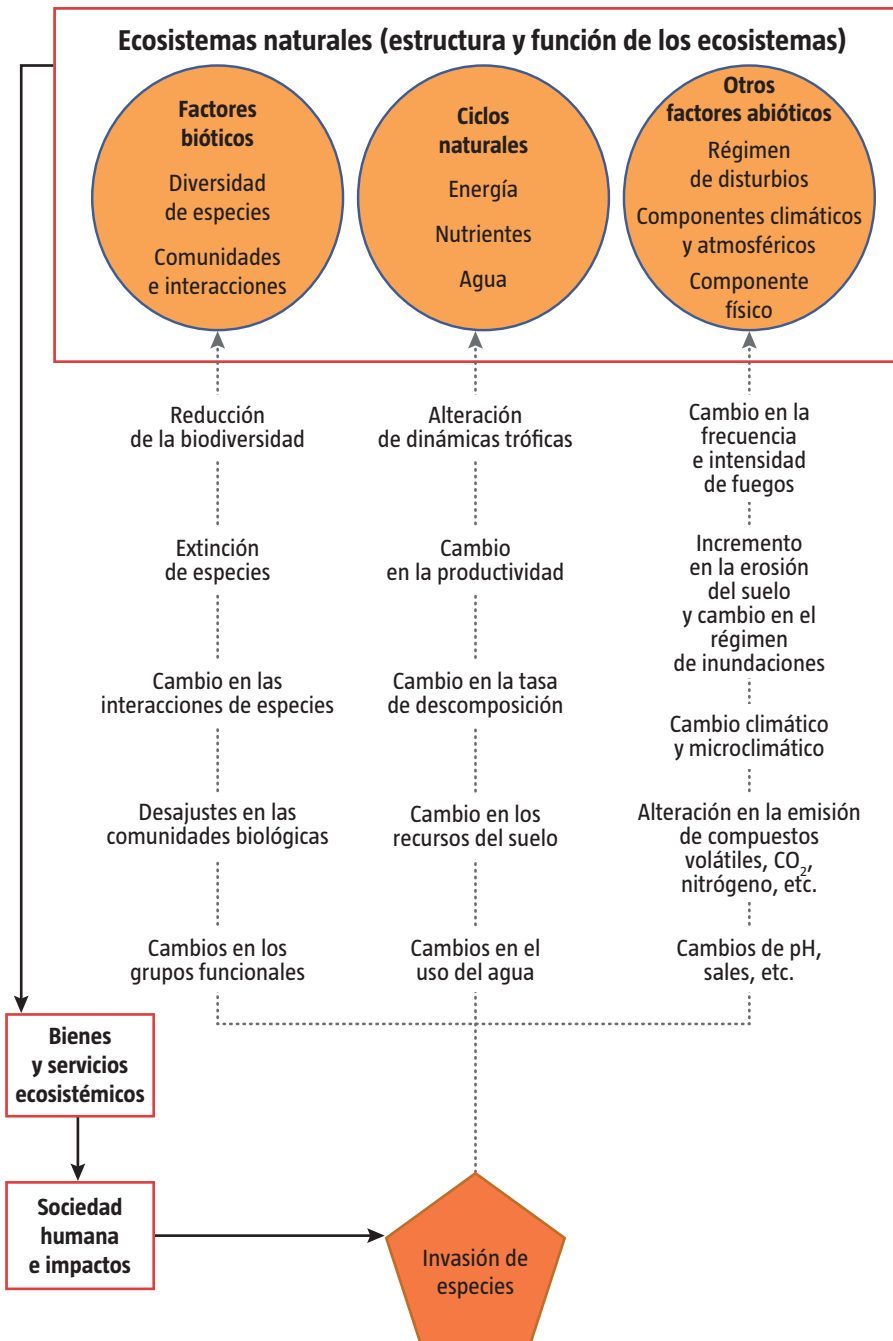
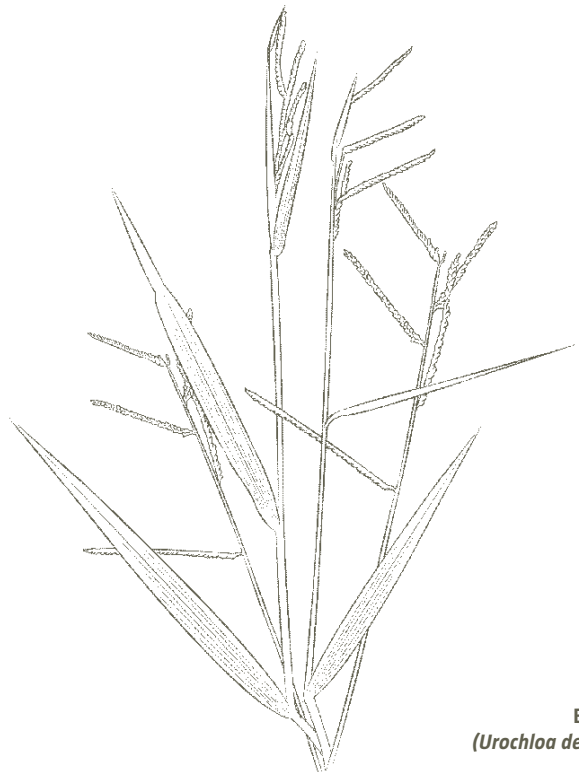


Figura 2. Diferentes efectos de las especies invasoras sobre los ecosistemas naturales y sobre los servicios que ofrecen. Se separan los efectos sobre los ecosistemas en factores bióticos, ciclos naturales y factores abióticos. Tomado de Charles & Duker (2007).



comprendida como la combinación de las herramientas, sobre información, prevención y restauración ecosistémica de la zona afectada, una vez ocurre el fenómeno de invasión (conceptos y estrategias de restauración se presentarán en capítulos posteriores). Lo importante bajo contextos de conservación y restauración, es que la remoción de la especie invasora no debe ser la meta principal, pues estas deben apuntar a mejorar las funciones ecosistémicas de los servicios ambientales afectados y a la reducción de la pérdida de biodiversidad (Gaertner *et al.* 2012).



**Braquiaria**  
**(*Urochloa decumbens*)**



Ojo de poeta, *Thunbergia alata*

FRANCISCO NIETO. BANCO DE IMÁGENES AMBIENTALES, INSTITUTO HUMBOLDT

# CAPÍTULO 2

## BASES, CONCEPTOS Y REFERENTES ACTUALES SOBRE LAS INVASIONES BIOLÓGICAS

María Piedad Baptiste  
Juliana Cárdenas-Toro

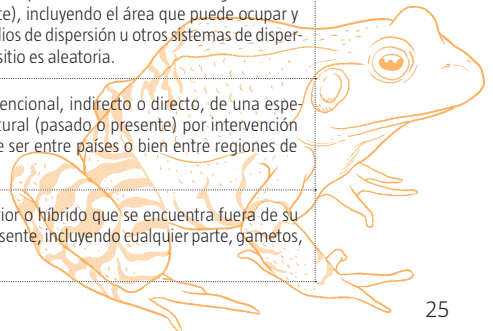
Las invasiones biológicas son consideradas la segunda causa de pérdida de biodiversidad luego de la pérdida de hábitat (MEA 2005). Pese a esto, aún existen discusiones acerca de las definiciones y los términos empleados, es decir, no se tiene un consenso sobre la terminología relacionada. Un ejemplo de esto, es acerca del uso del término invasión biológica en un contexto geográfico o biogeográfico, el cual hace referencia a la capacidad de dispersión de una especie, junto con las estrategias de dispersión, que pueden integrar -o no- a las especies nativas (Valéry *et al.* 2008). El concepto de **impacto** (ver capítulo 6) también puede generar discusión, dado que algunos autores consideran que una especie invasora es aquella que tiene un efecto importante, bien sea negativo o positivo (Valéry *et al.* 2008, Cárdenas *et al.* 2011).

Colombia ha avanzado en la comprensión de esta terminología, especialmente desde el año 2009, en que se realizó la reunión de investigadores de los institutos de investigación del Sistema Nacional Ambiental (SINA) y expertos nacionales en la temática, entre ellos Francisco de Paula Gutiérrez (Universidad Jorge Tadeo Lozano) y Orlando Vargas (Universidad Nacional de Colombia) (Cárdenas *et al.* 2011).

Existen sinónimos para los términos y conceptos a utilizar, esto debido a que Colombia ratificó el convenio de Diversidad Biológica (CDB) y los conceptos del mismo, aunque se han adoptado con modificaciones en algunos apartes (Tabla 1). En el ámbito nacional, los términos listados a continuación son los que se asumen a lo largo de ésta publicación.

**Tabla 1.** Términos, definiciones y sinonimias ajustadas y adoptadas, que se relacionan con las especies invasoras (modificado de Baptiste *et al.* 2010).

Término	Sinónimos	Definición
Nativa	Indígena, autóctona	Especie, subespecie o taxón inferior que habita dentro de su rango de distribución natural (pasado o presente), incluyendo el área que puede ocupar y alcanzar, usando sus propios medios de dispersión u otros sistemas de dispersión, incluso si su presencia en el sitio es aleatoria.
Introducción (CDB)		Movimiento intencional o no intencional, indirecto o directo, de una especie exótica fuera de su rango natural (pasado o presente) por intervención humana. Este movimiento puede ser entre países o bien entre regiones de un mismo país.
Especie exótica (CDB modificada)	Introducida, alóctona, foránea, no nativa, exógena, trasplantada	Especie, subespecie o taxón inferior o híbrido que se encuentra fuera de su distribución natural, pasada o presente, incluyendo cualquier parte, gametos, semillas, huevos o propágulos.





Término	Sinónimos	Definición
Especie establecida	Aclimatada, naturalizada	Especie introducida/exótica que se reproduce exitosamente y tiene una población viable.
Especie invasora	Peste, plaga, maleza	Especie introducida/exótica que se establece y dispersa en ecosistemas o hábitats naturales o seminaturales; es un agente de cambio y causa o tiene el potencial de causar impactos ambientales, económicos o de salud pública.
Especie criptogénica		Especie cuya área de distribución original es incierta y sobre la que existen dudas acerca de su carácter de nativa o exótica.
Especie feral	Cimarrón	Individuos y poblaciones de especies domésticas que viven y se reproducen en hábitats naturales portándose como animales silvestres.

Además de la variada terminología sobre las especies exóticas, existen otros términos y especies que han estado involucradas en las discusiones sobre invasiones biológicas (Tabla 2), entre ellos, los organismos vivos modificados (OVM), debido al riesgo potencial que estos representan en cuanto a hibridación y transferencia de genes resistentes a métodos de control de plagas o malezas.

Tabla 2. Otros términos asociados en el proceso de invasión biológica.

Términos	Sinónimos	Definición
Organismos vivos modificados (OVM)	OGM (organismos genéticamente modificados)	Cualquier organismo vivo que posea una combinación nueva de material genético, que se haya obtenido mediante la aplicación de biotecnología moderna (ver Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología del Convenio sobre la Diversidad Biológica - Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica 2000).
Especie nativa colonizadora agresiva	Especie oportunista	Toda especie, subespecie o taxón inferior nativo que se encuentra en su distribución natural y que sea agente de cambio o amenaza de otras especies y ecosistemas nativos.

(Modificado de Baptiste *et al.* 2010)

### La problemática de las invasiones biológicas

Se puede afirmar que muchas especies tienen como parte de su dinámica poblacional las migraciones (Mathews 2005, Gutiérrez 2010) y cada región del mundo es habitada por un grupo característico de especies (Moutou & Pastoret 2010). Sin embargo, factores como el cambio climático y la globalización, en respuesta a la demanda para satisfacer necesidades de los seres humanos, han modificado los flujos naturales y se ha incrementado y facilitado el movimiento de especies. Estos factores facilitan la ocupación de nichos vacíos, aceleran los mecanismos de introducción de numerosas especies y generan una mayor relación de individuos dispersados (presión de propágulos) como los provenientes de uso agrícola, ornamental y forestal. Estos procesos repetidos de introducción llevan a que las especies superen barreras geográficas que no podrían haber sido superadas sin la intervención del ser humano y que en consecuencia, conducen a un proceso de homogeneización de la biodiversidad en el mundo (Olden & Poff 2003; Lockwood *et al.* 2005).

La **introducción intencional** de especies tiene diferentes motivaciones, entre ellas producción de alimento o de madera, control biológico, especies de ornato, compañía, para bioterios y colecciones botánicas y en zoológicos (Ojasti *et al.* 2001; Wittenberg



& Cock 2001; Gutiérrez 2010), constituyendo un importante elemento en las actividades humanas. En algunos casos las especies son transportadas de su área original, escapan de su cautiverio o son liberadas al medio natural, y es común que no sobrevivan mucho tiempo. Sin embargo, en algunas ocasiones, estas se establecen con poblaciones autosostenibles en ecosistemas naturales o transformados por la intensidad de uso de la tierra, proliferan o dispersan y tienen interacciones negativas con especies nativas, por lo que son denominadas especies exóticas invasoras (UICN 1999; Mathews 2005; McNeely *et al.* 2001).

En muchas ocasiones la introducción -intencional o **accidental**- de estas especies tiene efectos indeseables o negativos sobre la biodiversidad nativa, que se evidencian en las interacciones directas (desplazamiento, hibridación o competencia por acceso a recursos) e incluso pueden manifestarse en alteraciones en los procesos ecológicos y servicios ecosistémicos que redundan en el bienestar humano, las economías locales y nacionales, y la salud humana y agropecuaria, convirtiéndose en un problema que trasciende el ámbito ambiental.

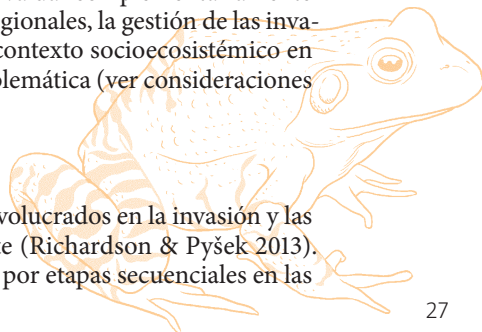
Muchas de las especies que ahora son consideradas invasoras fueron introducidas de manera accidental en barcos (como en el caso de las ratas: *Rattus rattus*), adheridas a los cascos de los buques (p. ej. los mejillones zebra: *Dreissena polymorpha*) o dentro de material para agricultura como contaminante en semillas (McNeely *et al.* 2001), ocasionando grandes pérdidas económicas y graves repercusiones en la producción de alimentos. Los efectos en la salud pública se pueden evidenciar en ejemplos como el virus del Nilo, la malaria o el dengue, que se han dispersado fácilmente hacia nuevas áreas debido a múltiples factores que permiten que enfermedades que antes circulaban sin mayores inconvenientes entre las especies silvestres, tengan nuevas formas y posibilidades de transmisión (Mathews 2005).

En la dinámica de invasiones biológicas, la transformación de ecosistemas (expansión de la frontera agrícola), el cambio climático que facilita la propagación de especies, la ampliación de distribución de otras cuyas condiciones climáticas eran más restringidas y la apertura de nuevas **rutas** y disponibilidad de nuevos **vectores** de dispersión generan condiciones favorables para el establecimiento de especies (Low 2008; CDB 2009; Burgiel & Muir 2010).

El estudio de la problemática de las invasiones biológicas requiere tener en cuenta los aspectos científicos y técnicos, así como la legislación relacionada para la gestión de las especies. Un ejemplo de esto es la declaratoria oficial de especies invasoras en Colombia (ver en más detalle capítulo 4), la cual debe tener un sustento técnico (evaluación y análisis de riesgo de establecimiento e impacto y viabilidad de manejo), un enfoque preventivo y precautorio (Shine *et al.* 2000), y evaluar complementariamente un análisis costo-efectivo sobre su gestión. En escalas regionales, la gestión de las invasiones biológicas requiere además un análisis sobre el contexto socioecosistémico en el que la especie ha sido introducida y se considera problemática (ver consideraciones en capítulo 6).

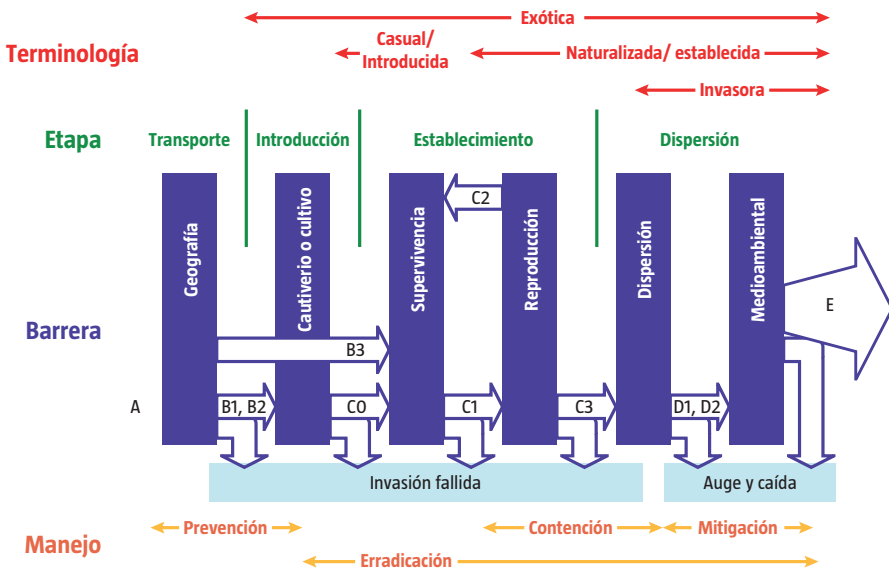
### El proceso de invasión biológica desde las especies

Existen varias formas de conceptualizar los procesos involucrados en la invasión y las interacciones bióticas y abióticas en el nuevo ambiente (Richardson & Pyšek 2013). Desde su llegada, una especie exótica/introducida pasa por etapas secuenciales en las



que superan barreras ambientales y reproductivas. Durante las diferentes etapas del proceso de invasión biológica, las especies son:

1. Introducidas voluntaria o casualmente: Cuando luego de estar en cautiverio (viveros, plantaciones, cultivos en el caso de flora) escapan o son liberadas al ambiente natural.
2. Establecidas: Pasan de a generar poblaciones autosostenibles y han iniciado procesos de dispersión sin la asistencia del ser humano.
3. Invasoras: Cuando presentan una amplia dispersión, producen o tienen el potencial de generar impactos negativos a especies y poblaciones nativas (Figura 3).



**Figura 3.** Propuesta de marco unificado del proceso de invasión biológica, reconociendo que esta es dividida en varias etapas y que en cada una existen barreras que la especie o población debe superar para pasar a la siguiente. En rojo aparecen los términos sobre estatus o consideración sobre el proceso de invasión; en verde, las etapas del proceso de invasión; en azul, las barreras que deben ser superadas por una especie; en naranja, las estrategias de manejo de las invasiones biológicas de acuerdo a la etapa y barrera. (Modificado de: Pyšek *et al.* 2011 en Richardson & Pyšek 2013).

Pese a que existen supuestos en los que se considera que no todas las especies exóticas introducidas se establecen y llegan a considerarse como invasoras (Williamson 1996); múltiples eventos de introducción como la frecuencia y la cantidad -**presión de propágulos**- relacionados con ambientes disturbados generan mayores probabilidades de establecimiento de especies con características de especies pioneras debido entre otros a los desordenes fisiológicos o en el flujo de los recursos (mayor disponibilidad de algunos elementos) (Lockwood *et al.* 2005; Sax & Brown 2000).

En este contexto, un aspecto determinante en el proceso de la invasión biológica es la prevención, entendida como la etapa temprana en la cual es menor la inversión, en términos económicos, para implementar acciones, tanto en los efectos o impactos, como en las estrategias de manejo y control. Un buen predictor de la capacidad de invasión de una especie es su historia de invasión en otras áreas con condiciones similares

(Richardson & Pyšek 2013), por esto cobra especial relevancia la definición de protocolos para el **análisis de riesgo** de introducción, establecimiento e impacto y factibilidad de manejo, como los ya desarrollados para algunos grupos en el país (Baptiste *et al.* 2010), así como la identificación y gestión sobre los mecanismos de dispersión relacionados con las actividades económicas y los tipos de uso de las especies, los cuales se definen como las rutas y vectores (ver más adelante desarrollo del tema).

En términos generales, el proceso de invasión tiene tres etapas: la introducción o llegada, el establecimiento y la dispersión, esto no implica linealidad o la ausencia de etapas transicionales (Davis 2009); sin embargo, sigue siendo una de las formas de abordar la problemática y es la utilizada para explicar el proceso de invasión, en el presente documento.

### *Introducción de especies*

Gracias a la evolución en la rapidez y accesibilidad de los sistemas de transporte, las barreras geográficas que anteriormente separaban las especies han ido desapareciendo y en consecuencia se ha incrementado el movimiento de organismos entre diferentes regiones del mundo (Mendoza y Koleff 2014). Ese movimiento de las especies fuera de su área de distribución natural, en el que cruzan una barrera geográfica y ambiental, se considera como la fase de introducción (Richardson *et al.* 2000), el cual, comúnmente es el primer paso que debe superar una especie antes de considerarse como especie invasora y ocurre tanto accidental como intencionalmente.

De manera intencional, las especies son introducidas cuando existe algún interés de uso, sea con alguna finalidad económica o cultural (para la salud, para comercio, para la agricultura etc.) o de manera accidental cuando escapan al medio o son liberadas sin ningún propósito.

Mientras que en ecosistemas marinos la gran mayoría de especies exóticas son introducidas de manera accidental (aguas de lastre y bioincrustación); en los ecosistemas terrestres y acuáticos continentales, el 90% de los vertebrados y plantas se han introducido intencionalmente (Wittenberg & Cock 2001).

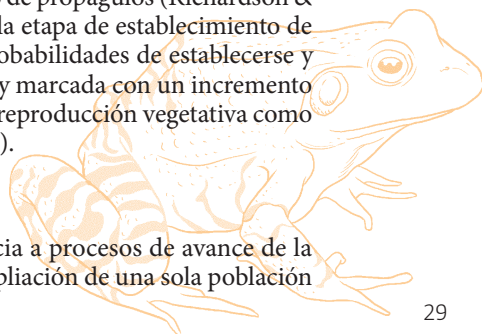
### *Establecimiento*

La fase de establecimiento habla del acople de la especie al ecosistema, involucra el superar de manera exitosa barreras físicas, químicas y abióticas como el **ajuste climático** y se define como el momento en el que la especie puede reproducirse por sí sola.

Los procesos que demuestren una permanencia o persistencia de la especie, como la dispersión (Mendoza y Koleff 2014) y un mayor número de propágulos (Richardson & Pyšek 2013), serán factores determinantes para definir la etapa de establecimiento de una especie. La evidencia empírica muestra que las probabilidades de establecerse y luego convertirse en invasora aumentan de manera muy marcada con un incremento en el número de propágulos (incluyendo estrategias de reproducción vegetativa como rizomas o bulbos) (Richardson & Pyšek 2013) (Figura 4).

### *Dispersión/invasión*

La dinámica de las invasiones biológicas hace referencia a procesos de avance de la especie que puede referirse en dos términos: 1. Una ampliación de una sola población





a medida que aumenta su tamaño, cubriendo un área mayor a larga o corta distancia a partir de donde la especie esté establecida o estableciéndose (Davis & Thompson, 2000).  
2. Puede ser una dispersión saltatoria, en la que la población original puede dar inicio a nuevas poblaciones (Moody & Mack 1988).

La dispersión involucra procesos naturales en los que las características de las especies, las estrategias naturales de dispersión (viento, agua, animales) o la dispersión antrópica (Mendoza y Koleff 2014) evidencian una diferencia en el manejo de la problemática. Así mismo, esta variabilidad de estrategias de dispersión de las especies, especialmente en plantas, y las estrategias de propagación vegetativa facilitan los procesos de invasión de algunas especies. Algunas dinámicas de rangos de dispersión y crecimiento poblacional siguen unos patrones en los cuales, luego de la etapa de arribo o llegada, hay una de retraso (periodo de dormancia o *lag phase*) que precede a una gran dispersión



Figura 4. Ilustración sobre el proceso de invasión biológica.

y rápido crecimiento poblacional, cuando las especies son generalmente más evidentes (Richardson & Pyšek 2013) (Figura 4).

### Invasibilidad vs. invasividad

El proceso de una invasión biológica implica que las condiciones que facilitan su establecimiento y posterior dispersión son la interacción entre las características de susceptibilidad del área o ecosistema (invasibilidad), las condiciones o características propias de las especies (invasividad), así como el disturbio de ecosistemas y la consecuente disponibilidad de hábitat así como, la frecuencia en los eventos de introducción (presión de propágulos).

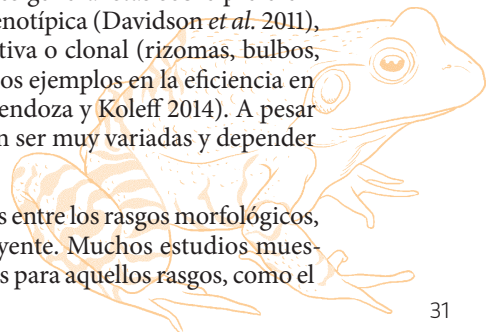
Aunque no es del todo claro si los ecosistemas o comunidades no disturbadas son susceptibles a los procesos de invasión, está claro que el disturbio natural o inducido por el ser humano es un determinante fundamental, al menos en invasiones por plantas (Richardson & Pyšek 2013).

Pese a que anteriormente se pensaba que la invasibilidad estaba dada exclusivamente por la idoneidad del ecosistema y la *presión de propágulos*, otros factores como el grado de disturbio que está vinculado con la intensidad en el uso de la tierra, han mostrado ser importantes determinantes en la susceptibilidad a procesos de invasión en un paisaje (Vicente *et al.* 2010). En otros casos se han evaluado características inherentes a ciertas regiones, entre ellas la fluctuación en la disponibilidad de recursos, especialmente nutrientes, agua y luz (Davis *et al.* 2000; Richardson & Pyšek 2013), la presencia o ausencia de enemigos naturales y la diversidad como resistencia a nuevas invasiones, así como la capacidad de ocupación de nichos (MacDougall 2009). Los debates recientes sobre la invasibilidad han esclarecido que el **disturbio**, bien sea natural o inducido por actividades humanas, es un factor influyente en los procesos de invasión en plantas, lo que determina la vulnerabilidad de los ecosistemas y la disponibilidad de recursos (Mendoza y Koleff 2014). Asociado a la presión de propágulos, se definen las más propias oportunidades para la invasión biológica.

A partir de la base conceptual y definición de las especies invasoras se pueden plantear dos preguntas: ¿Se puede identificar una invasora? ¿Cuáles son las características que las identifican?

Muchos autores, principalmente en temas relacionados con flora, han tratado de realizar generalizaciones sobre las características intrínsecas de las especies, o de los hábitats, que puedan facilitar su establecimiento (Cronk & Fuller 1995; Pyšek & Richardson 2007; Vilà *et al.* 2008; Drenovosky *et al.* 2012). Algunas de las características generales incluyen rápido crecimiento o madurez sexual, especies generalistas sobre preferencias alimenticias, altas tasas de dispersión, plasticidad fenotípica (Davidson *et al.* 2011), ocupación de hábitat generalista, reproducción vegetativa o clonal (rizomas, bulbos, estolones) y mayores tasas fotosintéticas como uno de los ejemplos en la eficiencia en la toma de los recursos disponibles (Vilà *et al.* 2008; Mendoza y Koleff 2014). A pesar de lo anterior se reconoce que las características pueden ser muy variadas y depender del contexto geográfico (Vilà *et al.* 2008).

Para el caso de las plantas, se han identificado diferencias entre los rasgos morfológicos, químicos y fisiológicos, aunque no de manera concluyente. Muchos estudios muestran que las especies exóticas presentan valores más altos para aquellos rasgos, como el



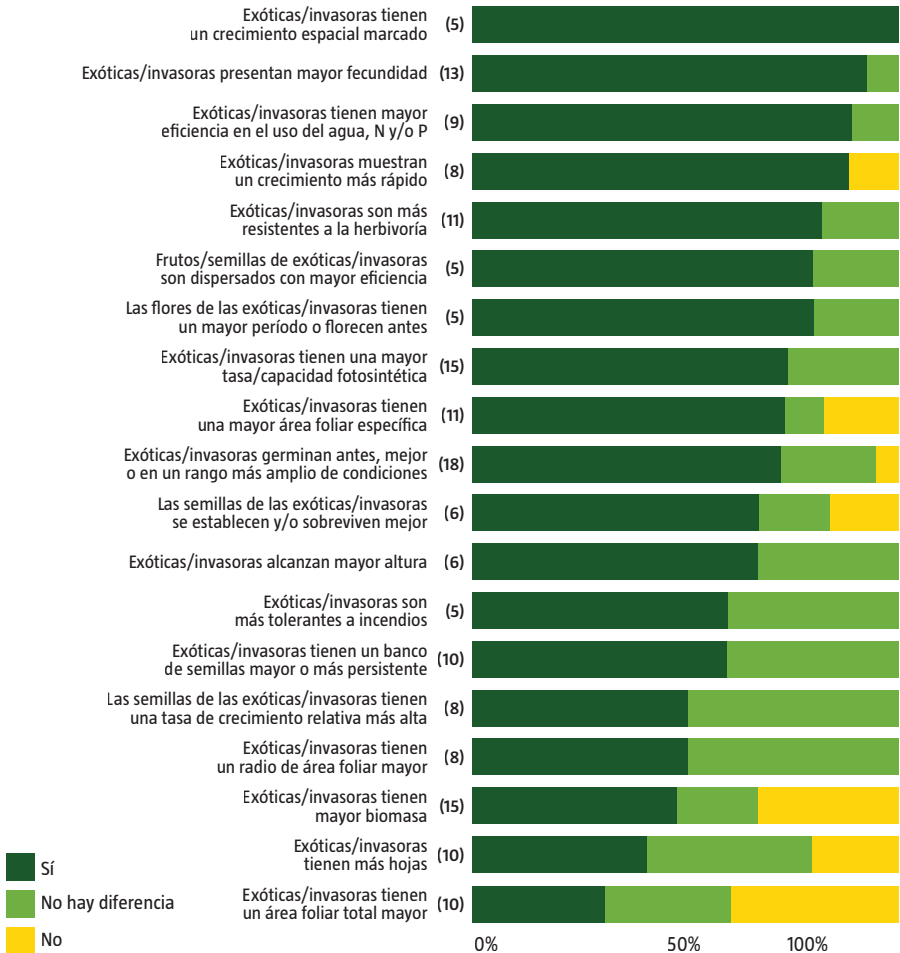


Figura 5. Resultados de revisión de Pyšek & Richardson en 2007 sobre las características o rasgos de 59 estudios que muestran la diferencia entre las especies exóticas e invasoras vs. otras especies. Los números en paréntesis indican el número de estudios, las barras indican en negro el porcentaje de estudios que soportan de manera positiva, blanco para la negativa y en gris estudios en los que no hay diferencia.

análisis realizado por Pyšek & Richardson (2007) (Figura 5) frente a la eficiencia en la toma de los recursos (Ordoñez *et al.* 2010).

Así mismo, la información sobre la autoecología de las especies, en la dinámica de las invasiones biológicas, se puede relacionar entre otras con las características intrínsecas de la biología que facilitan el paso de una etapa a la otra, como es el caso de una dieta amplia, madurez sexual temprana, número de crías elevado o numerosos ciclos reproductivos. En plantas, algunas de las ventajas de las especies exóticas son la producción de grandes cantidades de semillas, tolerancia a disturbios humanos, semillas con dormancia (persistencia en el banco de semillas), reproducción sexual y vegetativa con una buena capacidad de rebrote y capacidad de formar núcleos de alta densidad (Cronk & Fuller 1995).

Tomando en cuenta las innumerables variables biológicas ambientales que hacen difícil identificar la capacidad de invasión, uno de los indicadores más consistentes del potencial de invasión está en el historial de invasión o antecedentes de la especie en otras partes del país o del mundo (Baptiste *et al.* 2010). La evidencia de la capacidad invasiva de una especie tiende a repetirse en otras partes, esto en la medida en que las barreras ambientales, de reproducción y de dispersión sean superadas. En este mismo contexto, factores externos como la ausencia de competidores o predadores, la deforestación y expansión de la frontera agrícola y el cambio en las condiciones climáticas, sumado a la presión de múltiples introducciones (presión de propágulos) y a la degradación de los ecosistemas naturales, contribuyen a que las nuevas especies dispongan de espacios y condiciones ideales en las que pueden proliferar y dominar sobre las especies nativas.

### Algunas aproximaciones para el análisis y gestión de las invasiones biológicas

#### *Autoecología de los rasgos de las especies y su relación con la diversidad funcional*

El conocimiento disponible sobre la **autoecología** de las especies ha influenciado otras formas de análisis que no se manifiestan desde la identidad taxonómica de las especies, sino desde sus características bioecológicas. La descripción de biodiversidad se puede hacer en términos de abundancia, composición y distribución espacial de sus entidades; si se relaciona a los organismos en gran medida responsables de los procesos ecológicos que operan en un ecosistema, no es fácilmente asignable la contribución de una especie en cada proceso, por lo que se analiza un enfoque denominado *diversidad funcional*, el cual trata de establecer relaciones causales entre las características de los organismos y los procesos ecológicos (Martin-López *et al.* 2007).

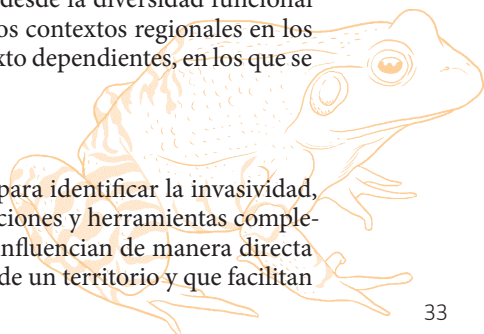
La aproximación a los grupos funcionales, junto con la gestión en el contexto de las invasiones biológicas, ha estado más enfocado en análisis de invasión de las comunidades (Wang *et al.* 2009) que en las características bioecológicas de las especies exóticas invasoras y su manejo; lo cual muestra la necesidad de incorporar en el país las características de las especies por grupos o *tipos funcionales* como parte esencial en los procesos de gestión de la problemática de especies invasoras (Baptiste *et al. en prep*) desde una visión más integral.

En este sentido, es importante que además de incluir rasgos de historia de vida, se analicen otros rasgos funcionales que reflejen mecanismos para adquisición de recursos (Ordoñez *et al.* 2010; Ehrenfeld 2010), entre ellos los mecanismos de control y gestión de las invasiones biológicas. Rasgos sobre tejidos foliares como C, N o P o el área foliar específica (SLA, por sus siglas en inglés) y la dimensión de semillas pueden significar valiosa información complementaria para efectos de la gestión de las especies.

Si bien, la información sobre las especies y su gestión desde la diversidad funcional es importante, este tipo de análisis debe responder a los contextos regionales en los cuales influyen diferentes escenarios con factores contexto dependientes, en los que se incluyen historias de uso del suelo.

#### *Rutas y vectores de introducción y dispersión*

Si bien, las evaluaciones de riesgo son fundamentales para identificar la invasividad, especialmente para fines de prevención, existen evaluaciones y herramientas complementarias que analizan los mecanismos externos que influyen de manera directa o indirecta el movimiento de los organismos a lo largo de un territorio y que facilitan





los procesos de dispersión de las especies. Estos mecanismos se conocen como rutas y vectores (de introducción o dispersión) y deben ser incluidos en el análisis y gestión integral de las invasiones biológicas.

Las formas en las que una especie invasora se introduce y dispersa de forma accidental o intencional se analiza a través de análisis de rutas (vías) y vectores (Hulme 2009) que obedecen a las diversas motivaciones y medios que propician el movimiento de las especies, entre las cuales, se incluye: la agricultura, el comercio de plantas o mascotas, el transporte (marítimo o terrestre), la ganadería y la acuicultura (Turpie *et al.* 2012) (Figura 6).

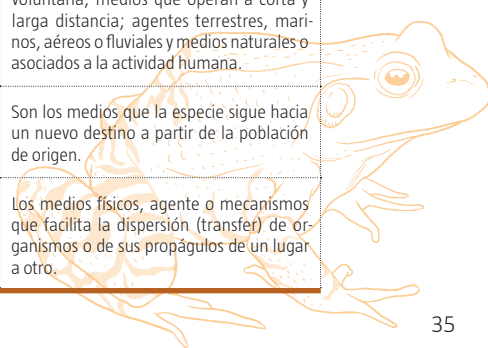


**Figura 6.** Ilustración de algunas rutas y vectores en la dinámica de invasión biológica. Tomado y adaptado de Turpie *et al.* 2012. Cada ruta y color corresponde a un tipo de ruta. amarillo comercio de mascotas, gris, comercio de plantas, azul transporte, rojo silvicultura, verde fugas de cautividad.

En la actualidad no existe un consenso definitivo sobre las definiciones del término ruta o vector de introducción, sin embargo muchos de los organismos multilaterales, instituciones y autores como CDB; FAO; CABI; GISP; UICN 1999; Zalba y Ziller 2008, se refieren al primero como la acción (actividad) y al segundo como el medio (lo que transporta el organismo o especie) (Tabla 3).

**Tabla 3.** Revisión general de términos y conceptos sobre rutas y vectores incluyendo los sinónimos, autores y la definición.

CONCEPTO	SINÓNIMO	AUTOR	DEFINICIÓN
Ruta	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Pathway (En inglés)</li> <li>2. Mecanismo de introducción/ dispersión de especies (p. ej. Transporte de carga terrestre)</li> <li>3. Actividad humana que da lugar a la introducción/dispersión de especies (p. ej. Silvicultura)</li> <li>4. Vía de introducción y/o dispersión (p. ej. Vía Medellín - Honda)</li> <li>5. Trayectoria de introducción/dispersión de especies (p. ej. Recorrido desde Bogotá - Honda por la autopista Medellín-Bogotá)</li> <li>6. Recorrido geográfico (p. ej. Recorrido desde Bogotá - Honda por la autopista Medellín-Bogotá)</li> <li>7. Corredor de introducción/dispersión (p. ej. Túnel)</li> </ol>	IPPC en CDB FAO 1990; revised FAO 1995 en CABI	Cualquier medio que permita la entrada o propagación de una plaga (pest).
		Genovesi & Shine 2004, en CABI	El recorrido geográfico por el cual la especie se desplaza fuera de su área de distribución natural (pasada o presente), el corredor de la introducción (por ejemplo, caminos, canales, túneles), o la actividad humana que da lugar a una introducción intencional o no intencional.
		Zalba y Ziller 2008	Vía de dispersión o trayectoria de las especies exóticas en su movimiento hacia y dentro de cada territorio.
		USDA en GISP	Son los canales por los cuales las especies son transportadas, intencional o accidentalmente, de un lugar a otro.
		UICN 2001	Son las vías que les permiten a las especies moverse de una unidad política a otra, sea dentro de un país o entre países.
		ISSG – IUCN	La ruta geográfica que utiliza uno o varios vectores desde un punto A hasta un punto B.
		ICES 2005 en CDB y CABI	Cualquier agente portador vivo o inerte que transporta organismos vivos de manera intencional o no intencional.
Vector	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Medio físico de dispersión de especies (p. ej. Avión, barco)</li> <li>2. Agentes de dispersión (p. ej. Viento, agua),</li> <li>3. Agente portador</li> <li>4. Mecanismo</li> </ol>	Genovesi & Shine 2004 en CABI	Los medios o agentes físicos mediante los cuales la especie se mueve fuera de su área natural (pasado o presente).
		Zalba y Ziller 2008	Vía de introducción o medios físicos. Incluyen agentes de dispersión accidental o voluntaria; medios que operan a corta y larga distancia; agentes terrestres, marinos, aéreos o fluviales y medios naturales o asociados a la actividad humana.
		GISP	Son los medios que la especie sigue hacia un nuevo destino a partir de la población de origen.
		ISSG-UICN	Los medios físicos, agente o mecanismos que facilita la dispersión (transfer) de organismos o de sus propágulos de un lugar a otro.



En Colombia aún no se ha discutido u oficializado qué categorías de rutas y vectores van a ser adaptadas, sin embargo en este aparte pretendemos mostrar al lector una revisión de términos y categorías generales para comenzar a analizar las posibilidades que que tendría el país en su definición, de manera que se puedan identificar prioridades nacionales o regionales y cumplir con los compromisos nacionales frente a las metas Aichi entre otros.

Más recientemente algunos autores como Britton y colaboradores (2011), definen los términos así:

**Ruta/Vía:** Actividad o proceso (término vía según Zalba y Ziller 2008), medio (Mendoza y Koleff 2014) por el cual una especie puede ser transferida a un nuevo sitio (introducción) y podría volverse invasora (dispersión).

Por su parte los **vectores** son considerados como los medios (agentes) físicos bióticos o abióticos específicos por los cuales una especie invasora, se mueve dentro de una ruta.

Al analizar la relación de estas rutas y vectores con la problemática de las invasiones biológicas, su éxito involucra identificar la asociación con diferentes tipos de disturbios como parte de esa vulnerabilidad y la conectividad del área que ya ha sido invadida (involucrando las vías/actividades y vectores). Sin embargo no hay patrones claros que puedan predecir estos procesos (Brooks 2007) y en este contexto incluir los análisis de rutas y vectores durante la gestión puede consolidar acciones enmarcadas en las diferentes etapas de las invasiones biológicas.

En las etapas tempranas (acciones preventivas) evitar la introducción de especies que esté vinculada a una actividad específica o de igual manera en etapas de control. La mitigación y el monitoreo tienen el potencial de evaluar las amenazas emergentes, al identificar y priorizar esos mecanismos de facilitación (Ministry of Agriculture and Forestry Biosecurity New Zealand 2009).

### Clasificación en el análisis de vías o rutas de introducción y vectores

Las rutas y vectores se han analizado y clasificado por muchos autores (Wittenberg & Cock 2001; Lodge *et al.* 2006; Zalba y Ziller 2008; Ministry of Agriculture and Forestry Biosecurity New Zealand 2009; Pyšek *et al.* 2011; Turpie *et al.* 2012, entre otros) y aunque existe una amplia variedad en sus clasificaciones, en términos generales, las rutas se pueden dividir en **naturales**; como las corrientes de agua, la gravedad y el viento, para los cuales las especies han desarrollado adaptaciones morfológicas como semillas aladas o utilizan como mecanismo de dispersión la hidrocoria; o bien pueden ser **artificiales** cuando se relacionan con las actividades humanas (ANSTF & NISC 2007), las cuales pueden ser **rutas intencionales** o **rutas accidentales**, cuando las especies son transportadas de manera indirecta.

Sobre las rutas artificiales algunos marcos de referencia generales, incluyen el descrito por Turpie y colaboradores (2012) que vincula las motivaciones y probabilidades de dispersión de especies en cinco tipos de rutas, mientras que otros autores como Zalba y Ziller (2008) las describen o categorizan en más tipos o clases (Tabla 4).

Tabla 4. Algunas clasificaciones y descripción de las rutas y vectores de acuerdo al Convenio de Diversidad Biológica (Turpie *et al.* 2012; Zalba y Ziller 2008).

CATEGORÍAS SEGÚN TURPIE <i>et al.</i> 2012	PROBLEMÁTICA O DESCRIPCIÓN GENERALIZADA	CATEGORÍAS SEGÚN ZALBA Y ZILLER 2008 - BASES DE DATOS I3N-IABIN
<b>Acuicultura, horticultura y maricultura</b>	Pueden llevar a escape y establecimiento	Acuicultura, maricultura, horticultura
<b>Agricultura y silvicultura</b>	Introducción intencional de muchas especies que se pueden convertir en invasoras si no se hace un manejo adecuado.	Agricultura
<b>Sistemas de transporte</b>	Como resultado del movimiento accidental de especies como el agua de lastre o el fouling (encrustamiento de organismos en los cascos de embarcaciones). Esta vía de introducción también incluye el transporte de materiales como madera.	Sistema de transporte
<b>Turismo</b>	Incluye las llegadas de personas que pueden transportar intencionalmente (regalos) o accidentalmente (tierra en los zapatos, semillas en equipo de campamento).	Turismo
<b>Comercio de especies como mascotas, acuarios y especies de plantas ornamentales.</b>	Introducción legal e ilegal de especies entre fronteras	-Comercio de mascotas -Comercio de acuarios y zoológicos. -Especies ornamentales de fauna y flora.
<b>No incluida por Turpie y colaboradores (2012)</b>	Introducción legal e ilegal de especies entre fronteras	Comercio de alimentos vivos
<b>No incluida por Turpie y colaboradores (2012)</b>	Involucra OVMs y opciones de control de otras problemáticas de invasiones biológicas.	Comercio con fines de control biológico
<b>No incluida por Turpie y colaboradores (2012)</b>	Trasplante de especies en cuencas diferentes	Pesca industrial o deportiva
<b>No incluida por Turpie y colaboradores (2012)</b>	Involucra el movimiento intencional de especies de fauna y flora	Investigación científica
<b>No incluida por Turpie y colaboradores (2012)</b>	Zoocria comercial en ciclo cerrado y semabierto (reptiles, pieles). No incluye especies ornamentales o mascotas.	Otros tipos de zoocria
<b>No incluida por Turpie y colaboradores (2012)</b>	Incluye la introducción y el transporte de especies de plantas	Control de erosión, uso forestal

Pese a que actualmente no existe una determinación o adopción oficial del país hacia los términos y clasificación de rutas y vectores, se adoptarán como referencia preliminar las de Britton y colaboradores (2011), así como las clasificaciones de Turpie y colaboradores (2012) tomando en consideración que son las revisiones más recientes y que fueron desarrolladas para el Convenio de la Diversidad Biológica.



**Rana toro**  
(*Lithobates catesbeianus*)





Restauración de áreas invadidas por retamo  
MAURICIO AGUIAR CARAVITO



# CAPÍTULO 3

## CONCEPTOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA APLICADOS A ECOSISTEMAS AFECTADOS POR ESPECIES INVASORAS<sup>1</sup>

Mauricio Aguilar-Garavito  
Wilson Ramírez

Colombia, al igual que otros países, ha planteado su desarrollo económico a partir de modelos basados en la sobreexplotación de los recursos naturales, en la industria extractiva, la poca o mala planeación y el consumismo, sin tener en cuenta que en la mayoría de ocasiones el crecimiento económico depende de la capacidad que tenga el ambiente natural para tolerar todos los procesos sociales, tecnológicos y culturales. En el país, pocas regiones concentran una alta densidad poblacional y son las mayores demandantes de bienes y servicios ecosistémicos, pues es allí donde se desarrollan la mayoría de procesos socioeconómicos y culturales, tanto legales como ilegales: introducción de especies exóticas e invasoras, establecimiento de sistemas agropecuarios, explotación forestal, actividades industriales, minería, desarrollo urbano, desarrollo industrial, prestación de servicios, construcción de obras de infraestructura y de mega-proyectos (Barrera-Cataño *et al.* 2010; MADS 2013).

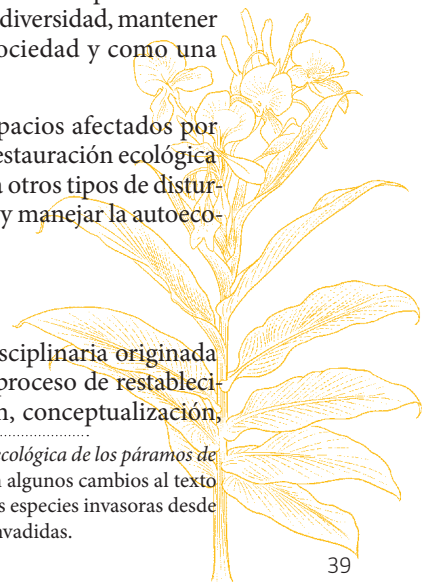
Los diferentes procesos antrópicos, además de la alteración ecosistémica y de la pérdida de biodiversidad, también han originado el detrimento de los bienes y servicios ecosistémicos. Bajo este escenario, la restauración ecológica y la ecología de la restauración son hasta el momento las mejores estrategias para entender y abordar los procesos de degradación ambiental, así como para conservar y aumentar la biodiversidad, mantener los servicios ecosistémicos, mejorar la calidad de vida de la sociedad y como una medida de adaptación al cambio global (Harris *et al.* 2006).

En Colombia, uno de los tipos de áreas disturbadas son los espacios afectados por especies invasoras (Barrera-Cataño *et al.* 2010), estos lugares en restauración ecológica tienen un abordaje diferente pues generalmente están asociados a otros tipos de disturbios como uso agropecuario o minería y porque se debe conocer y manejar la autoecología de la invasora para alcanzar las metas de restauración.

### La restauración ecológica

La *ecología de la restauración* es una disciplina científica interdisciplinaria originada a finales del siglo XX. Estudia los ecosistemas degradados y su proceso de restablecimiento, teniendo como base para el abordaje, análisis, reflexión, conceptualización,

<sup>1</sup> Este capítulo es una versión ajustada del ya publicado en el libro *Restauración ecológica de los páramos de Colombia 2014*, de la Editorial Instituto Alexander von Humboldt. Se hicieron algunos cambios al texto original y se incluyen la introducción y dos temas adicionales: El manejo de las especies invasoras desde la restauración ecológica y el abordaje de la restauración ecológica en áreas invadidas.



teorías, métodos y herramientas de la ecología básica (Bradshaw 1993; Cairns 1993a; Clewell 1993; Hobbs & Harris 2001; Van Diggelen *et al.* 2001; SER 2004). Provee los modelos, instrumentos, métodos, técnicas y estrategias para entender y afrontar la degradación de los ecosistemas. El desarrollo práctico de la ecología de la restauración se hace a través de la *restauración ecológica*, definida como el proceso de asistir o ayudar el restablecimiento estructural y funcional de un ecosistema degradado, dañado o destruido, teniendo como punto de partida el conocimiento adquirido a partir de la ecología de la restauración, el potencial natural actual del ecosistema y ciertos estados socialmente posibles y deseables (National Research Council 1992, 2004; SER 2004).

La restauración debería entenderse como una herramienta que busca la reposición de los valores, bienes y servicios que las comunidades locales han perdido, mediante un análisis ecológico integrador. Para lograr lo anterior, existen diversas técnicas que provienen de diferentes áreas del conocimiento, entre ellas la revegetación, las obras de conservación de suelos y de mejora del hábitat para la fauna, la estabilización de terrenos y taludes, la reconfiguración topográfica (ver capítulo 6). Sin embargo, hay que ir más allá y considerar que la restauración ecológica no es sólo la aplicación de ciertas técnicas de manera estratégica o la implementación de algunas obras; debe entenderse como un proceso de análisis y reflexión integradora alrededor del contexto histórico, dinámico, territorial y especialmente social (Temperton *et al.* 2004).

### *Los objetivos de la restauración ecológica*

Uno de los primeros dilemas que aparecen al momento de restaurar es el de definir cuál debe ser el objetivo de la restauración, es decir, a qué queremos llegar, ¿A un ecosistema original?, ¿Qué período de tiempo queremos recuperar?, ¿Debemos regresar 10, 100, 200 años? En nuestros ecosistemas, esto es especialmente sensible si sumamos las preguntas de la escala y el nivel de complejidad ecosistémico que queremos obtener. Bajo ese contexto, estaríamos hablando en ocasiones de objetivos cuyos costos económicos y sociales son desmedidos, por lo que es muy importante definir objetivos alcanzables con los recursos, el tiempo y el nivel de aceptación social ajustados (Choi 2007).

Algunos autores, incluyendo la Sociedad de Ecología de la Restauración (SER), han definido grandes objetivos de la restauración ecológica, entre los cuales deberían enmarcarse *a priori* nuestros proyectos de restauración. Los grandes objetivos de restauración ecológica son los siguientes (Brown & Lugo 1994; Hobbs & Harris 2001; Hobbs 2002; SER 2004; Van Andel & Grootjans 2006; Hobbs 2007; Holl & Aide 2011):

- **Restauración ecológica propiamente dicha:** Restablecer el ecosistema degradado a una condición similar al ecosistema predisturbio respecto a su composición, estructura y funcionamiento. Además el ecosistema resultante debe ser un sistema autosostenible y debe garantizar la conservación de especies, del ecosistema en general, así como de la mayoría de sus bienes y servicios.
- **Rehabilitación ecológica:** Llevar al sistema degradado a un sistema similar o no al sistema predisturbio, este debe ser autosostenible, preservar algunas especies y prestar algunos servicios ecosistémicos.
- **Recuperación ecológica:** Recuperar algunos servicios ecosistémicos de interés social. Generalmente los ecosistemas resultantes no son autosostenibles y no se parecen al sistema predisturbio.

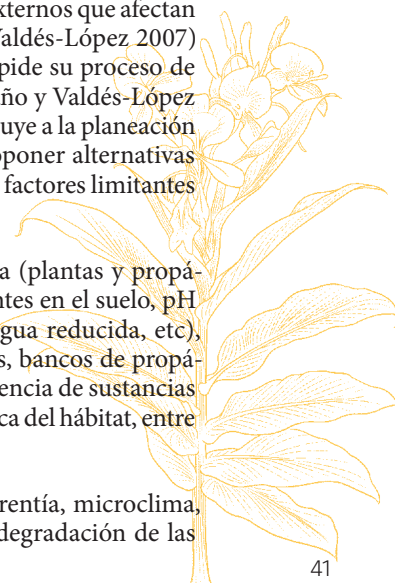
Adicionalmente, desde una perspectiva más amplia e interdisciplinaria, y partiendo de la necesidad que tiene la humanidad de preservar y manejar los recursos naturales remanentes (capital natural), cada día toma mayor fuerza el enfoque de la restauración del capital natural (RCN). Es una estrategia de inversión en la recuperación de los recursos naturales degradados para reincorporarlos a la cadena de bienes y servicios que la sociedad requiere. La RCN utiliza una serie de conceptos y herramientas que permiten integrar armónicamente la sociedad con el ambiente, relacionándolos directamente con el incremento, la inversión o la recuperación de las reservas de capital natural para promover el bienestar humano y la conservación de la biodiversidad a largo plazo (Clewell & Aronson 2006, 2007; Aronson *et al.* 2006, 2007a, 2007b).

### El concepto de disturbio en la restauración ecológica

Para abordar la restauración ecológica de los sistemas disturbados, dañados o degradados es necesario definir el por qué y para qué de la restauración, también cuándo y cómo hacerlo. Lo anterior facilita establecer un objetivo de restauración e identificar los posibles estados ideales. Para hacerlo, es necesario tener en cuenta el tipo, magnitud y frecuencia del disturbio, así como del estado actual del ecosistema, su incidencia negativa sobre los ecosistemas adyacentes y, sobre todo, el estado de los bienes y servicios ecosistémicos deseados socialmente.

Los *disturbios*, están relacionados con las continuas acciones antrópicas que generan efectos negativos en la composición, estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Turner *et al.* 1998; Rapport & Whitford 1999; White & Jentsch 2001). Tales disturbios afectan el ecosistema dependiendo del tipo, magnitud y frecuencia del mismo, es decir, el nivel de disturbio está determinado por el tipo de actividad que se realice de acuerdo a los cambios en el uso de la tierra, la aplicación de nuevas tecnologías y demandas de mercado, que producen marcadas variaciones, tanto en el impacto que tienen sobre los ecosistemas como en el direccionamiento de la restauración. Por otro lado, es importante recordar que todos los sistemas ecológicos se encuentran en alguna medida sometidos a factores *tensionantes* –conjunto de estímulos externos que afectan negativamente el desarrollo del ecosistema– (Barrera-Cataño y Valdés-López 2007) y *limitantes* –conjunto de condiciones propias del sistema que impide su proceso de desarrollo–, de alguno o varios de sus componentes (Barrera-Cataño y Valdés-López 2007). Reconocer tales factores en procesos de restauración contribuye a la planeación adecuada de las estrategias y técnicas aplicables, con el fin de proponer alternativas para superar dificultades. En el caso de las invasoras los principales factores limitantes y tensionantes se presentan a continuación:

- Factores limitantes: Baja o nula presencia de vegetación nativa (plantas y propágulos), cambio en las condiciones edáficas (ausencia de nutrientes en el suelo, pH ácido, compactación del suelo, capacidad de infiltración de agua reducida, etc), dominancia del terreno por la invasora, alta densidad de raíces, bancos de propágulos profundos y persistentes, pendientes largas y fuertes, presencia de sustancias alelopáticas producidas por las invasoras, transformación histórica del hábitat, entre otros (Aguilar-Garavito 2010, 2011; Barrera-Cataño *et al.* 2010).
- Factores tensionantes: Heladas, viento, incendios, lluvia, escorrentía, microclima, llegada de propágulos de las invasoras, remociones en masa, degradación de las





coberturas aledañas, tránsito de personas y vehículos, entre otros (Aguilar-Garavito 2010, 2011; Barrera-Cataño *et al.* 2010).

### La restauración espontánea como estrategia

En ciertas ocasiones los ecosistemas se encuentran relativamente bien conservados o el disturbio no ha sido severo, por tanto, el establecimiento de las prácticas de restauración se reduce a eliminar o detener los agentes que causan la degradación y no se establece ningún otro tipo de actuación (McIver & Starr 2001), permitiendo que el sistema siga su trayectoria sucesional. Lo anterior es conocido como restauración espontánea (MADS 2013) y es factible en ecosistemas poco intervenidos, sistemas saludables donde existan varias fuentes de propágulos y donde no se han afectado las condiciones edáficas, topográficas, hidrológicas y geológicas, o donde los costos de la restauración son muy altos respecto al éxito de las técnicas y al beneficio final que se obtiene (Guerrero & da Rocha 2010). Sin embargo, se ha demostrado en algunos casos que el proceso de restablecimiento puede ser lento y puede verse afectado por el aislamiento y el rápido reclutamiento de especies exóticas e invasoras (Laycock 1995; Redi *et al.* 2005; Guerrero & da Rocha 2010). Por lo anterior es indispensable que durante la caracterización diagnóstica del sistema se evalúe si éste tiene las condiciones ideales para que la estrategia de restauración espontánea tenga éxito.

La restauración espontánea es mencionada en múltiples documentos como restauración *pasiva*, sin embargo, este término presenta algunas deficiencias conceptuales ya que asume que la sucesión ecológica es lineal y estática, además contradice la definición propuesta por la SER (2004): La restauración es el proceso de coadyuvar o asistir al ecosistema en su recuperación. Por otra parte, si la recuperación se produce sin ningún tipo de intervención, debería llamarse restablecimiento natural en vez de restauración ecológica (Clewel & Aronson 2007).

### Algunos retos en la restauración ecológica

En el país la restauración ecológica es una disciplina conocida recientemente y presenta algunas dificultades que complican el abordaje de la misma. En primera medida, se debe reconocer que a pesar de su fundamento en la ecología y en otros campos del conocimiento, aún se presenta mucho desconocimiento, confusión y poca claridad, tanto a nivel conceptual como en el uso de herramientas para el diagnóstico, evaluación, seguimiento y para la aplicación de algunas técnicas. Otro factor que complejiza la restauración hace referencia a la degradación ecosistémica, que ocurre a grandes velocidades y en múltiples direcciones, además, en la mayoría de los casos se dificulta conocer la historia de degradación de los ecosistemas. También existe dificultad para establecer con claridad para qué restaurar, quién debe hacerlo y la relación costo-beneficio.

Adicionalmente, se ha generado confusión respecto a la utilidad y la manera de establecer un ecosistema de referencia, especialmente para no caer en el error de diseñar ecosistemas del pasado. Otro gran inconveniente se refiere a la evaluación de la restauración, teniendo en cuenta la multiplicidad de actores, de intereses y de perspectivas que están involucradas antes, durante y después de todo proceso. A esto se suma el desconocimiento de los efectos a largo plazo, debido a la estocasticidad y a la heterogeneidad ambiental, lo que impide que los restauradores puedan definir con precisión un estado específico resultante al momento de proponer una restauración ecológica; aquí juega un papel determinante el monitoreo.

En nuestro país, en algunas ocasiones se ha presentado una mala interpretación de estos procesos y la restauración ha sido entendida como reforestación o revegetación. Para muchos ecosistemas no boscosos como páramos y sabanas esto ha generado nuevos escenarios de plantaciones forestales con especies exóticas, incrementando los conflictos ambientales y procesos de invasión biológica.

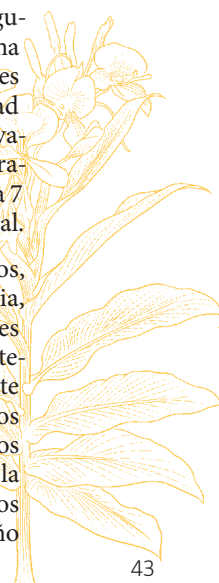
Todo ecosistema que pierda algunas de sus funciones o algunos compartimentos puede restaurarse, esto implica tiempo, voluntad sociopolítica y otros recursos. En todos los casos de restauración, rehabilitación o recuperación, requiere imitar el proceso constructor que siguió la naturaleza, es por esto que antes de destruir se debe considerar la dificultad y el costo que acarrea degradar un área, además se debe reflexionar sobre la necesidad de gastar el capital natural de un ecosistema. Siempre es más económico y viable conservar que restaurar.

Finalmente, dado que la restauración es un proceso muy complejo, que requiere de la inversión de recursos a largo plazo, se debe considerar que hace referencia a sistemas con condiciones muy cambiantes, en los que se deben involucrar a múltiples actores sociales de manera diferenciada. Así mismo, para el éxito de la restauración ecológica se deben tomar decisiones sociopolíticas, económicas y educativas que incidan en el cambio de actitud individual para el beneficio común.

### La restauración ecológica en áreas invadidas

Las transformaciones que han sufrido los ecosistemas de áreas saludables, heterogéneas, biodiversas y resilientes, hacia sistemas productivos homogéneos, degradados, simplificados, manejados y con disturbios frecuentes, ha favorecido el establecimiento y la expansión de las especies invasoras. Comúnmente, para que un ecosistema sea afectado por invasiones biológicas, previamente debieron ocurrir otros disturbios que afectaron su composición, estructura y función, así como varios eventos que facilitaron la introducción de la invasora. En otras palabras, podríamos decir que las invasoras indican que en el lugar donde se presentan, han ocurrido históricamente varios eventos que causaron la pérdida total o parcial de la riqueza y abundancia de especies, así como una alteración en el estado de las poblaciones, la productividad, las interacciones, la regulación de los ciclos biogeoquímicos y la organización espacio-temporal del ecosistema original (Barrera-Cataño 2010). La transformación da origen a una serie de condiciones biofísicas que sólo pueden ser aprovechadas por especies con buena adaptabilidad (**invasividad**) (ver capítulo 2), en ese sentido se puede pensar que no son sólo las invasoras las que causan las alteraciones, sino también el estado de degradación y vulnerabilidad del ecosistema el que las facilita (**invasibilidad**) (ver capítulo 2). En la Figura 7 se presenta un modelo de la historia de disturbio e invasión en un escenario potencial.

En la actualidad, muchas de las áreas naturales protegidas, los sistemas productivos, las ciudades y centros urbanos, las vías y tierras marginales del mundo y de Colombia, presentan diversos niveles de presión por especies invasoras, debido a las condiciones históricas y actuales de uso del suelo y por la incidencia de paisajes circundantes fuertemente alterados y en el que adicionalmente se debe considerar como aspecto relevante los rasgos de historia de vida de las especies, característico de este tipo de disturbios y las medidas de restauración en buena parte deben diseñarse para mitigar aspectos autoecológicos como: altas tasas de reproducción, la alta capacidad de dispersión, la capacidad de reproducción sexual y asexual, la fácil adaptación al estrés ambiental, los bancos de propágulos profundos y persistentes entre otros (Ríos 2005; Barrera-Cataño



2010; Barrera-Cataño *et al.* 2010; Aguilar-Garavito 2010). En este contexto es relevante plantear diversas estrategias de manejo encaminadas a la prevención y control de las invasoras en la gestión de estos sistemas tan alterados, así como a la restauración ecológica de las áreas susceptibles o invadidas. Esto permitiría manejar la autoecología de la especie y mitigar los efectos de la degradación acumulada del ecosistema que posibilita la recuperación en gran parte de las tierras marginales, garantizar el cumplimiento de los objetivos de conservación en las áreas protegidas, prevenir la ocurrencia de nuevos disturbios, aumentar la biodiversidad, mitigar algunos impactos del cambio global y generar paisajes más heterogéneos y estructurados (Mooney & Godron 1983; Dukes & Mooney 2004). Se debe abordar la problemática de las invasoras desde una perspectiva amplia de la gestión de la biodiversidad, la cual se construye a partir de la prevención de la llegada de las especies con riesgo, la preservación de los ecosistemas en mejor estado, el uso sostenible de la biodiversidad de los ecosistemas y la restauración ecológica.

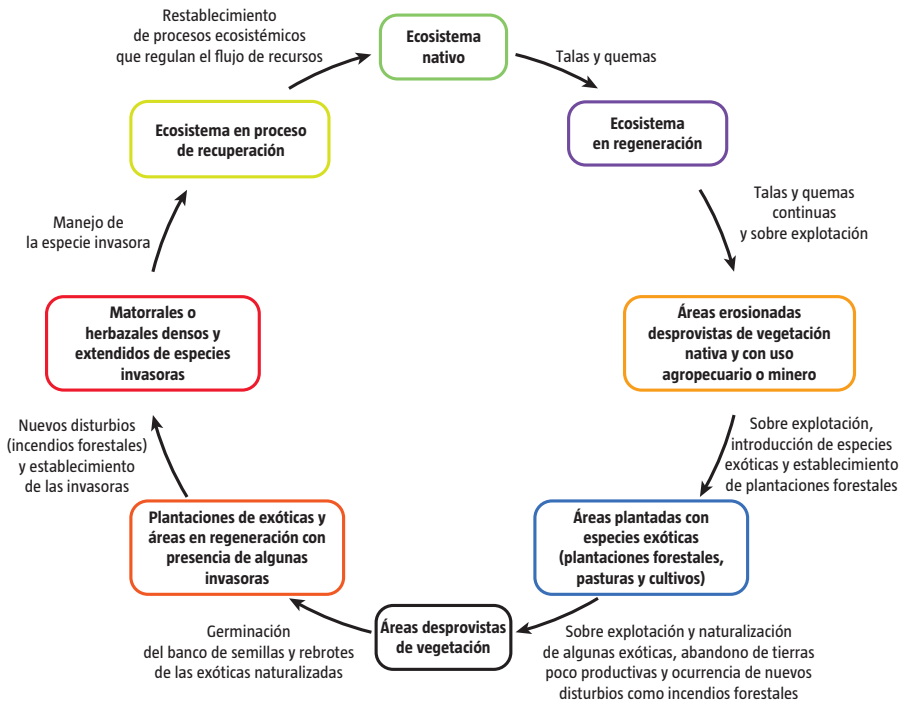


Figura 7. Esquema del historial de disturbio e invasión en un ecosistema (modificado de Barrera-Cataño 2010)

La restauración ecológica, como estrategia de manejo de las invasiones biológicas, aporta varias herramientas ya que no sólo contempla implementar acciones de manejo en las áreas afectadas por la invasión, sino también en ecosistemas susceptibles, evitando invasiones futuras. Por otra parte, el enfoque conceptual y procedural de la restauración ecológica involucra analizar y solucionar la problemática desde múltiples disciplinas, lo que facilita contemplar de manera simultánea distintas causas y efectos, tanto de la degradación ecosistémica como de la invasión.

Hoy en día en restauración es sabido que la simple eliminación de las especies invasoras por sí sola, no es suficiente para lograr el restablecimiento de comunidades nativas, se

requieren esfuerzos adicionales de restauración que deben enfrentar numerosos obstáculos, entre ellos la alteración de varias propiedades y funciones ecosistémicas (Andel & Aronson 2012), las principales motivaciones para la restauración de ecosistemas invadidos pueden ser múltiples, sin embargo citamos 4 muy importantes: 1. Pérdida de integridad ecológica (p. ej. pérdida de especies), 2. Impacto en el funcionamiento ecológico (p. ej. cambios en ciclos de nutrientes), 3. Alteración de servicios ecosistémicos (p. ej. desajustes en la regulación hídrica) y 4. Pérdida de productividad agrícola (Andel & Aronson 2012). La decisión de restaurar o no un ecosistema invadido por una o varias especies dependerá siempre del nivel de degradación del ecosistema (también relacionado con la duración de la invasión), es decir, si el ecosistema está en estados iniciales de invasión puede ser suficiente la eliminación de las especies problema (erradicación) y luego dejar a la recuperación del ecosistema (restauración espontánea). Por otro lado, si se han alterado ya algunas funciones del ecosistema por lo general se requieren actividades de restauración activa después de la eliminación de las especies invasoras (Andel & Aronson 2012), algunos ejemplos aparecen en los estudios de caso de éste libro.

Cabe resaltar que el trabajo de restauración con especies invasoras requiere de un fuerte componente de información y concienzión del público en general, por lo tanto se deben diseñar jornadas de capacitación dirigidas a la mayor cantidad de personas que sea posible, que abarquen distintos medios de comunicación. Es importante tener en cuenta la mano de obra que se requiere, tanto para el manejo de las invasoras como de los ecosistemas. Muchas experiencias exitosas han incluido dentro del personal la población en riesgo y en proceso de resocialización, aportando a la reinserción social (Ríos 2005; Barrera-Cataño 2010; Aguilar-Garavito 2010). Actualmente existen protocolos propuestos de intervención bajo escenarios de invasión, sin embargo se requiere de mucho trabajo adicional que busque la comprensión de la totalidad de los posibles impactos de las especies invasoras y de éstas sobre los ecosistemas; esto permitirá mejorar las técnicas y objetivos de restauración, donde uno de los factores clave en dicha comprensión, es el estudio de la autoecología de las especies, así como la aproximación a los factores que afectan la resiliencia de los ecosistemas (Andel & Aronson 2012). En el capítulo 6 de este libro se propone un árbol de decisiones y posteriormente un conjunto de estrategias y técnicas de ecosistemas bajo escenarios de invasión biológica.



**Matandrea**  
(*Hedychium coronarium*)





**Retamo espinoso, *Ulex europaeus***

FRANCISCO NIETO. BANCO DE IMÁGENES AMBIENTALES, INSTITUTO HUMBOLDT

## CAPÍTULO 4

# LA INSTITUCIONALIDAD Y LA NORMATIVIDAD PARA LA INTRODUCCIÓN, TRASPLANTE Y REPOBLACIÓN

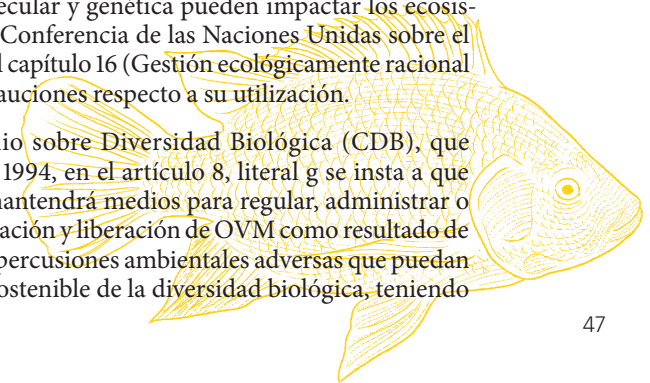
Francisco de Paula Gutiérrez Bonilla

Históricamente Colombia, al igual que muchos países, ha estado expuesta a la introducción de especies que posteriormente han pasado a ser reconocidas como invasoras. América Latina y el Caribe inician su historia con la llegada de los españoles, que trajeron gran cantidad de especies que ahora tenemos incorporadas a nuestros inventarios de biodiversidad. Identificado y detectado el problema en Colombia, se han adquirido compromisos internacionales y desde 1974 se tienen normas nacionales y recientemente diagnósticos sobre especies introducidas, trasplantadas e invasoras (Gutiérrez 2002, 2006; Baptiste *et al.* 2010; Gutiérrez 2011; Lasso *et al.* 2011), lo cual resultó en la formulación del “Plan Nacional para la Prevención, el Control y Manejo de las especies introducidas, trasplantadas e invasoras. Diagnóstico y listado preliminar de especies introducidas, trasplantadas e invasoras en Colombia” (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible 2011).

En este capítulo se compila sucintamente la normatividad nacional e internacional sobre especies exóticas, trasplantes, utilización de híbridos, actividades de repoblación y utilización de Organismos Vivos Modificados (OVM), se establecen las competencias de las instituciones que hacen parte del Sistema Nacional Ambiental (SINA), y de sectores como el agrícola y de salud (Tabla 5). Todo dirigido a que se preste la debida atención a la problemática generada alrededor de las doscientas noventa y siete (297) especies exóticas (introducidas y trasplantadas), de las cuales cuarenta y dos (42) especies de flora son consideradas de Alto Riesgo de Invasión y doscientos cincuenta y cinco (255) especies de fauna entre las que sobresalen ciento veintinueve (129) especies de peces, cincuenta y dos (52) aves, veinticinco (25) de mamíferos, veinte (20) reptiles, diecisiete (17) artrópodos, cinco (5) crustáceos, cuatro (4) anfibios y tres (3) moluscos, siendo escaso el conocimiento de sus impactos sobre ecosistemas, comunidades y poblaciones (Gutiérrez 2006; Baptiste *et al.* 2010; Gutiérrez *et al.* 2012).

En el contexto global, y teniendo en cuenta que los organismos vivos modificados (OVM), por su nueva constitución molecular y genética pueden impactar los ecosistemas y las poblaciones naturales, en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente (CNUMAD 1992), en el capítulo 16 (Gestión ecológicamente racional de la biotecnología) se insta a tener precauciones respecto a su utilización.

Posteriormente concertado el Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB), que Colombia signa mediante la Ley 165 de 1994, en el artículo 8, literal g se insta a que cada parte contratante: “Establecerá o mantendrá medios para regular, administrar o controlar los riesgos derivados de la utilización y liberación de OVM como resultado de la biotecnología que es posible tengan repercusiones ambientales adversas que puedan afectar la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica, teniendo



también en cuenta los riesgos para la salud humana”. A su vez, y respecto a las especies exóticas, el CDB, en el mismo artículo 8, literal h, solicita a cada parte: “Impedirá que se introduzcan, controlarán o erradicarán las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies”.

Por su parte analizado el tema de los OVM en foros y conferencias internacionales (Ojasti 2001a, 2001b) se ha propuesto, sean considerados como especies exóticas.

### La introducción de especies

La normatividad nacional respecto al tema objetivo es amplia (Satizábal y Satizábal 1995; Gutiérrez 2002, 2006, 2011; Lasso *et al.* 2011), siendo la Ley 23 de 1973 -Por la cual se conceden facultades extraordinarias al presidente de la República para expedir el Código de Recursos Naturales y de Protección al Medio Ambiente (CRNR) y se dictan otras disposiciones- lo que permitió expedir el CRNR a través del Decreto Ley 2811 de 1974, en donde se incluyen criterios y mecanismos preventivos respecto a la introducción de enfermedades, la introducción de especies, de híbridos, al trasplante, a la repoblación con fauna y flora terrestre y acuática, con recursos hidrobiológicos y pesqueros continentales y marinos, estableciendo a su vez las competencias institucionales (Artículos 41, 258 a 274, 290 a 293 y 336).

Posteriormente estas actividades se reglamentan a través del Decreto 622 de 1977 -Por el cual se reglamenta parcialmente: el capítulo V título II parte XIII del Decreto Ley 2811 de 1974 sobre Sistema de Parques Nacionales, la Ley 23 de 1973 y la Ley 2 de 1959” - y en el artículo 30, numeral 12, estableció que en éstas áreas queda prohibido: “Introducir transitoria o permanentemente animales, semillas, flores o propágulos de cualquier especie”.

Mediante el Decreto 1608 de 1978 -**Por el cual se reglamenta el Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente y la Ley 23 de 1973 en materia de fauna silvestre-, en los artículos 129 a 141 se regula la repoblación, el trasplante e introducción de especies de fauna silvestre y del 202 al 210 la importación o introducción al país de individuos, especímenes y productos de la fauna silvestre.**

El Decreto 1681 de 1978 -Por el cual se reglamenta la parte X del libro II del Decreto Ley 2811 de 1974, que trata de los recursos hidrobiológicos, y parcialmente la Ley 23 de 1973 y el Decreto Ley 376 de 1957- en el artículo 1 (literal b, numeral 2) y en los artículos 122 y 134 a 157, regula la introducción, el trasplante, el cultivo o propagación de especies hidrobiológicas científicamente perjudiciales para la conservación y el desarrollo de los recursos hidrobiológicos continentales y marinos, a través de actividades como la acuicultura, la repoblación, el trasplante e introducción de especies hidrobiológicas.

La introducción de especies por aguas de lastre y sedimentos en ecosistemas marinos y continentales está parcialmente prevista en el Decreto Ley 2324 de 1984 -Por el cual se reorganiza la Dirección General Marítima y Portuaria- y en posteriores resoluciones de la Organización Marítima Internacional-. Colombia no ha ratificado el Convenio Internacional sobre Aguas de Lastre y Sedimentos, pero tiene implementados controles a través del programa regional GloBallast Partnerships de la OMI-GEF-PNUD.

La Ley 13 de 1990 -Por la cual se dicta el Estatuto General de Pesca-, incluye el tema de importación de especies hidrobiológicas para el fomento de su cultivo conforme a las normas (artículo 45). Lo cual queda reafirmado en el Decreto 2256 de 1991- Por el cual



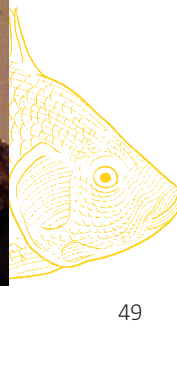
se reglamenta la Ley 13 de 1990-, establece en los artículos 46, 49 y 50 directrices para la introducción de especies, para la repoblación y la autorización previa de la autoridad pesquera para la importación de ovas embrionadas, larvas, postlarvas, alevinos y reproductores de especies hidrobiológicas con fines de acuicultura, acciones que deberán efectuarse conforme a las normas vigentes sobre la materia, y con autorización de la entidad competente.

La Ley 12 de 1992 -Por medio de la cual se aprueba el Protocolo para la Conservación y Administración de las Áreas Marinas Protegidas del Pacífico Sudeste-, en el artículo 7 (literales c y d) y artículo 8, alerta sobre la obligación de prevenir, reducir y controlar la introducción de especies, incluyendo los trasplantes y otras actividades susceptibles de producir deterioro ambiental, y que involucran áreas continentales marinas y costeras.

La Ley 99 de 1993 -Por medio de la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el sector público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental y se dictan otras disposiciones-, establece que la competencia para la introducción de especies será del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (artículo 52. Numeral 12). En 2011, la competencia pasó a ser de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales -ANLA-.

Promulgada la Ley 1444 de 2011-Por medio de la cual se separan unos ministerios, se otorgan precisas facultades extraordinarias al presidente de la República para modificar la estructura de la administración pública y la planta de personal de la Fiscalía General de la Nación-, a través del Decreto 3573 de 2011-Por el cual se crea la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales -ANLA- y se dictan otras disposiciones-, la ANLA asume la competencia para otorgar las licencias ambientales.

Respecto a la introducción de especies, existe la obligatoriedad de obtener licencia ambiental, estando reglamentada en el Decreto 2041 de 2014 -Por el cual se reglamenta el Título VIII de la Ley 99 de 1993 sobre licencias ambientales-, y en el artículo 8º numeral 16 establece: “La introducción al país de parentales, especies, subespecies, razas, híbridos o variedades foráneas con fines de cultivo, levante, control biológico, repro-





ducción y/o comercialización, para establecerse o implantarse en medios naturales o artificiales, que puedan afectar la estabilidad de los ecosistemas o de la vida silvestre. Así como el establecimiento de zocriaderos que implique el manejo de especies listadas en los Apéndices de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES), competencia asignada al ANLA.

El control sanitario a la importación de peces, moluscos y crustáceos vivos fue reglamentado por el Instituto Colombiano Agropecuario (ICA), teniendo quienes comercialicen estos productos que cumplir con el Acuerdo 5 del Consejo Directivo del ICA de ese año y la Resolución 1414 de 2006.

### **Organismos vivos modificados u organismos genéticamente modificados**

Colombia mediante la Ley 740 de 2002. Aprueba el “Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología del Convenio sobre la Diversidad Biológica”, hecho en Montreal el 29 de enero del año 2000.

Posteriormente el Instituto Colombiano Agropecuario (ICA) dicta el Decreto 4525 de 2005 -Por el cual se reglamenta la Ley 740 de 2002, estableciendo en el artículo 4º: Competencia del Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural-. Para efectos de esta norma, el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, a través del Instituto Colombiano Agropecuario (ICA) será competente para la autorización de las actividades señaladas en el artículo 2º del presente decreto, cuando se trate de Organismos Vivos Modificados (OVM), exclusivamente para uso agrícola, pecuario, pesquero, plantaciones forestales comerciales y agroindustriales, que puedan tener efectos adversos para la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica.

En el artículo 5º: Competencia del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Sostenible, se establece: “Para efectos de esta norma, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial será competente para la autorización de las actividades señaladas en el artículo 2º del presente decreto, cuando se trate de Organismos Vivos Modificados -OVM- exclusivamente para uso ambiental”. Y en el artículo 6º Competencia del Ministerio de Protección Social: “Para efectos de esta norma, el Ministerio de la Protección Social directamente o a través de la autoridad que delegue, será competente para la autorización de las actividades señaladas en el artículo 2º del presente decreto, cuando se trate de Organismos Vivos Modificados -OVM-, para uso exclusivo en salud o alimentación humana.

El ICA, mediante la Resolución No. 000946 de 2006, estableció el procedimiento para el trámite de ingreso y utilización de OVM, aprobando el Reglamento Interno del Comité Técnico Nacional de Bioseguridad para OVM con fines exclusivamente agrícolas, pecuarios, pesqueros, plantaciones forestales comerciales y agroindustria.

### **Repoblación de ambientes naturales**

Para lo relacionado con actividades pesqueras o acuícolas, en su momento la autoridad pesquera nacional, el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPA), mediante la Resolución No. 000531 de 1995 -Por el cual se establecen los requisitos para el repoblamiento íctico de las aguas continentales en Colombia- prohibió actividades de repoblación con especies exóticas o trasplantadas. En el 2012, el INPA fue remplazado institucionalmente por la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP).

## Zoocría y control de especies invasoras

Respecto a la zoocría, la Ley 611 de 2000 -Por la cual se dictan normas para el manejo sostenible de especies de Fauna Silvestre y Acuática- en el artículo 24, establece que la utilización de especies foráneas como parte de la actividad, deberán estar sujetas a la normatividad vigente. Valga anotar que la Ley produjo cambios en la concepción de la zoocría, que antes era exclusivamente en ciclo cerrado, pasando a ser autorizados los zoocriaderos de ciclo abierto y mixto. A su vez se estableció en el artículo 17 el concepto de “predio proveedor”, lo cual permite la comercialización de especímenes entre zoocriaderos: “Se entenderá como predio proveedor de especímenes aquel que sea capaz de suministrarlos a un zoocriadero, sin alterar la sostenibilidad de sus poblaciones naturales”, lo cual puede en la práctica ocasionar si no se reglamenta adecuadamente la Ley, la dispersión de las especies introducidas, o trasplantadas, pues se presumiría que el estudio de impacto ambiental para la introducción ha sido efectuado.

El MADS, mediante la Resolución No. 0848 de 2008 -Por la cual se declaran unas especies exóticas como invasoras y se señalan las especies introducidas irregularmente al país que pueden ser objeto de cría en ciclo cerrado y se adoptan otras determinaciones-, lista las especies a controlar. También se relacionan con este tema, la Resolución No. 0207 de 2010 - Por la cual se adiciona el listado de especies exóticas invasoras declaradas por el artículo primero de la Resolución 0848 de 2008 y se toman otras determinaciones, y la Resolución No. 654 de 2011- Por la cual se corrige la Resolución No. 0848 del 23 de mayo de 2008 y se adoptan las medidas que deben seguir las autoridades ambientales, para la prevención, control y manejo de la especie caracol gigante africano (*Achatina fulica*).

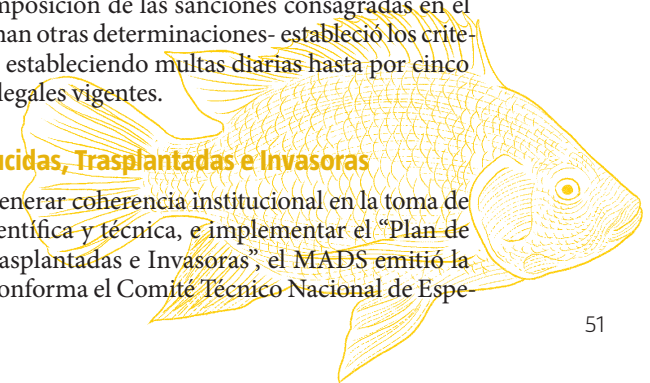
## Sanciones

El marco sancionatorio relevante se encuentra en la Ley 13 de 1990 (artículos 85 y 86), en el Decreto 2256 de 1991 (artículos 159 a 178) y en la Ley 599 de 2000 -Por el cual se expide el Código Penal- y allí en el artículo 334 se establece: “El que, sin permiso de autoridad competente o con incumplimiento de la normatividad existente, realice experimentos, introduzca o propague especies animales, vegetales, hidrobiológicas o agentes biológicos o bioquímicos que pongan en peligro la salud o la existencia de las especies, o alteren la población animal o vegetal, incurrirá en prisión de dos (2) a seis (6) años y multa de cincuenta (50) a doscientos (200) salarios mínimos legales mensuales vigentes”.

La Ley 1333 de 2009 -Por la cual se establece el procedimiento sancionatorio ambiental y se dictan otras disposiciones-, fue reglamentada por el Decreto 3678 de 2010 -Por el cual se establecen los criterios para la imposición de las sanciones consagradas en el artículo 40 de la Ley 1333 de 2009 y se toman otras determinaciones- estableció los criterios para la imposición de las sanciones, estableciendo multas diarias hasta por cinco mil (5000) salarios mínimos mensuales legales vigentes.

## Plan de Acción de las Especies Introducidas, Trasplantadas e Invasoras

Como una de las acciones tendientes a generar coherencia institucional en la toma de decisiones, con base en información científica y técnica, e implementar el “Plan de Acción de las Especies Introducidas, Trasplantadas e Invasoras”, el MADS emitió la Resolución 1204 de 2014 -Por la cual se conforma el Comité Técnico Nacional de Espe-



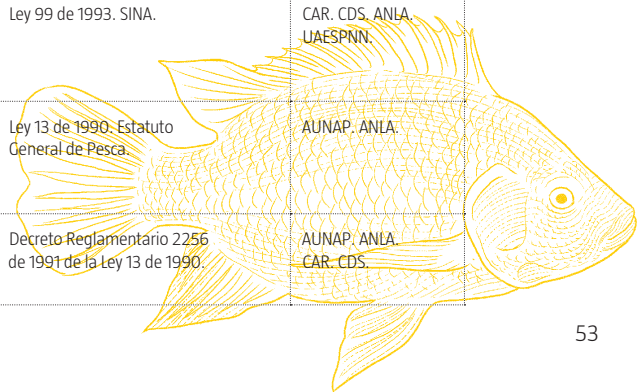
cies Introducidas y/o Trasplantadas Invasoras en el Territorio Nacional y se reglamenta su funcionamiento- (Tabla 5). El Comité está integrado por el director o su delegado de la Dirección de Bosques, Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos o la Dirección de Asuntos Marinos y Costeros y Recursos Acuáticos, que presidirá las reuniones de acuerdo al tema, además estarán los representantes del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés (INVEMAR), el Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI y del Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico John von Neumann (IIAP).

El Comité respecto a los objetivos con el que fue establecido deberá apoyar al Ministerio y a las demás autoridades ambientales, en la definición de criterios técnicos, actualización de listados de especies, medidas de manejo y control, recomendando a su vez prioridades en cuanto a investigación.

**Tabla 5.** Resumen sobre la institucionalidad y el ámbito referente a las invasiones biológicas. Tomado de Gutierrez *et al.* 2012.

ÁMBITO	NORMA	INSTITUCIÓN COMPETENTE
Introducción, propagación y distribución de enfermedades del hombre y de los animales, y su identificación epidemiológica. Artículo 41.	Código de los Recursos Naturales y de Protección del Medio Ambiente (CRNR). Decreto Ley 2811 de 1974.	MADS. ICA.
Corresponde a la Administración Pública, en lo relativo a fauna silvestre y caza: prohibir o restringir la introducción, trasplante, cultivo y propagación de especies silvestres perjudiciales para la conservación y el desarrollo del recurso. Artículo 258 (literal e).	CRNR. Decreto Ley 2811 de 1974.	MADS. ICA. ANLA. CAR. CDS. UAESPNN.
Prohibir, restringir y reglamentar la introducción, trasplante, cultivo o propagación de especies hidrobiológicas científicamente perjudiciales para la conservación y el desarrollo del recurso. Artículo 274 (literal d).	CRNR. Decreto Ley 2811 de 1974. Convención Internacional sobre el Comercio de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. Ley 17 de 1981.	MADS. CAR. CDS. AUNAP. ANLA.
Corresponde a la Administración Pública, autorizar la importación, trasplante y exportación de especies hidrobiológicas o de sus productos, y determinar las cantidades y las especies que se deben destinar al consumo interno y a la exportación. Artículo 274 (literal g).	CRNR. Decreto Ley 2811 de 1974.	MADS. CAR. CDS. ANLA. AUNAP.
Para garantizar la sanidad agropecuaria se ejercerá estricto control sobre la importación, introducción, producción, transformación, transporte, almacenamiento, comercialización, distribución y utilización de las especies animales y vegetales y de sus productos y derivados para proteger la fauna y la flora nacionales. Artículo 289.	CRNR. Decreto Ley 2811 de 1974.	ICA. MADS. AUNAP. ANLA.
Requiere autorización especial la importación, producción, venta o expendio de híbridos o nuevas especies logradas mediante el uso de recursos genéticos. Artículo 291.	CRNR. Decreto Ley 2811 de 1974.	ICA. MADS. AUNAP. ANLA.
La introducción o importación al país de material animal o vegetal de cualquier agente potencialmente peligroso requiere al menos el cumplimiento de ciertos requisitos. Artículo 293 (literales a, b, c, d, e).	CRNR. Decreto Ley 2811 de 1974.	ICA. MADS. ANLA.
En áreas que integran el sistema de parques nacionales naturales se prohíbe: la introducción y trasplante de especies animales o vegetales exóticas. Artículo 336 (literal a).	CRNR. Decreto Ley 2811 de 1974.	UAESPNN.

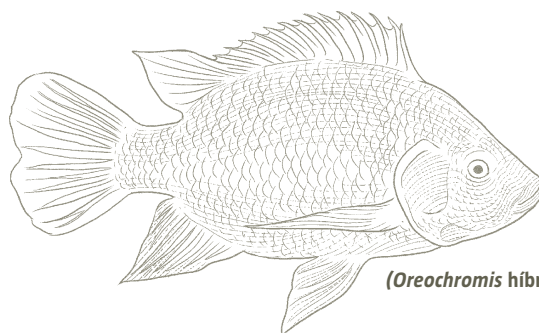
ÁMBITO	NORMA	INSTITUCIÓN COMPETENTE
Se prohíbe introducir transitoria o permanentemente animales, semillas, flores o propágulos de cualquier especie. Artículo 30 (numeral 12).	Decreto 622 de 1977. Sistema de Parques Nacionales Naturales.	UAESPNN.
De la repoblación con especies o subespecies nativas de fauna silvestre. Artículos 129 a 135.	Decreto 1608 de 1978. Reglamentario en materia de fauna silvestre.	CAR. CDS. MADs.
Del trasplante de fauna silvestre. Artículos 136 y 137.	Decreto 1608 de 1978.	CAR. CDS. MADs.
De la introducción, importación al país de individuos, especímenes o productos de la fauna. Artículos 138 a 141 y 202 a 210.	Decreto 1608 de 1978.	ANLA.
El desarrollo de la acuicultura (de recursos hidrobiológicos) y la regulación de la repoblación, introducción y trasplante de especies hidrobiológicas. Artículo 1 (numeral 3).	Decreto 1681 de 1978. Reglamentario en materia de recursos hidrobiológicos.	MADs. CAR. CDS. ANLA. UAESPNN.
Prohibir o restringir y reglamentar la introducción, trasplante, cultivo o propagación de especies hidrobiológicas científicamente perjudiciales para la conservación y el desarrollo del recurso. Artículo 122 (literal b).	Decreto 1681 de 1978.	MADs. CAR. CDS. ANLA. UAESPNN.
Definiciones de especie nativa, endémica, exótica o foránea, aclimatada, zoológico de especies hidrobiológicas, trasplante de especies hidrobiológicas.	Decreto 1681 de 1978.	MADs. CAR. CDS. ANLA. UAESPNN.
Objeto de la repoblación. Artículo 134.	Decreto 1681 de 1978.	MADs. CAR. CDS. ANLA. AUNAP. UAESPNN.
Para la repoblación, introducción o trasplante de ejemplares de especies hidrobiológicas dentro del territorio nacional, incluidas las aguas de propiedad privada, se requiere autorización del Inderena (MADs, CAR, CDS, UAESPNN, ANLA). Artículos 135 a 137.	Decreto 1681 de 1978.	MADs. CAR. CDS. ANLA. AUNAP. UAESPNN.
Sanciones por la introducción de especies por aguas de lastre.	Decreto Ley 2324 de 1984. Por el cual se reorganiza la Dirección General Marítima y Portuaria (DIMAR).	DIMAR.
Prevenir, reducir y controlar, en el mayor grado posible: la introducción de especies de fauna y flora exóticas, incluyendo trasplantes y otras actividades susceptibles de producir deterioro ambiental. Artículo 7 (literales c, d), artículo 8.	Ley 12 de 1992. Protocolo para la Conservación y Administración de Áreas Marinas y Costeras Protegidas del Pacífico Sudeste.	MADs. ANLA. UAESPNN. DIMAR. CAR y CDS CON JURISDICCIÓN COSTERA.
Administrar en su jurisdicción, el medio ambiente y los recursos naturales renovables y propender por su desarrollo sostenible, otorgar permisos, autorizaciones, licencias, etc. y ejercer control de los mismos.	Ley 99 de 1993. SINA.	CAR. CDS. ANLA. UAESPNN.
El INPA [Ahora AUNAP] podrá desarrollar programas de importación de especies hidrobiológicas con miras a fomentar su cultivo conforme a las normas vigentes sobre la materia. Artículo 45.	Ley 13 de 1990. Estatuto General de Pesca.	AUNAP. ANLA.
Se podrán cultivar todas las especies nativas y las foráneas introducidas o aquellas cuya introducción acuerden conjuntamente el Inderena (a 2012 ANLA) y el INPA Artículo 46.	Decreto Reglamentario 2256 de 1991 de la Ley 13 de 1990.	AUNAP. ANLA. CAR. CDS.





ÁMBITO	NORMA	INSTITUCIÓN COMPETENTE
El INPA realizará y promoverá acciones de repoblamiento en aquellas áreas naturales que lo requieran, utilizando preferentemente las especies nativas de cada región. Igualmente el INPA podrá establecer a cargo de los titulares de permiso de acuicultura que utilizan semilla del medio natural, la obligación de destinar un porcentaje de sus cosechas para acciones de repoblamiento. Artículo 49.	Decreto Reglamentario 2256 de 1991.	AUNAP. CAR. CDS.
Para la importación de ovas embrionadas, larvas, postlarvas, alevinos y reproductores de especies hidrobiológicas con fines de acuicultura, se requiere autorización del INPA. Artículo 50.	Decreto Reglamentario 2256 de 1991.	AUNAP. ANLA.
Cada parte contratante establecerá o mantendrá medios para regular, administrar o controlar los riesgos derivados de la utilización y la liberación de organismos vivos modificados como resultado de la biotecnología que es posible tengan repercusiones ambientales adversas que puedan afectar la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica, teniendo también en cuenta los riesgos para la salud humana. Artículo 8 (literal g).	Ley 165 de 1994. Convenio sobre Diversidad Biológica.	MADS. MADR. ICA. ANLA. AUNAP.
Impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats y especies. Artículo 8 (literal h).	Ley 165 de 1994. Convenio sobre Diversidad Biológica.	MADS. MADR. ICA. ANLA. AUNAP.
Permisos de importación y exportación de material de la diversidad biológica. Artículo 1 (numeral 2). Artículo 5 (numerales 2, 19, 21, 22, 24, 42). Artículo 51 (numeral 12).	Ley 99 de 1993. Decreto 309 de 2000 (por el cual se reglamenta la investigación científica sobre diversidad biológica).	MADS.
Requisitos para repoblamiento en aguas continentales.	Resolución No. 000531 de 1995 del INPA.	AUNAP. MADS. CAR. CDS.
Licencia Ambiental para la introducción al país de parentales para la reproducción de especies foráneas de fauna y flora silvestres que puedan afectar la estabilidad de los ecosistemas o de la vida salvaje (Ley 99 de 1993. Artículo 52. Numeral 12). Para la introducción al país de parentales, especies, subespecies, razas, híbridos o variedades foráneas con fines de cultivo, levante, control biológico, reproducción y/o comercialización, para establecerse o implantarse en medios naturales o artificiales, que puedan afectar la estabilidad de los ecosistemas o de la vida silvestre. Así como el establecimiento de zocriaderos que implique el manejo de especies listadas en los Apéndices de la Convención sobre el Comercio Internacional de especies Amenazadas de fauna y Flora Silvestre –CITES– (Decreto 2041 de 2014).	Ley 99 de 1993. Decreto 2041 de 2014 (Licencias Ambientales).	ANLA. Autoridad Administrativa CITES (MADS). Autoridades Científicas CITES.
Permisos de acceso a recursos genéticos de la diversidad biológica.	Ley 99 de 1993. Decisión Andina 391 de 1996. Comisión del Acuerdo de Cartagena señala el régimen común sobre acceso a los recursos genéticos.	MADS. ICA
Regula las actividades con organismos vivos modificados, que ha sido previsto pueden impactar los ecosistemas y poblaciones naturales.	Ley 740 de 2002. Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología. Decreto Reglamentario 4525 de 2005 del ICA.	MADS. ICA. Ministerio de Protección Social. MADR.

ÁMBITO	NORMA	INSTITUCIÓN COMPETENTE
Control sanitario a la importación de peces, moluscos y crustáceos vivos.	Decreto 1300 de 2003.	ICA.
En el departamento Archipiélago de San Andrés - Providencia y Santa Catalina, las funciones pesqueras que desarrollaba el INPA son potestad de la Junta Departamental de Pesca y Acuicultura.	Ley 915 de 2004. Ley 47 de 1993.	Junta Departamental de Pesca y Acuicultura del Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.
Otorgar permisos, autorizaciones, patentes, concesiones y salvoconductos para el ejercicio de la acuicultura y para la investigación, extracción y comercialización de los recursos naturales del mar limítrofe con el Departamento Archipiélago, con sujeción a los requisitos exigidos al efecto por la AUNAP, y por los que establezca la ley y todo lo relacionado con la actividad pesquera.	Ley 47 de 1993. Ley 915 de 2004.	Junta Departamental de Pesca y Acuicultura del Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina.
El que, sin permiso de autoridad competente o con incumplimiento de la normatividad existente, realice experimentos, introduzca o propague especies animales, vegetales, hidrobiológicas o agentes biológicos o bioquímicos que pongan en peligro la salud o la existencia de las especies, o alteren la población animal o vegetal, incurrirá en prisión de treinta y dos (32) a ciento ocho (108) meses y multa de sesenta y seis punto sesenta y seis (66.66) a trescientos (300) salarios mínimos legales mensuales vigentes. Artículo 334.	Ley 599 de 2000. Código Penal. Sanciones penales en materia ambiental y de recursos naturales renovables.	ANLA. Fiscalía. CAR. CDS. UAESPNN.
La ANLA podrá permitir la introducción de especies exóticas para el establecimiento de zoolocriaderos, siempre y cuando los estudios técnicos y científicos determinen su viabilidad. A tales efectos los interesados deberán presentar los requisitos que le exija la autoridad ambiental respectiva para el trámite de la solicitud (Artículo 24).	Ley 611 de 2000. Normas para el manejo sostenible de especies de fauna silvestre y acuática.	ANLA. MADS. CAR. CDS.
Procedimientos para proceder a la aplicación de sanciones ambientales.	Ley 1333 de 2009. Por la cual se establece el procedimiento sancionatorio ambiental y se dictan otras disposiciones. Reglamentada por el Decreto 3678 de 2010. Criterios para la imposición de sanciones ambientales.	MADS. CAR. CDS. DIMAR.
Criterios para la imposición de las sanciones ambientales.	Decreto 3678 de 2010.	MADS. CAR. CDS. DIMAR.
Comité técnico nacional de especies introducidas y/o trasplantadas invasoras en el territorio nacional y se reglamenta su funcionamiento.	Resolución 1204 de 2014.	MADS. CAR. Instituto Humboldt. INVEMAR. SINCHI. IIAP




**Tilapia**  
(*Oreochromis híbrido rojo*)



*Acacia farnesiana*  
ROY GONZÁLEZ



A close-up photograph of a tree branch with several green, curved seed pods (likely Mimosa pudica) and feathery leaves. The background is a soft-focus green. The text is overlaid in the center in white, bold, uppercase letters.

**SEGUNDA PARTE  
DIAGNÓSTICO SOBRE LA  
GESTIÓN INTEGRAL DE  
ESPECIES CON POTENCIAL  
INVASOR EN COLOMBIA**





**Buchón de agua, *Eichhornia crassipes***

FRANCISCO NIETO. BANCO DE IMÁGENES AMBIENTALES, INSTITUTO HUMBOLDT

## CAPÍTULO 5

# ESTADO ACTUAL Y ANTECEDENTES EN LA GESTIÓN INTEGRAL DE LAS INVASIONES BIOLÓGICAS EN COLOMBIA

Juliana Cárdenas-Toro  
María Piedad Baptiste

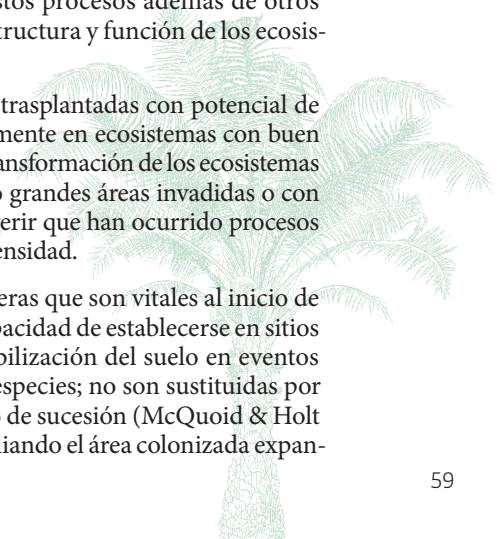
En Colombia se conocen aproximadamente 922 especies introducidas y trasplantadas, de las cuales 293 han sido evaluadas mediante herramientas de Análisis de Riesgo de Invasión, que han permitido identificar 96 especies como de Alto Riesgo de Invasión de acuerdo a su riesgo de establecimiento, impacto y factibilidad de control (Baptiste *et al.* 2010; Gutiérrez *et al.* 2012). Adicionalmente para el país, se reconocen en la actualidad 22 especies invasoras de fauna y flora oficialmente declaradas, de acuerdo con las Resoluciones 0848 de 2008 (MAVDT 2008) y 0207 de 2010 (MAVDT 2010).

Pese a esto, y aunque en algunas regiones del mundo se han reconocido los impactos que generan las especies invasoras sobre los ecosistemas, la economía y la salud (Mooney & Hobbs 2000; Gutiérrez 2006; MEA 2005; Pimentel *et al.* 2005; Xu *et al.* 2006; Pejchar & Mooney 2009), en Colombia aun se desconocen muchos de los efectos que generan las invasoras y aquellas consideradas de Alto Riesgo de Invasión. Esto se debe principalmente a los vacíos de información geográfica (que incluyen procesos de validación) y de investigación sobre los procesos de invasión, así como sobre la ecología de las áreas degradadas o en buen estado de conservación.

Los procesos de invasión biológica son facilitados según algunos autores, por los cambios en la cobertura original de los ecosistemas y del uso del suelo, como la ganadería, la agricultura, la minería, la deforestación o la expansión de las fronteras urbanas (urbanización) (Mcneely *et al.* 2001; Moore 2005). Estos procesos además de otros disturbios (Shackelford *et al.* 2013) pueden afectar la estructura y función de los ecosistemas (Hobbs & Huenneke 1992; Vargas 2013).

Frente a este análisis pese a que las especies exóticas y trasplantadas con potencial de invasión y las especies invasoras, no se establecen fácilmente en ecosistemas con buen estado de conservación, son un factor importante en la transformación de los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad (MEA 2005). Es así como grandes áreas invadidas o con presencia bien sea de una o pocas especies, podrían sugerir que han ocurrido procesos de transformación de mayor magnitud, frecuencia e intensidad.

Las especies invasoras a diferencia de las especies pioneras que son vitales al inicio de la sucesión ecológica por su rápido crecimiento y su capacidad de establecerse en sitios muchas veces restrictivos, además de permitir la estabilización del suelo en eventos post-disturbio, la colonización y reemplazo por otras especies; no son sustituidas por otras especies y suelen interrumpir o desviar el proceso de sucesión (McQuoid & Holt 2000, Franco y Vargas 2009). Adicionalmente, van ampliando el área colonizada expan-



diéndose a diferentes hábitats, ecosistemas y zonas de vida. Lo anterior, se debe a las características intrínsecas (historia de vida, ecología y rasgos funcionales), que muchas veces se traducen en ventajas en términos de competitividad frente a otras especies, durante el proceso de invasión y en el largo plazo (ver capítulo 2).

En Colombia se han identificado especies invasoras o con potencial invasor, que se han establecido en espacios transformados de diversas zonas de vida, ecosistemas o biomas; sin embargo, no se cuenta con suficientes reportes que evidencien la presencia de estas especies en ecosistemas en buen estado de conservación (Baptiste *et al.* 2014). Esto lejos de ser una señal positiva o sugerir un bajo riesgo de invasión, señala importantes vacíos de información y validación de registros geográficos, así como las implicaciones y posibles efectos para la biodiversidad. Por otra parte, de acuerdo con Barrera-Cataño 2010 y Aguilar-Garavito (2010, 2011), se ha demostrado que con las actividades de transformación y uso del suelo, están aumentando los espacios disponibles para que las especies invasoras colonicen, mientras disminuyen las áreas de regeneración natural en los ecosistemas transformados de cada tipo de bioma, para que las nativas se establezcan.

En este capítulo se presenta un análisis preliminar tanto de los antecedentes en investigación como de los procesos de gestión de las invasiones biológicas, en los tipos de biomas propuestos por Hernández-Camacho y Sánchez-Páez (1992) para los cuales se conocen procesos de introducción e invasión biológica (Figura 8):

- Orobioma de páramo (Páramo);
- Orobioma de selva andina (Bosque andino), subandina (Bosque subandino) y altoandina (Bosque altoandino);
- Zonobioma higrofitico tropical (Bosque húmedo tropical);
- Peinobiomas y anfibiomas (Sabanas secas e inundables);
- Helobiomas (Humedales);
- Zonobioma alternohigrico y/o subxerofitico tropical (Bosques seco y muy seco tropical).

Se muestra así mismo mapas que relacionan de acuerdo a los biomas y Corporaciones Autónomas Regionales el número de especies y registros disponibles. La información referente a las especies incluidas se relaciona en el Anexo 1, sin embargo es importante aclarar que este es un ejercicio analítico inicial sobre las especies invasoras o con potencial invasor (Alto Riesgo de Invasión), los biomas y las acciones de gestión en el país, para los cuales se obtuvo información. Así mismo bajo este esquema, no pretende proponer un nuevo sistema de clasificación de unidades ecológicas en el país.

### Especies exóticas en los páramos de Colombia

De acuerdo a Ramírez-Moreno y colaboradores (2011) todos los páramos colombianos presentan algún grado de transformación de su cobertura original, poniendo en riesgo, no solo la biodiversidad, sino la calidad y disponibilidad de agua de la que depende gran parte de la población del país (Van der Hammen 2002; Van der Hammen y Otero 2007).

Históricamente los páramos han sido el espacio para el uso agropecuario, lo cual sumado al cambio global y los modelos de desarrollo económico, se sigue intensificando (Morales *et al.* 2007), así como promoviendo la introducción de un gran número de especies de fauna y flora (Molano 2005; Mena *et al.* 2011).

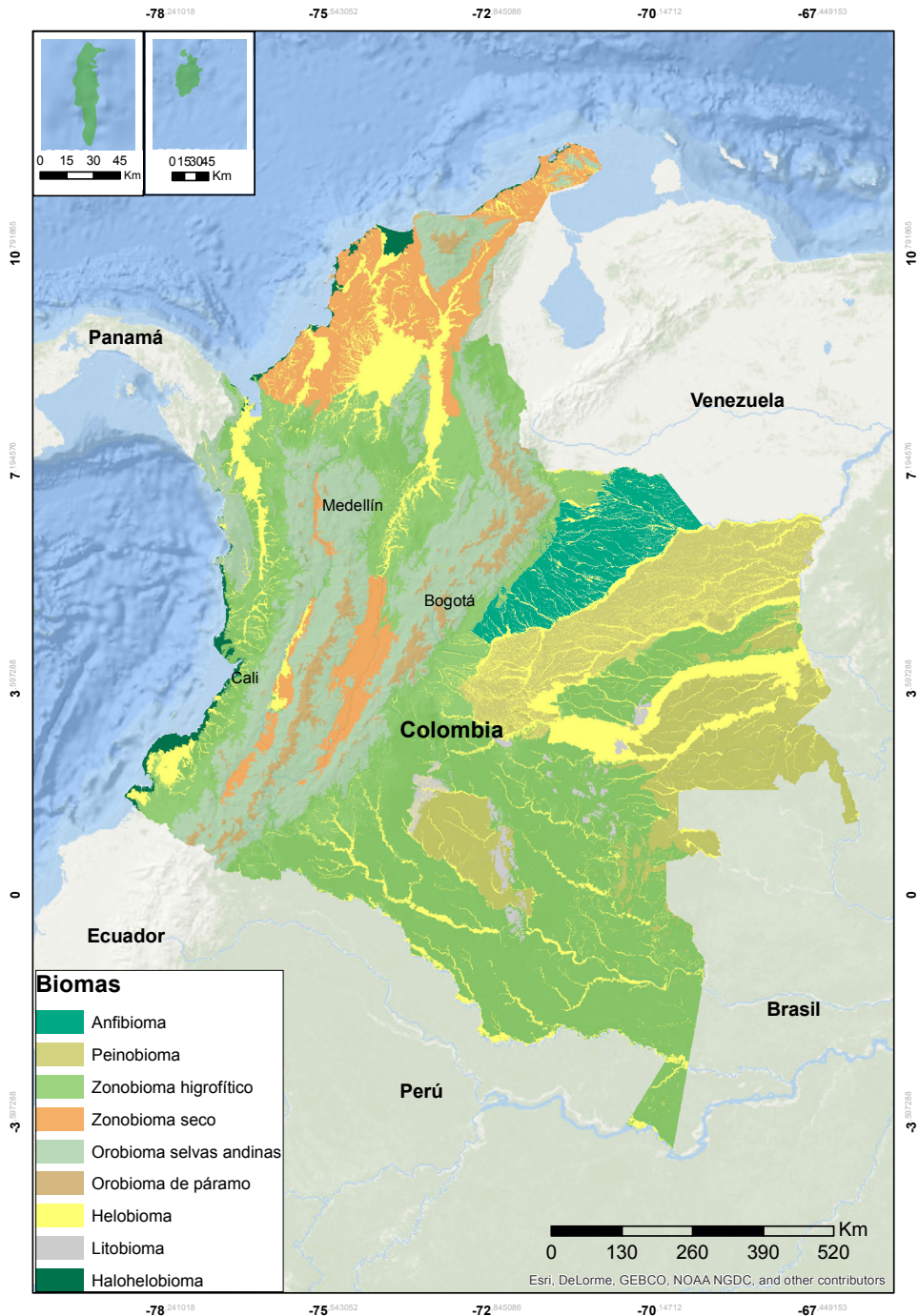


Figura 8. Mapa de Biomas de Colombia a escala 1:100.000 (IAvH 2014)



Algunas de las especies introducidas al páramo han presentado un comportamiento invasivo y han colonizando espacios transformados en esta zona de vida, desplazando otras especies propias del ecosistema natural y limitando su auto regeneración. Una de esas especies es el retamo espinoso (*Ulex europaeus*) (Vargas *et al.* 2009; Vargas 2011; Rivera y Rodríguez 2011), que aunque se reporta principalmente en los pisos bioclimáticos subandino y andino, se ha evidenciado su capacidad de invasión en ecosistemas de alta montaña; como el caso de los páramos secos en donde gracias a su carácter pirófilo, su capacidad de rebrote puede verse favorecida (Díaz-Espinosa 2009; Vargas 2013).

### **Especies introducidas intencionalmente con interés económico**

Como parte del desarrollo agropecuario que se ha dado en los páramos, se reconocen otras especies exóticas de Alto Riesgo de Invasión cuya introducción ha sido motivada por el uso ganadero o forestal, entre ellas: el pasto kikuyo (*Cenchrus clandestinus*), la falsa poa (*Holcus lanatus*) y el pasto gordura (*Melinis minutiflora*) que en algunos páramos de Colombia se encuentra en su etapa inicial del proceso de invasión (Vargas 2013).

Adicionalmente, se han llevado a cabo ejercicios de reforestación en procesos de recuperación de áreas degradadas con especies introducidas, principalmente en el subpáramo, donde se ha observado una disminución en la composición florística en áreas dominadas por el pino colorado (*Pinus patula*) y la presencia del ciprés (*Cupressus lusitanica*) (Rodríguez y Vargas 2009). Estas especies se consideraron como una alternativa económica, en el marco de la idea de posicionar al país como potencia forestal (Wright *et al.* 1995). La invasión de estas especies en esta zona de transición, reduce la zona de vida óptima para el desarrollo del páramo, que tendría una franja cada vez menor y cuya vegetación



**Retamo liso, *Genista monspessulana***

FRANCISCO NIETO, BANCO DE IMÉGENES AMBIENTALES, INSTITUTO HUMBOLDT

está disminuyendo con mayor rapidez, incluso en relación a los bosques amazónicos (Sarmiento *et al.* 2013).

Si bien Vargas (2013) menciona que no se han desarrollado estudios que evalúen las especies invasoras en estos ecosistemas, de acuerdo con los listados de especies invasoras (ver Resolución 0848 de 2008 y Resolución 0207 de 2010) y de Alto Riesgo de Invasión para el país (Baptiste *et al.* 2010), algunas de las especies que podrían establecerse en el páramo son: la acacia plateada (*Acacia decurrens*), el retamo liso (*Genista monspessulana*); así como otras especies domesticas ferales como el perro doméstico (*Canis lupus familiaris*) y el gato doméstico (*Felis catus*) entre otras (ver anexo 1).

### Especies exóticas en los bosques andinos (Orobioma de selva andina)

Los mayores procesos de transformación de la cobertura de la tierra, de fragmentación de los ecosistemas, de cambios en el uso del suelo y la consecuente interrupción de los procesos ecológicos se han dado en los bosques andinos. La siembra extensiva de plantaciones forestales con especies introducidas, que se consideran en algunos casos más efectivas en el mejoramiento de la producción y productividad pecuaria, y que en ocasiones, se han establecido en áreas transformadas de los bosques andinos.

Cortés y colaboradores (1985) reportaron algunos impactos como cambios en la actividad biológica y en las condiciones del suelo y humedad, en áreas estratégicas para la regulación del sistema hidrológico, causados por cambios en la cobertura original del bosque andino a zonas de cultivos, praderas y plantaciones de ciprés, eucaliptos y pinos. Así mismo, León y Vargas (2007) reportaron la acumulación de material inflamable por plantaciones forestales, el incremento de procesos erosivos y la invasión del retamo espinoso (*Ulex europaeus*), que favorece incendios e incrementa los efectos negativos sobre la biodiversidad y el agua.

### Gestión de especies exóticas en bosques andinos

El grupo de restauración de la Universidad Nacional de Colombia ha liderado varias iniciativas con el fin de recuperar áreas afectadas por especies como el pino (*Pinus patula*) en bosques altoandinos (León 2007; Díaz-Martin 2007); entre ellas el documento de Vargas (2007a), en el cual se incluye una “Guía metodológica para la restauración ecológica de áreas con plantaciones de pinos” y en la que se mencionan los diferentes esfuerzos por parte de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, la Secretaría Distrital de Ambiente y el Jardín Botánico de Bogotá “José Celestino Mutis” (León y Vargas 2007).

A su vez, Vargas (2007a), desarrolló la “Guía metodológica para la restauración ecológica de áreas potrerizadas del bosque altoandino”, donde señala la dominancia de especies consideradas de Alto Riesgo de Invasión (Cárdenas *et al.* 2010) como el diente de león (*Taraxacum officinale*) (considerada ruderal) y falsa poa (*Holcus lanatus*), así como la presencia de especies introducidas como la acacia (*Acacia melanoxylum*) y eucalipto (*Eucalyptus globulus*) “en zonas donde se mezclan áreas con fisionomía de pastizal y áreas con árboles y arbustos de matorral” (León y Vargas 2007). Esta especie de eucalipto (*Eucalyptus globulus*) al igual que *Eucalyptus camaldulensis*, se consideran como especies introducidas en Colombia aunque no se han evidenciado procesos de invasión propiamente dichos (Parra 2014); sin embargo otros investigadores indican que se han naturalizado en algunas regiones del país (Cárdenas, *com. pers.*).

En su publicación de 2007a, Vargas incluyó la *Guía metodológica para la restauración de áreas invadidas por el retamo espinoso (Ulex europaeus)*, la cual hace parte de la lista de las cien (100) peores especies invasoras en el mundo según el Grupo de Especialistas de Especies Invasoras de la UICN –ISSG– (por sus siglas en inglés) (Lowe *et al.* 2004). Sobre esta especie, el Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis (2005), publicó la *Guía para la Restauración Ecológica de Áreas afectadas por el complejo invasor de esta especie y el retamo liso (Genista monspessulana)*, las cuales están declaradas para el país, oficialmente como invasoras mediante la Resolución 0848 del 2008 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. En referencia al retamo espinoso, Vargas (2007a) afirma que está ampliando su área de distribución cada vez más en la zona andina, principalmente debido a algunas características (rasgos funcionales) que la hacen más competitiva frente a otras especies (ver capítulo 2), permiten que se beneficie de disturbios como el fuego y que junto al largo periodo de viabilidad de las semillas en el suelo, de 25 años o más, dificultan su erradicación (Goudthorpe *et al.* 2009).

Por otra parte, la publicación “*Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas*” (Vargas *et al.* 2009), es el producto de diferentes esfuerzos de colaboración institucional entre la Secretaría Distrital de Ambiente y la Universidad Nacional de Colombia, en la que se muestran los resultados de ejercicios de restauración ecológica en áreas afectadas por el retamo espinoso (*Ulex europaeus*) y algunas especies de uso forestal como pinos (entre ellos *Pinus patula*), acacias (como *Acacia melanoxyllum*), eucaliptos (como *Eucalyptus globulus*) y urapanes (*Fraxinus chinensis*).



Matandrea, *Hedychium coronarium*  
MAURICIO AGUILAR-GARAVITO

Pinzón y Corzo (2009), mencionan que las especies de árboles que son ampliamente plantados en nuevos ambientes, tienden a establecerse y a propagarse bajo ciertas condiciones, donde el tiempo y la intensidad en este uso del suelo, afectan los ecosistemas donde se establecen. Adicionalmente se menciona en dicha publicación, zonas con plantaciones de especies como el ciprés (*Cupressus lusitanica*) y los pinos (*Pinus radiata*, *Pinus patula*), que no fueron incluidas en el análisis de riesgo desarrollado por Cárdenas y colaboradores en el 2010.

De acuerdo al listado de especies de Alto Riesgo de Invasión (Cárdenas *et al.* 2010) y teniendo en cuenta sus requerimientos ecológicos y registros georreferenciados de su presencia, las siguientes especies de plantas están presentes o potencialmente podrían establecerse en ecosistemas de bosques subandinos: la lenteja de agua (*Landoltia punctata*), el ojo de poeta (*Thunbergia alata*) reportado por Betancur y colaboradores en el 2007, el diente de león (*Taraxacum officinale*) registrado por Moscoso (2005), el helecho marranero (*Pteridium aquilinum*) y la matandrea (*Hedychium coronarium*). Esta última, ha sido particularmente estudiada en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya, donde se ha implementado un plan para su control y erradicación (PNN 2007) (ver estudio de caso 4).

Además de las especies mencionadas, según información geográfica, el Anexo 1 incluye el listado de especies invasoras y de Alto Riesgo de Invasión que han sido introducidas en ecosistemas de bosque subandino, andino y alto andino.

### Especies exóticas y los bosques húmedos tropicales de Colombia (Zonobioma higrófitico tropical)

Los bosques húmedos tropicales, son fundamentales para la regulación del clima global por la absorción y el almacenamiento de CO<sub>2</sub> y adicionalmente son una fuente de almacenamiento de energía utilizable en forma de zoomasa y fitomasa (Etter 1998; Rodríguez *et al.* 2004). Pese a esto, han sido sometidos a diferentes procesos de fragmentación (como quemas, deforestación, siembra de cultivos ilícitos) que han causado el aumento en las tasas de mortalidad anual de las especies (Phillips *et al.* 2004) así como cambios en la calidad del agua, el clima e inestabilidad en los ecosistemas (De Koning *et al.* 1998; Rodríguez *et al.* 2004).

Si las condiciones originales de los bosques húmedos tropicales son alteradas, se estaría afectando a su vez la diversidad, la acumulación de carbono y el ciclo de nutrientes (Yepes *et al.* 2008) facilitando además la entrada y el establecimiento de especies con potencial invasor en áreas transformadas de estos ecosistemas. Uno de los primeros ejercicios en relación a las especies exóticas en estos ecosistemas, lo constituye el trabajo desarrollado por Cárdenas-Toro (2009) en el cuál se realizó el primer ejercicio de análisis de riesgo de establecimiento, impacto y factibilidad de control de especies en el país, específicamente para plantas introducidas en la Amazonia colombiana con antecedentes de invasión.

De acuerdo al inventario de plantas introducidas en la Amazonia colombiana (Cárdenas y colaboradores en el 2011), se reportan 281 especies de las cuales 11 son especies trasplantadas (introducidas a la región amazónica desde otras regiones de Colombia) y donde se evidencia la presencia de especies invasoras únicamente en ecosistemas transformados por actividades antrópicas. De este listado, 26 especies son consideradas de Alto Riesgo de Invasión, entre ellas: la matandrea (*Hedychium coronarium*), el helecho



marranero (*Pteridium aquilinum*), la higuera (*Ricinus communis*) y la imperata verde (*Imperata brasiliensis*), que ha sido objeto de investigación en áreas del occidente de la Amazonia colombiana, donde se ha reemplazado el bosque por pastizales (ver estudio de caso 3). Sin embargo cabe resaltar que en esta región del país, gran parte de los ecosistemas se encuentran en buen estado de conservación y en consecuencia no constituyen el hábitat ideal para las especies de plantas invasoras (Cárdenas *et al.* 2011).

Por su parte en la región del Valle del Cauca, Duque y colaboradores en el 2013, reportan 34 especies de plantas con comportamiento invasor en esta región, como la caña de castilla (*Arundo donax*), la leucaena (*Leucaena leucocephala*), el pino caribea (*Pinus caribaea*), el bambú (*Bambusa vulgaris*) y la grama (*Cynodon dactylon*) entre otras. Así mismo la presencia de 39 especies de fauna invasora, entre ellas: la hormiga loca (*Nylanderia fulva*), el caracol gigante africano (*Achatina fulica*), el caracol de jardín (*Helix aspersa*), la rana toro (*Lithobates catesbeianus*) y la rana coquí (*Eleutherodactylus johnstonei*).

Para otras especies de fauna (ver Anexo 1), el hipopótamo (*Hippopotamus amphibius*) en la región de jurisdicción de Cornare, es el único caso en el mundo en el que se ha reportado su dispersión y comportamiento como especie invasora. Pese a que su análisis de riesgo no obtuvo el suficiente puntaje posiblemente debido a que las preguntas no lograron analizar la particularidad del caso colombiano, luego de un análisis de la situación nacional y del concepto de especialistas extranjeros se considera a la especie como invasora y se espera su declaratoria oficial en el país, de manera que se puedan orientar acciones para su gestión (Knight & Morkel 2009).



*Acacia farnesiana*, Acacia.

ALONG THE SALT RIVER IN PHOENIX, ARIZONA, USA. MIKE, ENCYCLOPEDIA OF LIFE.

Otras especies de fauna reportadas en este bioma como el caracol gigante africano (*Acathina fulica*) una de las especies consideradas de mayor problemática en el país en términos de los costos asociados a su control. Esta especie está considerada en la lista de las 100 peores especies invasoras en el mundo y fue declarada como especie invasora (Res. 0848 de 2008) en el territorio nacional.

### **Especies exóticas en las sabanas de Colombia (Peinobiomos y anfibiomos)**

Las sabanas naturales, por desarrollarse en ambientes sometidos a la influencia de altas temperaturas, radiación solar y evaporación (Rippstein *et al.* 2001), están expuestas a la influencia de incendios, que aunque hacen parte de la dinámica natural del ecosistema, en muchas ocasiones son inducidos por el hombre, con el fin de renovar pastizales dedicados a la ganadería y mejorar su adaptabilidad.

Con este mismo propósito, muchas especies han sido introducidas para mejorar la disponibilidad de forraje, por su contenido alimenticio o biomasa para el ganado (Rippstein *et al.* 2001); algunas de ellas, se ven favorecidas por las dinámicas de quemas recurrentes, que son parte fundamental de estos ecosistemas, por permitir la mineralización de gran parte de la materia orgánica (Loiola *et al.* 2010; Hoffmann *et al.* 2012; Dantas *et al.* 2013) pero que a su vez, en el caso de quemas inducidas mucho más frecuentes, podrían favorecer el establecimiento de nuevas especies introducidas, especialmente para aquellas con un ciclo de vida corto como braquiarias (*Urochloa decumbens*, *Urochloa brizantha*, *Megathyrsus maximus*) o especies como el canutillo o gordura (*Melinis minutiflora*) como el caso en ecosistemas similares como el Cerrado en Brasil (Romero-Martins *et al.* 2011).

Según Vargas y colaboradores (2010), las invasiones biológicas se consideran como uno de los principales disturbios identificados en el bioma de sabana, por lo cual uno de los objetivos propuestos en este trabajo es la restauración de áreas afectadas por pastos exóticos y plantaciones de pino (*Pinus caribea*) presentes desde hace más de 30 años. Otras especies introducidas en las sabanas y reportadas por Hernández y Sánchez-Páez (1994) y posteriormente por Etter *et al.* 2010; Giraldo-Cañas 2011; Cárdenas y colaboradores 2011; Romero-Ruiz *et al.* 2011; Córdoba-Sánchez *et al.* 2011; Peñuela *et al.* 2012), son algunas Poáceas introducidas para mejorar el forraje desde la década de los 60 como las braquiarias (*Urochloa decumbens* y *Megathyrsus maximus*), la grama (*Cynodon dactylon*), el yaraguá (*Hyparrhenia rufa*), el canutillo o gordura (*Melinis minutiflora*) que invade áreas húmedas “anteriormente ocupadas por selva, cerca al piedemonte en mesas y terrazas altas”.

Así mismo, se reporta la acacia (*Acacia farnesiana*) (Hernández-Camacho y Sánchez-Páez 1994) y la palma africana (*Elaeis guineensis*) para la cual se desarrolló un modelo potencial de distribución (Castiblanco *et al.* 2013). La palma africana ocurre en zonas de piedemonte y en zonas donde se han venido desarrollando agroecosistemas en llanuras aluviales principalmente en los departamentos de Meta, Casanare y Putumayo (Romero *et al.* 2004; Etter *et al.* 2010). Otras especies que han sido reportadas en estos ecosistemas y que por sus características biológicas y requerimientos podrían establecerse en áreas de sabanas son la higuera (*Ricinus communis*), el bambú (*Bambusa vulgaris*) y la gramínea corredora (*Rottboellia cochinchinensis*) (Baptiste *et al. en prep.*)

Por su parte especies de fauna presentes en este ecosistema como el caracol gigante africano (*Acathina fulica*) (Anexo 1) se ha distribuido en Colombia en 26 departamentos

(Linares *et al.* 2013) donde ha sido reportada por la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonia (CORPOAMAZONIA), la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC), el Instituto de Ciencias Naturales (PNN 2011) (Linares *et al.* 2013) y en la costa Caribe (De la Ossa-Lacayo *et al.* 2012).

De acuerdo a la notoria explosión demográfica de esta especie desde su aparición en el 2010; se expidió la resolución 654 del 7 de Abril de 2011, “*por la cual se adoptan las medidas que deben seguir las autoridades ambientales, para la prevención, control y manejo de la especie*” en el territorio nacional (MAVDT 2011). En razón a lo anterior, algunas Corporaciones Autónomas regionales han coordinado programas para su control, entre ellas la Corporación Autónoma Regional de la Orinoquía –CORPORA-NOQUIA– que ha liderado diferentes esfuerzos, junto con la participación de otras entidades regionales, medios de comunicación así como autoridades ambientales, sanitarias y de policía.

Por su parte, otras especies de fauna exótica de Alto Riesgo (Anexo 1), reportadas por Moscoso (2005) y Gutiérrez y colaboradores (2012) en la cuenca del Orinoco y que son utilizadas con fines económicos para piscicultura son: la cachama negra (*Colossoma macropomum*) considerada de Alto Riesgo de Invasión así como la tilapia roja (*Oreochromis* híbrido rojo) y la carpa (*Cyprinus carpio*), catalogadas como invasoras en el territorio nacional (Resolución 0208 de 2008 y 0207 de 2010).

### **Especies exóticas en los bosques secos y muy secos de Colombia (Zonobioma alternohígrico y/o subxerofítico tropical)**

Los bosques secos tropicales, tienen condiciones favorables de clima y suelos y gracias a su fertilidad han sido de gran interés para el establecimiento de poblaciones humanas, constituyéndose hoy en día como uno de los ecosistemas más amenazados, debido al grado de transformación en el que se encuentran (Repizo y Devia 2008; Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005; Fajardo *et al.* 2005). Algunos autores consideran que las tasas de degradación y deforestación de este ecosistema, han sido mucho mayores que en otros tipos de bosques tropicales (Janzen 1988; Sánchez-Azofeifa *et al.* 2005), donde se ha estimado que al menos el 48% de su extensión usualmente en planicies, ha sido convertida para otros tipos de usos, donde además sus remanentes de vegetación se encuentran en diferentes estados de sucesión y de los cuales se conoce muy poco en términos de su estructura y función (Repizo y Devia 2008).

En Colombia en las regiones del Valle del Magdalena y la costa Caribe, se llevaron a cabo las mayores actividades de transformación desde el siglo XVII hasta antes del siglo XX y principios del siglo XVII respectivamente, con el fin de extraer maderas para la construcción del ferrocarril y su exportación a Europa, así como para el establecimiento de la ganadería, la siembra de cultivos de caña, sorgo, algodón, la cacería de fauna para subsistencia y comercio (Repizo y Devia 2008). Vinculados a estos factores de transformación se ha señalado que las especies invasoras en los ecosistemas insulares de bosque seco tropical son el primer motor de transformación (Sánchez-Azofeifa & Portillo-Quintero 2011), mientras que en ecosistemas continentales, son un agente importante que afecta los procesos de regeneración natural e incrementan el impacto del fuego, afectando además las dinámicas de las coberturas de la tierra (Holzmueller *et al.* 2008).

Repizo y Devia (2008), en su Guía de campo de árboles y arbustos del valle seco del río Magdalena y de la región Caribe colombiana, reportan la presencia de algunas especies introducidas y evaluadas por Cárdenas y colaboradores (2010), entre las que se encuentra el cojón de fraile (*Calotropis procera*) y la leucaena (*Leucaena leucocephala*). Por su parte, López y colaboradores (2012), registraron el potencial invasor de la acacia (*Acacia farnesiana*) en bosques secos, particularmente de la isla de Providencia y a su vez publicaron recomendaciones para su erradicación y la mitigación de sus impactos negativos sobre la isla.

De acuerdo a los requerimientos ecológicos y registros biológicos georreferenciados, las siguientes especies de fauna de Alto Riesgo de Invasión, están presentes y potencialmente podrían establecerse en ecosistemas naturales de bosques secos: la garza ganadera (*Bubulcus ibis*) (Visinoni 2002), la cabra doméstica (*Capra hircus*) y el capuchino de cabeza negra (*Lonchura malacca*) entre otras (Baptiste y Munera 2010) (ver anexo 1).

### Especies exóticas en los humedales de Colombia (Helobiomas)

Durante muchos años los humedales se percibían como áreas improproductivas por lo que fueron drenados y convertidos “en tierras útiles” para el desarrollo de la ganadería y la agricultura, mediante la titulación de éstas áreas como propiedad del estado (CGR 2011). En este sentido algunos de los principales efectos a causa de la presión ejercida sobre los humedales son procesos de erosión, inundaciones, disminución del recurso pesquero, pérdida total o parcial de la biodiversidad, el deterioro de los cuerpos de agua a causa de la sedimentación y la introducción, establecimiento e invasión de especies exóticas y trasplantadas (CORPOURABÁ y CODECHOCÓ 2006).



**Buchón de agua, *Eichhornia crassipes***

FRANCISCO NIETO. BANCO DE IMÁGENES AMBIENTALES, INSTITUTO HUMBOLDT





Se ha registrado la presencia de especies de Alto Riesgo de Invasión como el buchón de agua (*Eichhornia crassipes*), especie trasplantada de la región de la Amazonía, considerada como de Alto Riesgo en ecosistemas donde ha sido introducida y en cuerpos de agua disturbados, cubriendo casi en su totalidad los espejos de agua (Hernández-Camacho y Sánchez-Páez 1994); el pasto elefante (*Cenchrus purpureus*) común en ambientes pantanosos; la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*); la lenteja de agua (*Lemna aequinoctialis*) (Rangel-Ch *et al.* 2004); la elodea (*Egeria densa*) y el trébol acuático (*Limnobium laevigatum*) (Cárdenas *et al.* 2011).

Por su parte Díaz-Espinosa y colaboradores en el 2012, publicaron como parte de los resultados del trabajo conjunto desarrollado entre la Secretaría Distrital de Ambiente y el Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia “*El Catálogo de Plantas Invasoras de los Humedales de Bogotá*”, el cual presenta las especies vegetales con potencial invasor en los humedales de la altiplanicie de la sabana de Bogotá y se constituye en un gran aporte para la identificación y el manejo de las especies invasoras en estos ecosistemas del país (Díaz-Espinosa *et al.* 2012). Dentro de las especies reportadas en esta publicación, se resaltan las siguientes por ser consideradas como especies de Alto Riesgo de Invasión: la acacia (*Acacia decurrens*), la caña de castilla (*Arundo donax*), la higuierilla (*Ricinus communis*), la falsa poa (*Holcus lanatus*), el ojo de poeta (*Thunbergia alata*), el retamo liso (*Genista monspessulana*) y el retamo espinoso (*Ulex europaeus*) entre otras (ver Anexo 1).

En el caso de las especies de fauna con potencial invasor comunes en los cuerpos de agua de las sabanas, son por ejemplo la tilapia roja (*Oreochromis spp.*), para cuyo cultivo no se ha evaluado el impacto en la altillanura Orinoquense y Orinoquia Llanera según lo expresan Ramírez y colaboradores en el 2011, la mojarra amarilla (*Caquetaia kraussii*), la babilla (*Caiman crocodilus*) (Ramírez-Moreno 2011) trasplantada en la Isla de San Andrés, el hipopótamo (*Hippopotamus amphibius*) presente en la jurisdicción de la Corporación Autónoma Regional de los Ríos Negro y Nare –CORNARE–, la Corporación Autónoma del Centro de Antioquia –CORANTIOQUIA– y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca –CAS– y la rana toro (*Lithobates catesbeianus*). Entre las aves, la paloma doméstica (*Columba livia*), la garza ganadera (*Bubulcus ibis*) (SDA, EEAAB y Fundación alma 2013) y la hormiga loca (*Nylanderia fulva*).

Dada la importancia ecológica, económica y social de los humedales se han desarrollado algunos esfuerzos en el país para su protección, entre ellos la Política Nacional de Humedales Interiores (PNHI) de Colombia publicada en el 2002 y cuyo objetivo general es “*Propender por la conservación y el uso racional de los humedales interiores de Colombia con el fin de mantener y obtener los beneficios ecológicos, económicos y socio-culturales, como parte integral del desarrollo del país*” y que además incluye entre sus metas “*Establecer las medidas requeridas para garantizar el control a la introducción y trasplante de especies invasoras de flora y fauna en los ecosistemas acuáticos continentales*” (Ministerio del Medio ambiente 2002).

Entre las actividades propuestas para dar cumplimiento a esta meta se incluye:

- Seguimiento de los proyectos asociados al trámite de los estudios de impacto ambiental para la introducción o trasplante de especies de fauna y flora.
- Divulgación de impactos por la introducción de especies de fauna y flora.

- Generar lineamientos para evaluar proyectos de acuicultura y repoblamiento con especies foráneas.
- Elaborar un listado de especies con clara viabilidad ambiental para ser utilizadas en proyectos de acuicultura en áreas de humedales interiores.
- Diseñar lineamientos relacionados con la prevención, manejo y seguimiento al efecto de la introducción y trasplante de especies invasoras de flora y fauna en los humedales del país (CGR 2011).

Pese a esto, según lo manifiesta la Contraloría General de la República de Colombia (CGR) en el 2011 entre los pocos avances implementados alrededor de estas actividades, aún existe un gran desconocimiento frente a los impactos asociados a las especies introducidas al país, dado que son trabajos recientes y no se han desarrollado específicamente en zonas de humedales.

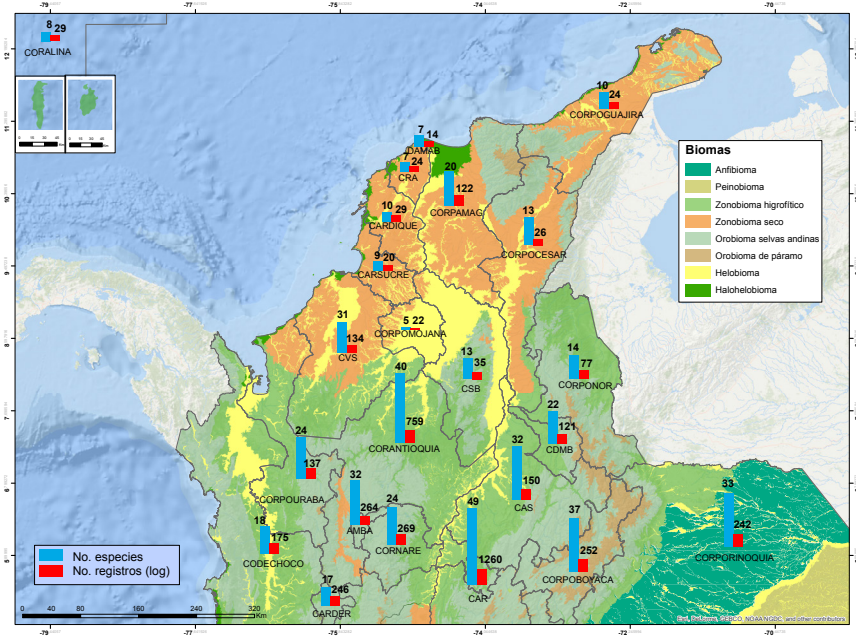
### Distribución de especies de Alto Riesgo de Invasión en el país

Actualmente en el país, se cuenta con 4058 registros biológicos georreferenciados para las especies de fauna de Alto Riesgo de Invasión y 4010 registros para las especies de flora. De acuerdo a los registros disponibles en cada jurisdicción de las Corporaciones Autónomas Regionales y para el Desarrollo Sostenible, la Corporación Autónoma del Alto Magdalena –CAM–, reporta un mayor número de especies (72), seguida de la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca –CAR– con 34 y –CORANTIOQUIA– con 30 (Figura 9 a y b).

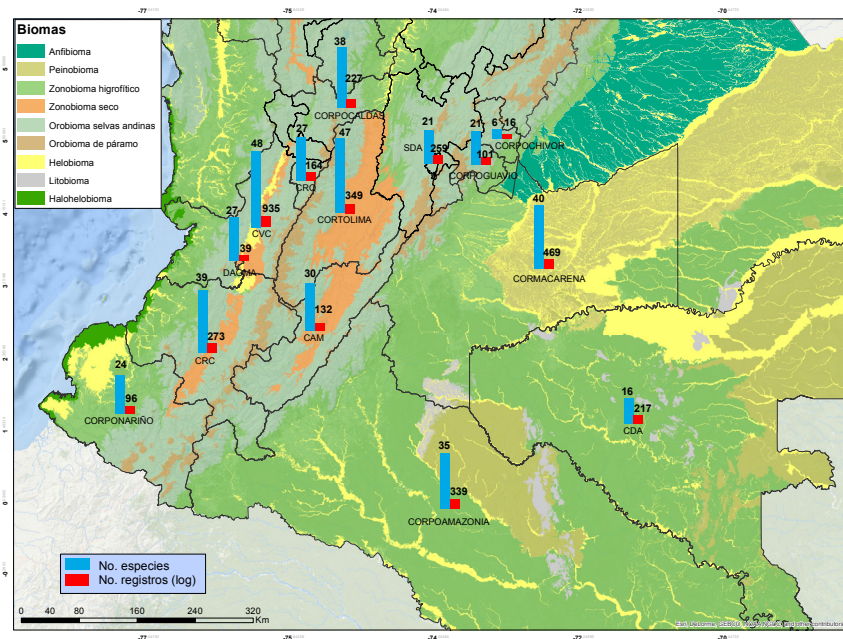
Teniendo en cuenta el número de registros biológicos georreferenciados para las especies de Flora de Alto Riesgo de Invasión, la CAR cuenta con 759, seguida de la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca –CVC– con 304 y la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonía –CORPOAMAZONÍA– con 302. Para las especies de fauna de Alto Riesgo de Invasión, la CVC presenta el mayor número de registros (631), seguida de CORANTIOQUIA (562) y la CAR (501).

La información sobre especies exóticas en Colombia evidencia varios aspectos que pueden ayudar a definir prioridades de investigación y gestión de orden nacional y regional. Las regiones con mayores vacíos con respecto a información de registros biológicos georreferenciados para especies de flora (Figura 9 a y b), son la región del Orinoco y región Caribe, donde particularmente la Corporación para el Desarrollo Sostenible de la Mojana –CORPOMOJANA– y San Jorge, cuenta con el menor número de registros (2), seguida de la Corporación Autónoma Regional de Chivor –CORPOCHIVOR– (6) y Corporación Autónoma Regional de Sucre –CARSUCRE– (9). Para las especies de fauna, la Corporación Autónoma Regional de la Guajira –CORPOGUAJIRA–, la Corporación Autónoma Regional del Sur de Bolívar –CSB– y CARSUCRE cuentan con menos registros biológicos georreferenciados con 7, 9 y 11 respectivamente.

Según el total de registros georreferenciados para los diferentes biomas, las zonas andinas concentran el 51 % del total de registros para especies de flora y el 44% para especies de fauna. Adicionalmente los bosques húmedos tropicales (Zonobioma higrofitico tropical) presentan el 19% del total de registros, seguido de los ecosistemas secos con el 15%. Por el contrario, los principales vacíos de información geográfica se presentan principalmente en los biomas de manglares (Halohelobiomas) y las sabanas inundables (Anfibiomias).



(a) Corporaciones zona norte.



(b) Corporaciones zona sur.

Figura 9 a y b. Número de especies y registros (escala logarítmica) de acuerdo a las jurisdicciones de las Corporaciones Autónomas Regionales y para el Desarrollo Sostenible (Información de registros y validez en algunos casos no corroborada por expertos).

Si bien la información referenciada evidencia avances del país con respecto al conocimiento sobre la presencia y distribución de especies exóticas, también pone en evidencia los vacíos y necesidades para realizar investigación y acciones sobre la distribución, los impactos asociados y las limitadas acciones de gestión integral de las especies invasoras y especies exóticas, presentes en todos los tipos de biomas. Acciones de prevención para evitar la llegada de más especies o su expansión a nuevas áreas, así como acciones de control en áreas prioritarias o de alta fragilidad ambiental son esenciales para la gestión del tema.

El escenario aquí referenciado hace evidente un contexto que resalta la necesidad de generar información para los biomas, la importancia de llevar a cabo procesos de proyección de distribución de las especies y de la validación en campo y por expertos teniendo en cuenta además la gran capacidad de dispersión de estas especies gracias a sus características biológicas y a los constantes factores de transformación que facilitan su introducción y establecimiento en nuevas áreas.

Las consideraciones sobre la distribución de especies exóticas de fauna y flora en el país y la gestión territorial y nacional sobre las mismas, sugieren que las prioridades han estado orientadas hacia otras temáticas que no involucran el avance en el conocimiento de las invasiones biológicas en el ámbito nacional.

El reciente reconocimiento de instancias como el comité nacional de especies exóticas (2014) (ver capítulo 4) evidencia el reto hacia la priorización de acciones de categorización, procesos de validación y gestión de manera coordinada sobre la problemática de invasiones biológicas en el país, que además deben tomar en consideración la discusión con otros sectores como la agricultura, ganadería y la acuicultura así como escenarios sociales y ecológicos, de manera que se apunte a una gestión territorial de manera integrada.



Palma africana  
(*Elaeis guineensis*)





Matandrea, *Hedychium coronarium*  
MAURICIO AGUILAR-GARAVITO

## CAPÍTULO 6

# ÁRBOL DE DECISIÓN PARA LA GESTIÓN DE INVASIONES BIOLÓGICAS

María Piedad Baptiste  
Juliana Cárdenas-Toro  
Mauricio Aguilar-Garavito  
Wilson Ramírez

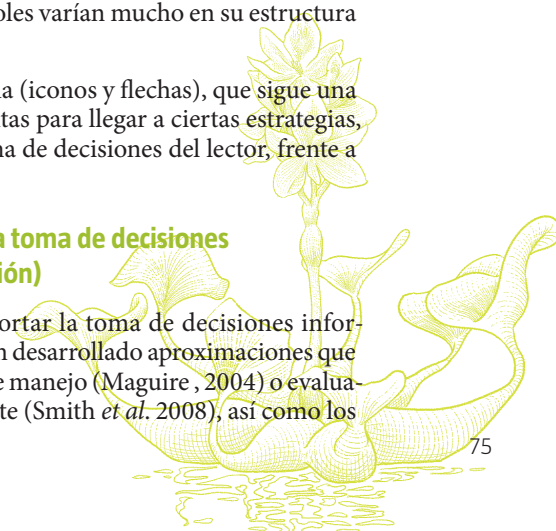
En Colombia, los procesos referentes a la toma de decisiones sobre invasiones biológicas, han involucrado acciones que son implementadas posteriormente a una evaluación caso a caso. Las herramientas que han apoyado en el país a los procesos de decisión en diferentes ámbitos de la dinámica de las invasiones biológicas son recientes y hasta ahora se han desarrollado protocolos para analizar el riesgo de invasión, de establecimiento e impacto (Baptiste *et al.* 2010). Teniendo en cuenta lo anterior así como el marco general para desarrollar acciones que apoyen los compromisos internacionales (Meta 9 Aichi, Convenio de Diversidad Biológica) (CDB 2010) y nacionales (Plan Nacional para la prevención, el control y manejo de las especies introducidas, trasplantadas e invasoras y Plan Nacional de Restauración Ecológica), se identificó la necesidad de proponer una herramienta de análisis de decisión (árbol de decisiones) que sirva de apoyo en diferentes escenarios de invasión en Colombia.

Los árboles diagrama o árboles de decisión, son utilizados generalmente para determinar el curso de acción óptimo en situaciones que podrían tener varias alternativas con resultados desconocidos, éstos orientan al lector en las acciones de acuerdo con las respuestas del ejercicio que se está planteando. Los árboles de decisión como herramienta aparecen desde los años sesenta en diversas áreas como la electrónica, la medicina y otras (Mingers 1989), e incluso se adoptaron desde hace unos años para el desarrollo de algoritmos en el mapeo de coberturas (Friedl & Brodley 1997), y en otras áreas de la ecología. Por lo general dichos árboles varían mucho en su estructura y complejidad.

Este capítulo propone una estructura gráfica sencilla (iconos y flechas), que sigue una ruta lógica del *no* ó del *sí* o la resolución de preguntas para llegar a ciertas estrategias, técnicas y herramientas que pueden facilitar la toma de decisiones del lector, frente a un escenario de posible invasión biológica.

### Antecedentes sobre herramientas de apoyo a la toma de decisiones (invasiones biológicas y contextos de restauración)

Como parte de las herramientas que pueden soportar la toma de decisiones informada en el marco de las invasiones biológicas, se han desarrollado aproximaciones que incluyen la priorización de especies para acciones de manejo (Maguire, 2004) o evaluaciones para identificar las especies taxonómicamente (Smith *et al.* 2008), así como los



múltiples protocolos y metodologías desarrolladas para la introducción o evaluación de especies exóticas para análisis de riesgo de establecimiento e impacto (Randall *et al.* 2008; Zalba & Ziller 2008; CCA 2009 y Bomford 2008). Sin embargo, la gestión de las invasiones biológicas no solo debe estar enfocada hacia las etapas de prevención y control de las especies, sino que debe considerar los objetivos de conservación y la restauración de los ecosistemas potenciales o afectados por una especie invasora (Zimmerman *et al.* 2011).

Algunos antecedentes, aunque no directamente como árboles de decisión, pueden ser las herramientas que facilitan el ejercicio de la restauración tipo guías, portafolios y protocolos. Son numerosos los ejemplos así que se mencionan sólo algunos: el documento que propone herramientas de restauración de forma oficial a escala nacional, es el Plan Nacional de Restauración (MADS 2013), éste a su vez se basa en algunas publicaciones que proponen herramientas para la restauración por ecosistemas, como son las guías técnicas para la restauración ecológica de los ecosistemas de Colombia (Vargas *et al.* 2012), los lineamientos para la restauración de Páramos en Colombia (Cabrera y Ramírez 2014) y el árbol de decisiones para afrontar estrategias de restauración en Bosques Secos Tropicales (Vargas y Ramírez 2014).

Puntualmente en términos de la restauración por invasiones biológicas, en el país hay varias instituciones que han publicado manuales orientativos para el abordaje de las áreas afectadas por plantas invasoras como manuales, protocolos y guías (Barrera-Cataño *et al.* 2000, 2002; Barrera-Cataño *et al.* 2002; DAMA-Fundación Bachaqueros 2002; Ríos y Vargas 2003; DAMA 2004; Ríos 2005; Barrera-Cataño y Valdés 2007; Vargas 2007 a y b; Barrera-Cataño 2008; Vargas *et al.* 2009; Barrera-Cataño *et al.* 2010; Aguilar-Garavito *et al.* 2012 a, b; Beltrán 2012; Díaz-Espinosa *et al.* 2012 y Rivera 2014).

A pesar de la existencia de dichas publicaciones, todavía existe un vacío en la oferta de publicaciones sobre lineamientos de restauración que se enfocan de manera específica en escenarios de invasión biológica a diversas escalas. Dichos vacíos en la oferta de información, sumados a la necesidad de apoyar procesos de decisión en ámbitos regionales resultan en la necesidad de proponer una herramienta tipo árbol de decisiones como paso inicial para la gestión integral de las invasiones biológicas.

### Propuesta de árbol de decisión (aspectos metodológicos)

El árbol de decisión que se propone (Figura 10) es una herramienta para abordar la problemática de las invasiones biológicas a partir de dos aproximaciones representadas gráficamente en rutas o ramas de la problemática: *Abordaje 1* (en color azul), enfoque desde la especies invasoras; y *Abordaje 2* (en color naranja) enfoque desde los ecosistemas/biomas afectados o susceptibles a una invasión biológica. Dichas rutas se desarrollan a partir de una serie de preguntas y condiciones de decisión (23 en total), que en algunas partes pueden interpretarse a manera de clave dicotómica. El árbol concluye en cuatro estrategias y seis técnicas de manejo, cuya intención es apoyar la toma de decisión.

La *Ruta 1* presenta tres secciones: *Sección 1*, orienta acciones que apoyen la identificación del nivel de riesgo o estatus de la especie y procedimientos, las instituciones y entes relevantes (como el comité nacional de especies exóticas - ver capítulo 4) a los cuales puede consultar el tomador de decisión. *Sección 2*, guía al lector a través de preguntas y decisiones que le permiten identificar cuatro estrategias de manejo (prevención, control,

**PREVENCIÓN A LA INTRODUCCIÓN DE ESPECIES – ANÁLISIS DE RIESGO Y ANÁLISIS DE RUTAS Y VECTORES DE DISPERSIÓN**

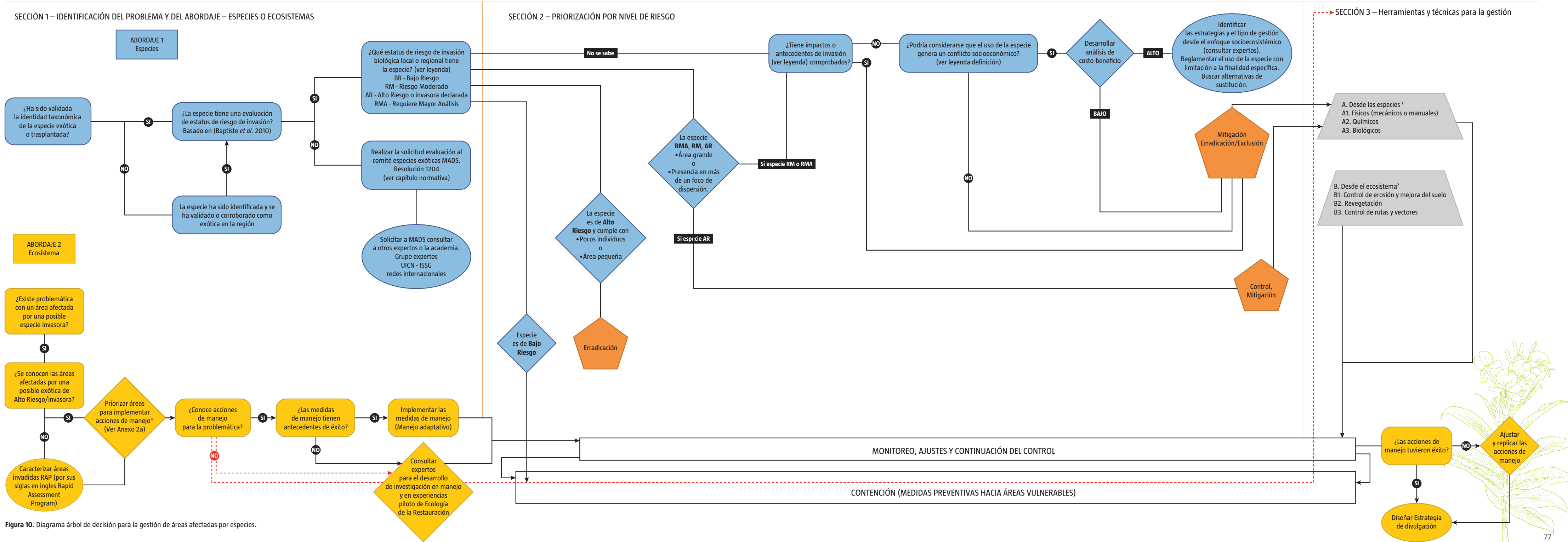
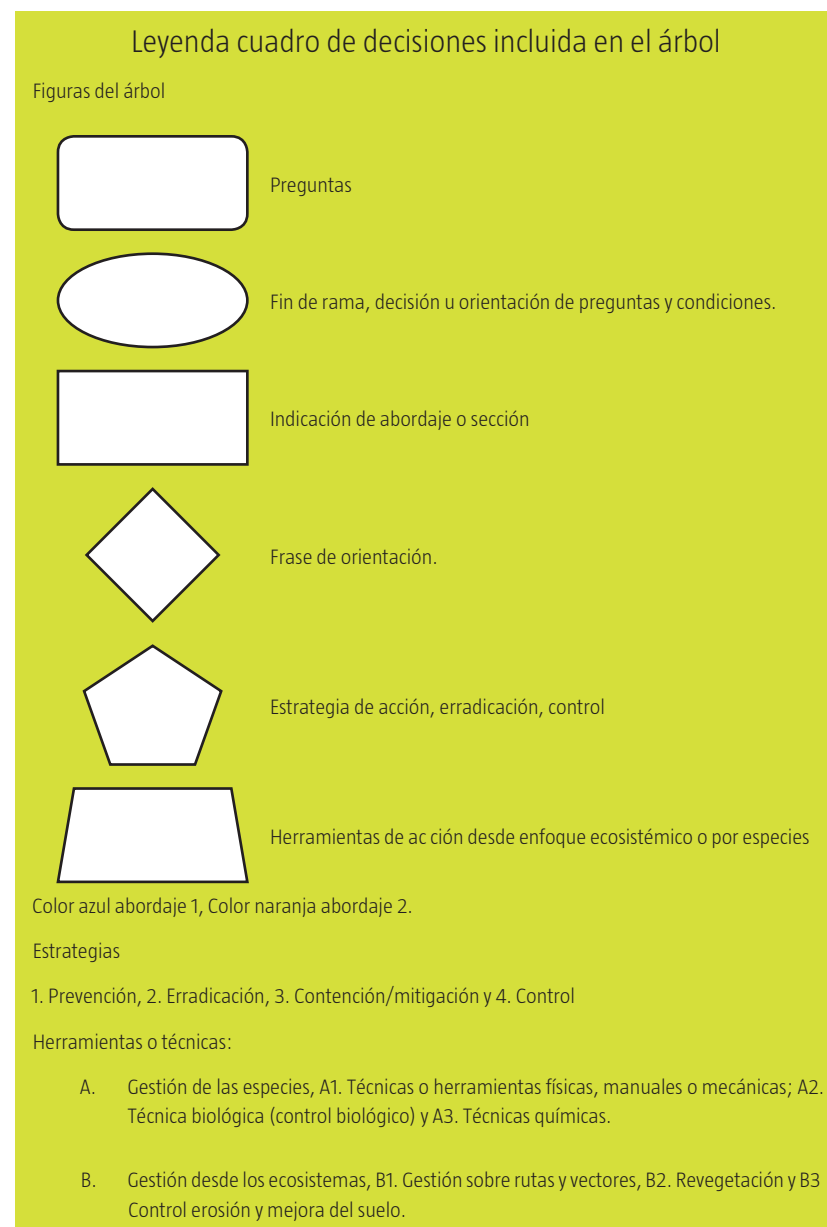


Figura 10. Diagrama árbol de decisión para la gestión de áreas afectadas por especies.





### Niveles de riesgo de las especies exóticas y definiciones incluidas en la herramienta

Tomado de Baptiste y colaboradores 2010. Los protocolos de análisis de riesgo de establecimiento e impacto y factibilidad de control, evalúan de acuerdo a una serie de preguntas excluyentes en tres secciones el riesgo de cada uno de estos elementos. Incorpora preguntas sobre el ajuste climático de la especie, el potencial o capacidad de impacto considerando el (económico, a la salud, ecológico y socioculturales) y analiza las potencialidades de la especie sobre actividades económicas, sobre especies (competencia, hibridación) o agresividad y toxicidad, y analiza la afectación de las especies en aspectos culturales. La última sección se refiere a la factibilidad de control de la especie, sobre medidas existentes o costos económicos (mayor detalle Baptiste *et al.* 2010).

**AR: Alto Riesgo.** Las especies de Alto Riesgo pueden ser consideradas de acuerdo a las discusiones globales como especies invasoras en un concepto amplio (Baptiste *et al.* 2010). Este nivel hace referencia a su alta capacidad por características bioecológicas y antecedentes de invasión e impacto en otros países como de alto riesgo de establecerse y producir impactos negativos (ver Baptiste *et al.* 2010 para mayor detalle).

**RM: Riesgo Moderado.** Especies que no son evaluadas como altamente agresivas pero logran establecerse, algunas de estas son consideradas como especies ruderales.

**RMA: Especies que Requieren Mayor Análisis.** Las especies incluidas en esta categoría, presentan o bien vacíos en la información que no ha permitido identificar otra categoría o implica que en algunos casos particulares, las preguntas incluidas en los protocolos de Análisis de Riesgo aplicados pueden tener limitaciones con respecto a estas especies. Especies en este nivel deberán continuar en la búsqueda de información complementaria para reducir la incertidumbre y que pueda ser ubicada en alguno de los niveles.

**BR: Bajo Riesgo.** Especies cuya valoración en el protocolo indican que pese a que son exóticas no revisten un riesgo de establecimiento e impacto.

Es importante mencionar que si bien algunas especies tienen una capacidad intrínseca de convertirse en invasoras por sus características biológicas y ecológicas, la probabilidad de que esto suceda aumenta en función de la presión de propágulos, de la liberación o escape al medio natural, siguiendo las etapas del proceso de invasión que hacen referencia a introducción, establecimiento y dispersión. En este escenario se adoptan los términos y conceptos de Richardson *et al.* 2000, mencionados en el capítulo sobre conceptos de invasiones.

**Distribución y poblaciones de especies exóticas.** Se espera identificar o tener en cuenta el área de dispersión de la especie si es considerada pequeña, moderada o grande. La evaluación sobre el estatus del área y las poblaciones, deberá estar acorde a los requerimientos de hábitat, la capacidad de dispersión o ampliación de su rango y las características y particularidades

del grupo taxonómico y la especie que está en proceso de evaluación. La información referente a plantas, especies acuáticas y vertebrados terrestres pueden consultarse en Baptiste y colaboradores (2010). Se debe tomar en consideración que estas valoraciones de distribución y poblaciones hacen parte de un análisis local, para el cual será importante evaluar si la distribución de la especie, involucra áreas de interés para la conservación como áreas protegidas.

**Antecedentes de invasión o impactos.** Información secundaria sobre los antecedentes de invasión e impactos en otras regiones del mundo, pero privilegiando los datos referentes a Colombia.

**Impacto ecológico o ambiental.** Incluye aspectos biogeográficos y funcionales. Hace referencia a los efectos en diferentes escalas poblaciones, comunidades y ecosistemas (Richardson & Pysek 2013) y a su estructura y función (Charles & Dukes 2007; Ehrenfeld 2010).

**Impacto a la salud pública.** Debido a la transformación de los ecosistemas (expansión de la frontera agrícola) permiten que virus y enfermedades como virus del Nilo o dengue o enfermedades zoonóticas, tengan nuevas formas de dispersión y transmisión (Mathews 2005).

**Impacto económico.** Efectos directamente relacionados con actividades económicas, que en muchos casos hacen referencia a especies introducidas accidentalmente y que son consideradas como plagas o pestes.

**Conflicto socio-económico.** Se debe evaluar si el uso de la especie tiene valor económico, considerando que la mayoría de las introducciones son intencionales y tienen propósitos económicos.

**Evaluación costo-beneficio.** Los antecedentes de impactos o impactos identificados vs. La utilidad e impactos positivos o negativos, incluyendo servicios ecosistémicos (evaluación de trade-offs). Se deberá tener en cuenta, que estas evaluaciones deben ser realizadas por expertos y que una valoración donde la especie constituya un mayor beneficio que costo, no es argumento suficiente para su introducción o producción y si deberá considerar reglas o acuerdos con los sectores involucrados (p. ej. códigos de conducta).

**Gestión con enfoque socioecosistémico.** Aquellas especies de Alto Riesgo con alto valor económico para las cuales se identifica un conflicto socioeconómico y cuya evaluación costo-beneficio es alta, se deben integrar además de las estrategias ecológicas, un enfoque socioecosistémico que involucre la relación con sectores privados y productivos que implican el involucramiento de sectores sociales y en el cual se deben analizar estrategias o herramientas como los códigos de conducta que restrinjan la dispersión de las especies invasoras. Estas estrategias deben identificarse dependiendo del contexto social, la escala, el territorio, el tipo de sector involucrado y su contexto ecológico.

erradicación y mitigación). La sección 3 concluye el árbol y sugiere una serie de técnicas que el tomador de decisión puede utilizar para conformar la estrategia de manejo seleccionada, y que pueden ser implementadas desde las especies invasoras o desde los biomas o ecosistemas afectados.

De manera complementaria y transversal, a las tres secciones del árbol se sugiere como parte esencial de la gestión tanto a nivel de especies como de ecosistemas/biomas, la prevención y el monitoreo, los cuales algunas veces están orientados a las acciones de manejo, al estatus o comportamiento de la especie, el involucramiento de las comunidades locales o la divulgación de las experiencias de gestión (para mayor detalle de los elementos y términos ver la leyenda y box en el árbol de decisión).

El lector deberá analizar y resolver cada pregunta y orientación antes de dar paso a la siguiente, la herramienta cierra con estrategias y acciones. Los anexos del capítulo presenta una sugerencia de algunas de dichas técnicas. Es importante mencionar que estas estrategias y técnicas sugeridas, deben ser adaptadas de manera integral, teniendo en cuenta el contexto local y regional y siendo coherentes con los contextos ecológicos, sociales y económicos.

En este sentido se espera que esta propuesta piloto sea ajustada, retroalimentada y actualizada de acuerdo a los nuevos retos y contextos de la problemática en el país y de cada situación.

### Estrategias para la gestión de áreas invadidas por especies exóticas o trasplantadas con potencial invasor

La palabra estrategia hace mención al diseño y desarrollo de un conjunto de acciones que se aplican de manera planificada y sistemática para alcanzar un objetivo o meta determinada (RAE 2014). En el contexto del manejo de las especies invasoras y de los ecosistemas afectados por estas, el término se refiere a un grupo específico de técnicas y herramientas que se utilizan de manera ordenada, racional, secuencial o paralelas y de acuerdo con criterios técnicos y científicos para tratar las invasiones biológicas (Ríos 2005; Vargas *et al.* 2009; Barrera-Cataño *et al.* 2010; Aguilar-Garavito 2014).

Para el manejo de las especies invasoras y de los ecosistemas degradados por éstas, no existe una única estrategia o técnica, ya que su selección está supeditada al tipo de especie, al estado ecológico del ecosistema y del paisaje, al nivel o grado de invasión, a los intereses socio-económicos, a la experiencia que tengan los interesados en manejar la invasión, la operatividad de las mismas estrategias entre otros aspectos, y como un aspecto muy relevante la capacidad de gobernanza para establecer el conjunto de reglas o normas para su gestión (uso y restricciones de las especies). Sin embargo, bajo el contexto de las invasoras, históricamente se han conocido cuatro estrategias: prevención, erradicación, mitigación/contención y control; las cuales se relacionan directamente con los aspectos mencionados con anterioridad.

El proceso de selección de estrategias y técnicas debe considerar criterios de evaluación del estatus regional y local tanto de la especie, consideraciones de los ecosistemas invadidos y susceptibles a la invasión; así como la relación costo-beneficio, para las cuales será importante contar con el acompañamiento de expertos regionales o nacionales (el cual deberá ser un proceso expedito). En este sentido se presenta en la Figura 10 un árbol de decisión como herramienta de análisis y relación y de manera integral

en la Figura 11 una curva del costo/beneficio que indica que tipo de estrategia se ajusta de acuerdo al avance en el proceso. Así mismo, complementario y paralelo a todas las estrategias se sugiere evaluar y desarrollar instrumentos de educación y comunicación que acompañen la planeación y resultados.

Las estrategias que abordan las diferentes etapas del proceso de invasión, se consolidan de manera operativa por medio de técnicas (ver Anexo 2) y herramientas con enfoques desde los ecosistemas y desde las especies (Figura 10, sección 3 B y A). Diferentes tipos y combinaciones de técnicas pueden conformar una o múltiples estrategias, las cuales pueden ser aplicadas de manera exclusiva para la especie, para el ecosistema o para ambos.

### 1. Prevención

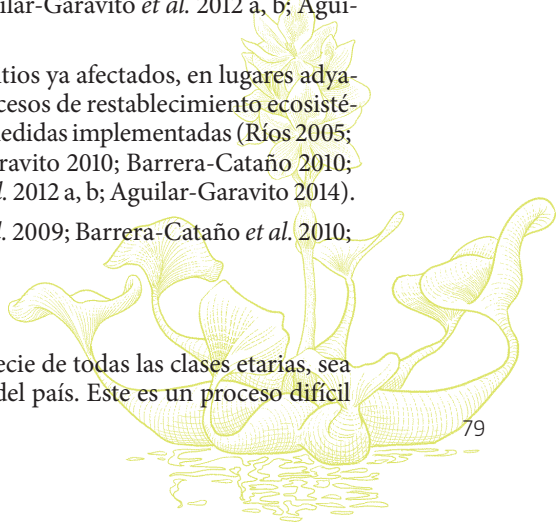
Esta estrategia tiene por objetivo evitar que las especies exóticas potencialmente invasoras lleguen al país o a las áreas que son susceptibles a su invasión (Groves 1989; Hoshovsky 1989; Williamson 2000; Mack *et al.* 2000; Wittenberg & Cock 2001; Ríos 2005). Ésta es considerada la más efectiva y con mejor relación costo-beneficio en la gestión de las invasiones biológicas (Figura 11).

La prevención por lo general involucra acciones de gestión como:

1. Evaluaciones de análisis de riesgo, protocolos de prevención y sistemas de alerta temprana, que permitan analizar la probabilidad de establecimiento, los riesgos de impactos y la capacidad de control (Zalba & Ziller 2007, Baptiste *et al.* 2010, Richardson & Pysek 2013);
2. Análisis y manejo de rutas y vectores (Capítulo 2) (Figura 10 sección 3 B3);
3. Diagnóstico socio-ecológico de las áreas con potencial de invasión (ubicación, caracterización biofísica y socioeconómica, definición de factores de degradación y priorización de lugares (Ríos 2005; Vargas 2007 a, b; Vargas *et al.* 2009; Aguilar-Garavito 2010; Barrera-Cataño 2010; Barrera-Cataño *et al.* 2010; Aguilar-Garavito *et al.* 2012 a, b);
4. Aplicación de técnicas de restauración ecológica (revegetación, restauración de hábitats para la fauna, prevención de la erosión, entre otras) (Figura 10, sección 3-B1 y B2) en las áreas degradadas, dañadas, destruidas o que son susceptibles a la invasión (Ríos 2005; Vargas 2007; Vargas *et al.* 2009; Aguilar-Garavito 2010; Barrera-Cataño 2010; Barrera-Cataño *et al.* 2010; Aguilar-Garavito *et al.* 2012 a, b; Aguilar-Garavito 2014);
5. Monitoreo tanto al proceso de invasión en los sitios ya afectados, en lugares adyacentes y en sistemas susceptibles como a los procesos de restablecimiento ecosistémico natural y asistido, generado a partir de las medidas implementadas (Ríos 2005; Vargas 2007 a, b; Vargas *et al.* 2009; Aguilar-Garavito 2010; Barrera-Cataño 2010; Barrera-Cataño *et al.* 2010; Aguilar-Garavito *et al.* 2012 a, b; Aguilar-Garavito 2014).
6. Información y educación ambiental (Vargas *et al.* 2009; Barrera-Cataño *et al.* 2010; Aguilar-Garavito 2012 a y b).

### 2. Erradicación/exclusión

Consiste en eliminar todos los individuos de la especie de todas las clases etarias, sea al nivel de una unidad considerada o, idealmente, del país. Este es un proceso difícil



cuando la invasión es avanzada, cuando la superficie afectada es grande, cuando las poblaciones son abundantes, cuando se ha creado un banco de propágulos de larga persistencia o cuando se trata de una especie de interés económico de uso generalizado (Figura 11). Como en las acciones de control continuado, se puede involucrar varias de las técnicas de manejo comúnmente utilizadas (Anexo 2, Figura 10 sección 3 - A), pero implementarlas con mayor intensidad tanto en las labores como en la periodicidad hasta llegar a la erradicación, lo que puede demandar años de trabajo. Los costos iniciales suelen ser más elevados que en el caso de control, pero se apunta a una solución definitiva para el problema de invasión, caso en que el costo a largo plazo suele ser más bajo que en el control continuo.

### 3. Contención/mitigación

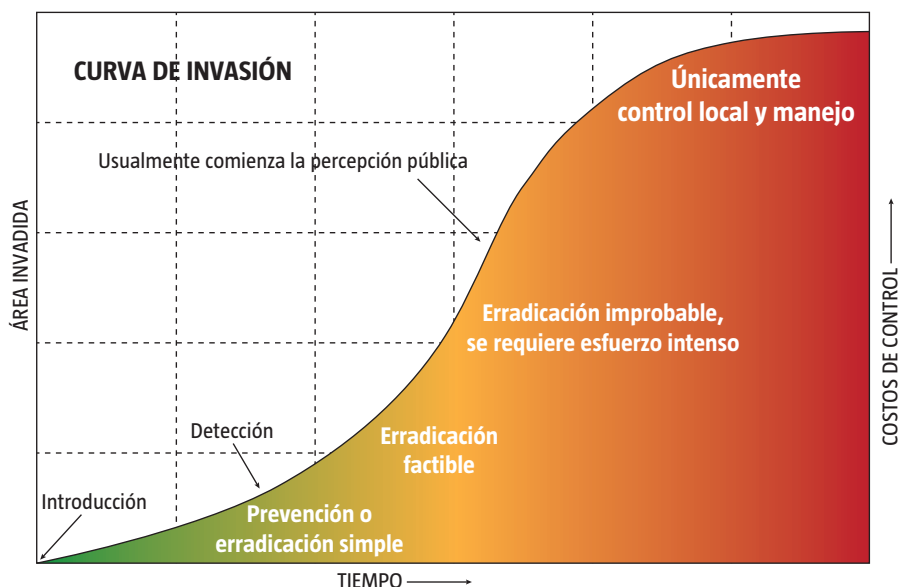
Su objetivo es detener el avance de la especie invasora hacia nuevas áreas o restringir su localización a un lugar específico (dispersión). La aproximación es similar al control en términos de las técnicas empleadas. Por lo general se emplean las técnicas presentadas anteriormente, haciendo énfasis en: 1) Manejo de rutas y vectores para evitar la dispersión más allá del área invadida (Figura 10, sección 3 - A); 2) Remoción de parte de los individuos invasores; 3) Revegetación con especies nativas; 4) Establecimiento de barreras físicas como trinchos y zanjas, especialmente para animales.

Por otra parte, la mitigación se enfoca en mejorar la calidad ecológica de los ecosistemas potencialmente receptores. Esas técnicas suelen ser útiles cuando se necesita comprender mejor la especie objeto de control o mientras se reúnen recursos para realizar acciones más integradas o más amplias de control o erradicación, o de igual manera para impedir que una especie empiece nuevos focos de invasión.

### 4. Control

Esta estrategia busca reducir las poblaciones de la especie invasora a un nivel que no constituya amenaza para los ecosistemas circundantes y que permita el restablecimiento de la vegetación nativa. Cuando el control de la especie invasora se lleva a cabo en forma integrada, es decir cuando se aplican varios métodos, se suelen obtener mejores resultados (Richardson & Pysek 2013). Esta estrategia puede incluir las técnicas presentadas en la prevención y complementarse eliminaciones mecánicas, químicas o combinadas (detalles en el Anexo 2) sobre la especie objetivo en los lugares recién invadidos y en invasiones antiguas. El control suele ser la alternativa cuando la erradicación de la especie invasora no es factible; esto esta directamente relacionado con la curva de costo-beneficio sobre el avance en el proceso de invasión, bien sea por el tamaño del área invadida, el número de poblaciones existentes o por los recursos o conocimiento disponibles.

Conforme se ve en la Figura 11, la estrategia más adecuada, con mejor relación costo-beneficio y mejores resultados, es la prevención (prevenir la degradación y mejorar el estado de los ecosistemas disturbados y evitar que las especies exóticas potencialmente invasoras lleguen y se establezcan en los ecosistemas susceptibles) y la respuesta rápida para el control de la invasión en las fases tempranas (Fox & Fox 1986; Hoshovsky 1989; Williamson 2000; Mack *et al.* 2000; Wittenberg & Cock 2001; Ríos 2005).



**Figura 11.** Relación costo-beneficio sobre las estrategias de gestión de las invasiones biológicas y el estatus de las especies en relación con el tiempo. Imagen modificada de <http://freeassociationdesign.wordpress.com/2010/05/20/terraforming-and-superweeds/>.

### Recomendaciones sobre investigación científica

Para fundamentar el manejo de especies exóticas invasoras, se requiere información y apoyo de investigación científica, que debe tener como enfoque la aplicación práctica y la solución de problemas concretos de invasión biológica, así como el avance de medidas de prevención aplicables a situaciones particulares del país.

Se recomienda enfocar en algunos temas comúnmente importantes: 1) Estructuras y caracteres diagnósticos físicos o genéticos que permitan identificar con claridad las especies invasoras o potencialmente invasoras; 2) Rasgos funcionales y de historia de vida; 3) La estructura poblacional y su demografía tasa de crecimiento; 4) Tipos de dispersión, propágulos, su viabilidad y su tasa de éxito en el establecimiento y propagación de la especie, así como la viabilidad del banco de semillas en el suelo involucrando análisis de mecanismos como rutas y vectores; 5) Resistencia de los propágulos a factores biofísicos y químicos, sus mecanismos de propagación; su relación con otras especies exóticas y nativas en los sitios de potencial invasión o afectados; 6) Los usos socioeconómicos y la percepción social, así como 7) Posibles causas y consecuencias de la invasión (p. ej. impactos sociales, económicos ecológicos).

Así mismo, aunque puede existir a nivel mundial información sobre el manejo de muchas especies invasoras, en la mayoría de los casos es desconocido el efecto de la aplicación de las estrategias y técnicas de manejo para el ecosistema o lugar específico a tratar, por esta razón, siempre es recomendable implementar diseños experimentales en las escalas locales para establecer la respuesta tanto de la invasión como de los ecosistemas a determinadas medidas de manejo. Posterior a estos y de acuerdo con los resultados se puede proceder a aplicar para toda el área afectada, pero siempre llevando de la mano un plan de monitoreo.



El desarrollo de investigaciones, así como la divulgación de los resultados provenientes tanto de los estudios como del monitoreo, deben hacer parte de la gestión de las invasiones biológicas pues son los que permiten el avance en el conocimiento sobre su manejo.

Por otra parte, como se menciona en el abordaje 1, es recomendable en caso de no contar con la capacidad técnica para el manejo de invasión en particular, ponerse en contacto con el Comité de Especies Exóticas del MADS (ver capítulo 4 y Figura 10), con expertos locales y regionales, o con una institución académica o de investigación, quienes son los más adecuados para adelantar el trabajo de manejo.

En los casos de especies para las cuales la información sea escasa, de igual manera cuando la experiencia de manejo es precaria, la mejor alternativa para empezar el trabajo es el manejo adaptativo. El cual hace referencia al manejo con registro científico de métodos y resultados con la perspectiva de permitir ajustes y mejorar gradualmente la eficacia hasta alcanzar resultados satisfactorios, trabajando en escala real para contener la invasión y empezar el control lo más rápido posible. El trabajo de control es evaluado constantemente y los abordajes son ajustados siempre que necesario para ganar eficacia en los resultados en la medida que los datos generan aprendizaje sobre el proceso de invasión (National Invasive Species Council 2005). El monitoreo es fundamental para esto, pues provee la información que le da base a esos ajustes. Uno de los aspectos más importantes en esta aproximación es la pro-actividad y resultados claros que trascienden la remoción de las invasoras y se enfocan en la restauración de áreas naturales. Ese es el ciclo de aprender a través de acciones prácticas de manejo, siempre en escala real, que no permita avanzar la invasión y perder oportunidades de erradicación o contención mientras que las poblaciones son pequeñas.

### Recomendaciones sobre la herramienta

Es ideal contar con información tanto de la especie como de los ecosistemas que son óptimos para su establecimiento e invasión. Esto con el fin de abordar la problemática desde las dos perspectivas para facilitar una gestión integral en el proceso de invasión biológica.

La cantidad y la robustez de la información que se tenga disponible antes y durante el proceso de gestión integral, juega un papel importante frente al resultado final en el árbol de decisión. Por esta razón se recomienda compilar información de calidad antes de tomar alternativas para la gestión (Anexo 3) y contar con el apoyo regional o nacional de instituciones o instancias que apoyen estos procesos.

Se sugiere en la medida de lo posible implementar acciones desde la prevención para disminuir los costos, disminuir la posibilidad de que las especies de Alto Riesgo de Invasión sean introducidas, se establezcan o se conviertan en invasoras y garantizar el éxito de una gestión integral en el largo plazo (Zimmerman *et al.* 2011) (Figura 11).

La referencia a una evaluación del conflicto socio-económico, debe tomar en consideración que el interés económico de una especie no es justificación suficiente para su introducción o producción; este criterio, hace alusión a la relevancia de una valoración del mismo para definir y pautar reglas y consideraciones intersectoriales como los códigos de conducta voluntarios.

La herramienta de decisión debe ser ampliada y actualizada de manera que sea adaptable a los ecosistemas emergentes, reflejo de las acciones de manejo, el uso de la tierra y las prioridades de conservación para el país.

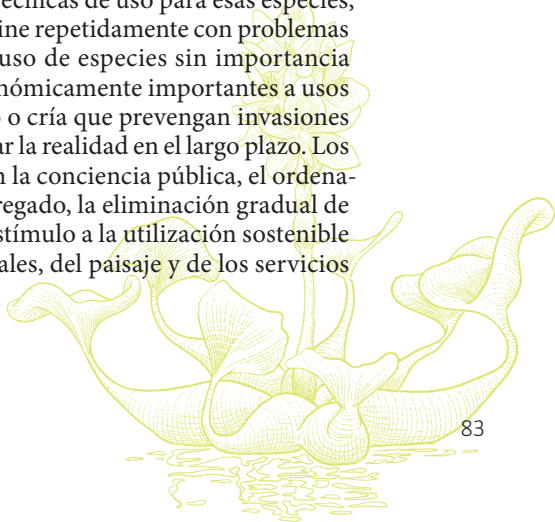
### Conclusión

Definir estrategias de acuerdo al momento del proceso de invasión (Figura 11); así como las técnicas de manejo para situaciones particulares a partir del conocimiento disponible, requiere capacidad técnica, que pese a que no se incluye en el árbol de decisión, es fundamental para garantizar la calidad de aplicación de todos los métodos de gestión así como la calidad de los resultados del manejo. Algunas técnicas de control requieren más información científica, especialmente el **control biológico**, que depende muchas veces de años de investigación hasta que se ubique un agente de control de alta especificidad y por tanto, sea seguro para la liberación en el ambiente. El control químico suele generar polémicas y dudas sobre impactos paralelos, pero las tecnologías actualmente disponibles de productos con baja toxicidad y rápida degradación aseguran excelentes resultados en restauración ambiental sin afectar a especies no-objetivo o al ambiente circundante.

De igual manera las acciones tempranas al implementar medidas de control a focos iniciales de invasión son claves en la posibilidad de éxito en la erradicación o en acciones de contención. La gestión de especies exóticas invasoras ,necesita ser madura a punto de no retardar acciones prácticas que significan, en largo plazo, solucionar o no un problema de manera definitiva o perder la oportunidad de evitar costos permanentes de control, cuando es posible invertir en erradicación temprana. Como demuestra el gráfico de la Figura 11, en el proceso de invasión es ideal intervenir a través de la gestión antes que se de la percepción pública. lo que requiere estrategias para evitar conflictos con el público que no conoce la gravedad del tema, así como con el uso de recursos restringidos que necesitan ser aplicados de manera eficaz.

La integración de gestión con expertos que puedan proveer información e invertir en investigación aplicada, es la combinación ideal para solucionar problemas de invasión biológica; ésta deberá ser complementada con información pública, para mejorar la percepción sobre cuáles son las especies invasoras de Colombia y por qué no deben ser utilizadas ampliamente.

Finalmente, en relación con la implementación de lineamientos y procesos de priorización nacional, el desarrollo de regulaciones específicas de uso para esas especies, es una demanda natural para evitar que el país termine repetidamente con problemas de invasión por las mismas especies. Prohibir el uso de especies sin importancia económica, así como limitar el uso de especies económicamente importantes a usos específicos asociados a condiciones para su cultivo o cría que prevengan invasiones biológicas, son medidas fundamentales para cambiar la realidad en el largo plazo. Los resultados de la gestión, deben incluir ganancias en la conciencia pública, el ordenamiento de la utilización de las especies de valor agregado, la eliminación gradual de especies sin valor económico, la valorización y el estímulo a la utilización sostenible de especies nativas, la conservación de áreas naturales, del paisaje y de los servicios ecosistémicos.



## ANEXOS

### Anexo 1

Listado de especies de Alto Riesgo de invasión de acuerdo a Baptiste et al. 2010 e información referente al tipo de bioma/ecosistema.

REINO	FAMILIA	ESPECIE ACEPTADA	SINONIMIA	NOMBRE COMÚN
Plantae	Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i>		Ojo de poeta, susanita de ojos negros
Plantae	Araceae	<i>Landoltia punctata</i>	<i>Spirodela punctata</i>	Lenteja de agua
Plantae	Araceae	<i>Lemna aequinoctialis</i>		Lenteja de agua
Plantae	Araceae	<i>Pistia stratiotes</i>		Lechuga de agua
Plantae	Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i>		Palma africana
Plantae	Asclepiadaceae	<i>Calotropis procera</i>		Cojón de fraile
Plantae	Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i>		Diente de león
Plantae	Azollaceae	<i>Azolla filiculoides</i>		Helecho de agua
Plantae	Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium aquilinum</i>		Helecho marranero
Plantae	Dryopteridaceae	<i>Nephrolepis cordifolia</i>		Helecho
Plantae	Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>		Higuera, ricino
Plantae	Fabaceae	<i>Acacia decurrens</i>		Acacia plateada
Plantae	Fabaceae	<i>Genista monspessulana</i>		Retamo liso
Plantae	Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i>		Forrajera, acacia pálida
Plantae	Fabaceae	<i>Ulex europaeus</i>		Retamo espinoso, tojo espino
Plantae	Hydrocharitaceae	<i>Egeria densa</i>		Elodea
Plantae	Hydrocharitaceae	<i>Limnobium laevigatum</i>		Trébol acuático
Plantae	Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>		Eucalipto
Plantae	Pinaceae	<i>Pinus caribaea</i>		Pino caribea
Plantae	Poaceae	<i>Arundo donax</i>		Caña de castilla
Plantae	Poaceae	<i>Bambusa vulgaris</i>		Bambú
Plantae	Poaceae	<i>Cenchrus clandestinus</i>	<i>Pennisetum clandestinum</i>	Pasto kikuyo
Plantae	Poaceae	<i>Cenchrus purpureus</i>	<i>Pennisetum purpureum</i>	Pasto elefante
Plantae	Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i>		Gramma
Plantae	Poaceae	<i>Cynodon nlemfuensis</i>		Pasto estrella
Plantae	Poaceae	<i>Guadua superba</i>		Bambú
Plantae	Poaceae	<i>Guadua weberbaueri</i>		Bambú
Plantae	Poaceae	<i>Holcus lanatus</i>		Falsa poa, heno blanco
Plantae	Poaceae	<i>Hyparrhenia rufa</i>		Yaraguá, pasto puntero
Plantae	Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i>		Canutillo, pasto gordura

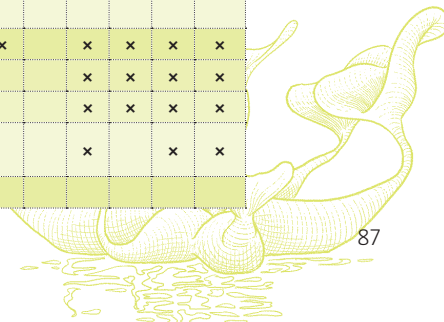
AUTOR NOMBRE ACEPTADO	HÁBITAT	HÁBITO	BIOMA/ECOSISTEMA								
			Páramo	Subpáramo	Bosque altoandino	Bosque andino	Bosque subandino	Bosque húmedo tropical	Sabana	Bosque seco	Humedales
Bojer ex Sims	Terrestre	Bejuco				x					
(G. Mey.) Les & D.J. Crawford	Acuático	Hierba						x			x
Welw.	Acuático	Hierba									x
L.	Acuático	Hierba						x	x		
Jacq.	Terrestre	Palma									
(Aiton) W.T. Aiton	Terrestre	Arbusto						x	x		
F.H. Wigg.	Terrestre	Hierba			x			x	x		
Lam.	Acuático	Hierba									
(L.) Kuhn	Terrestre	Hierba				x					x
(L.) C. Presl	Terrestre	Hierba				x		x	x		
L.	Terrestre	Arbusto				x		x	x		x
Willd.	Terrestre	Árbol		x	x	x		x	x		
(L.) L.A.S. Johnson	Terrestre	Arbusto	x	x		x					x
(Lam.) de Wit	Terrestre	Árbol									x
L.	Terrestre	Arbusto		x		x		x			
Planch.	Acuático	Hierba						x			
(Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine	Acuático	Hierba					x	x	x		
Dehnh.	Terrestre	Árbol				x					
Morelet	Terrestre	Árbol				x		x	x		
L.	Terrestre	Hierba					x	x	x		x
Schrad.	Terrestre	Hierba						x	x	x	x
(Hochst. ex Chiov.) Morrone	Terrestre	Hierba	x		x			x	x	x	
(Schumach.) Morrone	Terrestre	Hierba						x	x		x
(L.) Pers.	Terrestre	Hierba						x	x		
Vanderyst	Terrestre	Hierba				x		x			x
Huber	Terrestre	Hierba					x	x		x	
Pilg	Terrestre	Hierba						x			
L.	Terrestre	Hierba	x	x	x			x	x		x
(Nees) Stapf	Terrestre	Hierba						x	x		x
P. Beauv.	Terrestre	Hierba	x		x			x	x		





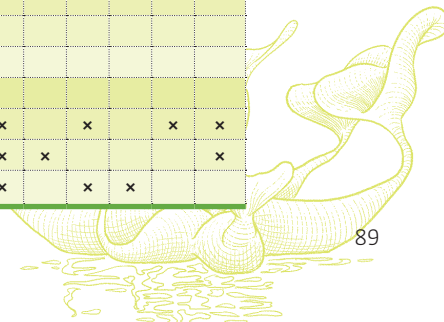
REINO	FAMILIA	ESPECIE ACEPTADA	SINONIMIA	NOMBRE COMÚN
Plantae	Poaceae	<i>Megathyrsus maximus</i>	<i>Panicum maximum</i>	Braquiaria
Plantae	Poaceae	<i>Rottboellia cochinchinensis</i>		Gramínea, corredora, cebada fina
Plantae	Poaceae	<i>Urochloa brizantha</i>	<i>Brachiaria brizantha</i>	Braquiaria
Plantae	Poaceae	<i>Urochloa decumbens</i>	<i>Brachiaria decumbens</i>	Braquiaria
Plantae	Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i>		Buchón, jacinto de agua
Plantae	Salviniaceae	<i>Salvinia molesta</i>	<i>Salvinia auriculata</i>	Hierba
Plantae	Typhaceae	<i>Typha domingensis</i>	<i>Typha angustifolia</i>	Pasto enea
Plantae	Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i>		Matandrea, sanjuanito
Animalia	Achatinidae	<i>Achatina fulica</i>		Caracol gigante africano
Animalia	Anatidae	<i>Anas platyrhynchos</i>		Pato
Animalia	Anatidae	<i>Anser anser</i>		Ganso común, ganso doméstico, ansar común
Animalia	Anatidae	<i>Branta canadensis</i>		Ganso canadiense, barnacla canadiense
Animalia	Anatidae	<i>Cygnus atratus</i>		Cisne negro
Animalia	Anatidae	<i>Cygnus olor</i>		Cisne
Animalia	Arapaimidae	<i>Arapaima gigas</i>		Pirarucú, Arapaima, aaiche
Animalia	Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>		Garza ganadera
Animalia	Bovidae	<i>Capra hircus</i>		Cabra doméstica
Animalia	Bovidae	<i>Ovis aries</i>		Oveja doméstica
Animalia	Cambaridae	<i>Procambarus clarkii</i>		Cangrejo de río, cangrejo rojo, cangrejo americano
Animalia	Canidae	<i>Canis lupus familiaris</i>		Perro doméstico, perro feral
Animalia	Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i>		Lubina negra, haro, perca americana
Animalia	Characidae	<i>Colossoma macropomum</i>		Cachama negra
Animalia	Cichlidae	<i>Caquetaia kraussii</i>		Mojarra amarilla
Animalia	Cichlidae	<i>Oreochromis mossambicus</i>		Tilapia o mojarra negra
Animalia	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>		Tilapia del Nilo, tilapia plateada
Animalia	Cichlidae	<i>Oreochromis</i> sp.		Mojarra, tilapia roja, híbrido, pargo rojo
Animalia	Columbidae	<i>Columba livia</i>		Paloma doméstica
Animalia	Corbiculidae	<i>Corbicula fluminea</i>		Almeja asiática
Animalia	Crocodylidae	<i>Caiman crocodylus</i>		Babilla
Animalia	Cyprinidae	<i>Carassius auratus</i>		Carpa dorada, bailarina, telescopio, goldfish, calico
Animalia	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>		Carpa común

AUTOR NOMBRE ACEPTADO	HÁBITAT	HÁBITO	BIOMA/ECOSISTEMA									
			Páramo	Subpáramo	Bosque altoandino	Bosque andino	Bosque subandino	Bosque húmedo tropical	Sabana	Bosque seco	Humedales	
(Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs	Terrestre	Hierba							x	x		x
(Lour.) Clayton	Terrestre	Hierba							x		x	x
(Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster	Terrestre	Hierba										
(Stapf) R.D. Webster	Terrestre	Hierba										x
(Mart.) Solms	Acuático	Hierba							x			x
D.S. Mitch.	Acuático	Hierba										x
Pers.	Acuático	Hierba				x			x	x		x
J. König	Terrestre	Hierba			x				x	x		x
(Férussac, 1821)	Terrestre - Acuático	No aplica				x			x	x	x	
Linnaeus, 1758	Terrestre - Acuático	No aplica										x
(Linnaeus, 1758)	Terrestre - Acuático	No aplica										x
(Linnaeus, 1758)	Terrestre - Acuático	No aplica										x
(Latham, 1790)	Terrestre - Acuático	No aplica										x
(Gmelin, 1789)	Terrestre - Acuático	No aplica										x
(Schinz, 1822)	Acuático	No aplica							x			
(Linnaeus, 1758)	Terrestre	No aplica				x			x	x	x	x
Linnaeus, 1758	Terrestre	No aplica				x					x	
Linnaeus, 1758	Terrestre	No aplica	x		x						x	
(Girard, 1852)	Terrestre - Acuático	No aplica										
Linnaeus, 1758	Terrestre	No aplica	x			x			x	x	x	x
(Lacepède, 1802)	Acuático	No aplica							x	x	x	x
(Cuvier, 1816)	Acuático	No aplica							x	x	x	
(Steindachner, 1878)	Acuático	No aplica										
(Peters, 1852)	Acuático	No aplica										
(Linnaeus, 1758)	Acuático	No aplica										
NA	Acuático	No aplica										
Gmelin, 1789	Terrestre	No aplica				x			x	x	x	x
(O. F. Müller, 1774)	Acuático	No aplica							x	x	x	x
Linnaeus, 1758	Terrestre - Acuático	No aplica							x	x	x	x
(Linnaeus, 1758)	Acuático	No aplica							x		x	x
Linnaeus, 1758	Acuático	No aplica										



REINO	FAMILIA	ESPECIE ACEPTADA	SINONIMIA	NOMBRE COMÚN
Animalia	Cyprinidae	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>		Carpa plateada
Animalia	Cyprinidae	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>		Carpa plateada
Animalia	Cyprinidae	<i>Ctenopharyngodon idella</i>		Carpa china, carpa herbívora
Animalia	Emydidae	<i>Trachemys scripta elegans</i>		Hicotea, icotea
Animalia	Estrildidae	<i>Lonchura malacca</i>		Capuchino de cabeza negra, monjita tricolor
Animalia	Felidae	<i>Felis catus</i>		Gato doméstico
Animalia	Formicidae	<i>Paratrechina fulva</i>		Hormiga loca
Animalia	Helicidae	<i>Helix aspersa</i>		Caracol de jardín
Animalia	Moronidae	<i>Morone chrysops</i>		Perca blanca
Animalia	Moronidae	<i>Morone saxatilis</i>		Lubina estriada
Animalia	Muridae	<i>Mus musculus</i>		Ratón doméstico, ratón común
Animalia	Muridae	<i>Rattus norvegicus</i>		Rata común, rata noruega
Animalia	Muridae	<i>Rattus rattus</i>		Rata negra
Animalia	Mustelidae	<i>Mustela putorius</i>		Hurón
Animalia	Osphronemidae	<i>Trichogaster chuna</i>		Gurami
Animalia	Osphronemidae	<i>Trichogaster fasciata</i>		Colisa gigante, gurami gigante
Animalia	Osphronemidae	<i>Trichogaster labiosa</i>		Gurami perla, gurami
Animalia	Osphronemidae	<i>Trichogaster lalius</i>		Gurami enano, gurami
Animalia	Osphronemidae	<i>Trichogaster leerii</i>		Gurami perla, gurami
Animalia	Osphronemidae	<i>Trichogaster pectoralis</i>		Gurami, piel de culebra
Animalia	Osphronemidae	<i>Trichopodus microlepis</i>		Pez espada, luz de luna, gurami
Animalia	Palaemonidae	<i>Macrobrachium amazonicum</i>		Camarón de agua dulce
Animalia	Palaemonidae	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>		Camarón malayo
Animalia	Pangasiidae	<i>Pangasianodon hypophthalmus</i>		Bagre basa, pangasius
Animalia	Parastacidae	<i>Cherax quadricarinatus</i>		Langosta de pinza roja
Animalia	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>		Gorrion europeo
Animalia	Poeciliidae	<i>Poecilia latipinna</i>		Topote velo negro, molinesia de velo
Animalia	Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i>		Guppy
Animalia	Poeciliidae	<i>Poecilia sphenops</i>		Molly
Animalia	Poeciliidae	<i>Xiphophorus hellerii</i>		Pez espada
Animalia	Poeciliidae	<i>Xiphophorus maculatus</i>		Platy, espada sureña
Animalia	Poeciliidae	<i>Xiphophorus variatus</i>		Pimienta
Animalia	Ranidae	<i>Lithobates catesbeianus</i>		Rana toro
Animalia	Salmonidae	<i>Oncorhynchus mykiss</i>		Trucha arcoiris
Animalia	Suidae	<i>Sus scrofa domesticus</i>		Cerdo doméstico

AUTOR NOMBRE ACEPTADO	HÁBITAT	HÁBITO	BIOMA/ECOSISTEMA								
			Páramo	Subpáramo	Bosque altoandino	Bosque andino	Bosque subandino	Bosque húmedo tropical	Sabana	Bosque seco	Humedales
(Valenciennes, 1844)	Acuático	No aplica				x		x	x	x	x
(Richardson, 1845)	Acuático	No aplica						x	x	x	
(Valenciennes, 1844)	Acuático	No aplica						x	x	x	x
Wied	Terrestre - Acuático	No aplica									
(Linnaeus, 1766)	Terrestre	No aplica				x				x	
Linnaeus, 1758	Terrestre	No aplica				x		x	x	x	
(Mayr, 1862)	Terrestre	No aplica				x		x	x		x
Muller, 1774	Terrestre	No aplica				x		x	x	x	
(Rafinesque, 1820)	Acuático	No aplica				x		x	x	x	
(Walbaum, 1792)	Acuático	No aplica									
Linnaeus, 1758	Terrestre	No aplica				x		x		x	
(Berkenhout, 1769)	Terrestre	No aplica				x		x			x
(Linnaeus, 1758)	Terrestre	No aplica				x				x	x
Linnaeus, 1758	Terrestre	No aplica									
(Hamilton, 1822)	Acuático	No aplica									
Bloch & Schneider, 1801	Acuático	No aplica									
Day, 1877	Acuático	No aplica									
(Hamilton, 1822)	Acuático	No aplica									
(Bleeker, 1852)	Acuático	No aplica									
(Regan, 1910)	Acuático	No aplica									
(Günther, 1861)	Acuático	No aplica									
(Heller, 1862)	Acuático	No aplica						x	x		x
(De Man, 1879)	Acuático	No aplica						x	x	x	x
(Sauvage, 1878)	Acuático	No aplica									
(von Martins, 1868)	Acuático	No aplica						x			
(Linnaeus, 1758)	Terrestre	No aplica									
(Lesueur, 1821)	Acuático	No aplica									
Peters, 1859	Acuático	No aplica									
(Valenciennes, 1846)	Acuático	No aplica									
Heckel, 1848	Acuático	No aplica									
(Günther, 1866)	Acuático	No aplica									
(Meek, 1904)	Terrestre	No aplica									
(Shaw, 1802)	Terrestre - Acuático	No aplica				x		x		x	x
(Walbaum, 1792)	Acuático	No aplica	x	x	x	x	x				x
Linnaeus, 1758	Terrestre	No aplica				x		x	x		





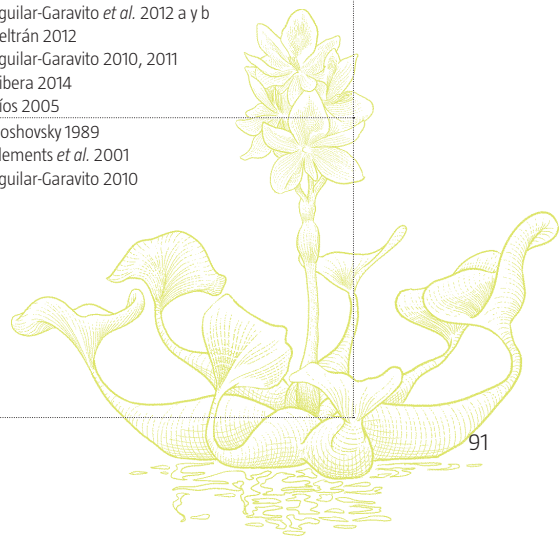
## Anexo 2. Ejemplos de algunas técnicas de manejo de especies de fauna y flora.

### Anexo 2a

Técnicas para la eliminación o manejo de fauna y flora y de ecosistemas afectados o potencialmente afectados por estas. \* Las referencias al árbol de decisión de la figura 10. En la sección 3 desde el enfoque de especies A o enfoque de ecosistemas B.

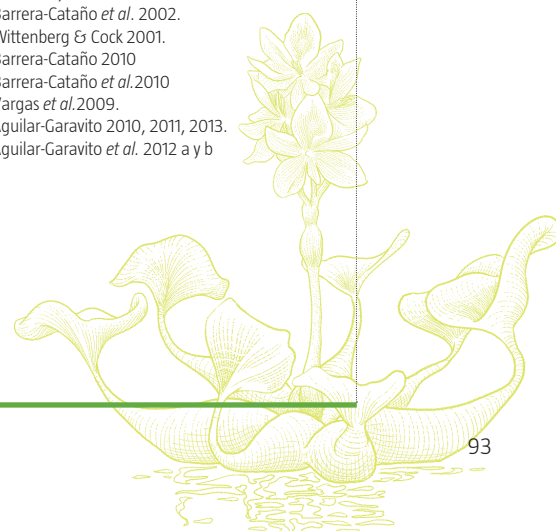
GRUPO	TÉCNICA	REFERENCIA A ÁRBOL FIGURA 10*	VENTAJAS
Eliminación física	Quemas prescritas	A1	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Estimulación del banco de propágulos, lo que facilita su nueva eliminación en un corto periodo de tiempo.</li> <li>• Rápida aplicación.</li> <li>• Económico.</li> <li>• Prepara el terreno para otras técnicas.</li> <li>• Aplicable para infestaciones grandes, altas, densas y monoespecíficas o por lo menos muy dominantes.</li> </ul>
	Eliminación manual	A1	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eliminación muy específica de la especie a controlar.</li> <li>• Se puede aplicar en casi todo tipo de terrenos.</li> <li>• Se puede realizar en áreas protegidas.</li> <li>• Efectiva en pequeñas, medianas y grandes áreas dependiendo el personal con que se cuente.</li> <li>• Permite la eliminación de la raíz (en especial especies con rizomas), rebrotes y plántulas reclutadas.</li> <li>• Se puede vincular la población local, mitigando el desempleo.</li> </ul>
	Eliminación manual sucesiva	A1	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Idénticas a la eliminación manual.</li> <li>• Permite el agotamiento del banco de propágulos en el suelo.</li> </ul>
	Establecimiento de estructuras físicas (trinchos, zanjas, barreras vivas, etc.)	A1	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Controla la dispersión a otras áreas.</li> <li>• Ayudan a aislar las áreas invadidas.</li> <li>• Ayudan a controlar la dispersión de semillas (barocoría e hidrocoría).</li> <li>• Ayudan a controlar procesos erosivos.</li> <li>• Confinan en un solo sitio los propágulos.</li> <li>• Mejora la humedad y generan microclimas.</li> <li>• Complementa otras técnicas de manejo.</li> </ul>
	Eliminación mecánica	A1	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Permite la eliminación de la raíz, rebrotes y plántulas reclutadas (particular especies con rizomas).</li> <li>• Efectiva en medianas y grandes áreas, con infestaciones densas y mono-específicas.</li> <li>• Compartimentos del sistema (excepto las eliminaciones con maquinaria pesada).</li> <li>• Se puede aplicar en casi todo tipo de terrenos (excepto las eliminaciones con maquinaria pesada).</li> <li>• Se puede realizar en áreas protegidas.</li> </ul>

DESVENTAJAS	ESTUDIOS RELACIONADOS
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Puede estimular la germinación de especies invasoras pirófilas o especies oportunistas.</li> <li>• Aumenta el área de terreno expuesto a nuevas infestaciones.</li> <li>• Alarma social.</li> <li>• Solamente aplicable a ecosistemas donde el fuego es un proceso natural.</li> <li>• No es factible en áreas protegidas.</li> <li>• Afecta a los compartimentos del ecosistema.</li> <li>• Problemas erosivos.</li> <li>• Difícil de aplicar a grandes escalas.</li> <li>• Liberación de gases de efecto invernadero a la atmósfera.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sinero 1974</li> <li>• Rolston &amp; Talbot 1980</li> <li>• Ivens 1983</li> <li>• Radcliffe 1985</li> <li>• Lee <i>et al.</i> 1986</li> <li>• Hoshovsky 1989</li> <li>• Boyd 1995</li> <li>• Rees &amp; Hill 2001</li> <li>• Leblanc 2001</li> <li>• Vargas 2007 a b</li> <li>• Vargas <i>et al.</i> 2009</li> <li>• Wittenberg &amp; Cock 2001</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Demanda mucho tiempo y esfuerzo.</li> <li>• El arranque suele mover a la superficie semillas que estaban más enterradas y con eso renovar el vigor del banco de semillas en la superficie.</li> <li>• Se deben implementar técnicas complementarias para impedir la dispersión de los propágulos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hoshovsky 1989</li> <li>• Siniero 1974</li> <li>• Barrera-Cataño 2010; Barrera-Cataño <i>et al.</i> 2002; Vargas <i>et al.</i> 2009</li> <li>• Ríos 2005</li> <li>• Prasad 2003; Clements <i>et al.</i> 2001; Vargas 2007 a b</li> <li>• Vargas <i>et al.</i> 2009</li> <li>• Aguilar-Garavito 2010, 2011</li> <li>• Aguilar-Garavito <i>et al.</i> 2012 a y b</li> <li>• Wittenberg &amp; Cock 2001</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Idénticas a la eliminación manual.</li> <li>• Requiere planificación e implementación de la técnica a mediano y largo plazo.</li> <li>• Requiere mucha persistencia y recursos continuados para especies con bancos de propágulos persistentes en el tiempo.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Barrera-Cataño. 2010</li> <li>• Aguilar-Garavito 2010, 2011, 2013.</li> <li>• Aguilar-Garavito <i>et al.</i> 2012 a y b</li> <li>• Beltrán 2012</li> <li>• Aguilar-Garavito 2010, 2011</li> <li>• Ribera 2014</li> <li>• Ríos 2005</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Requieren de planificación y materiales adecuados.</li> <li>• Requieren mantenimiento en el tiempo.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Barrera-Cataño <i>et al.</i> 2010</li> <li>• Aguilar-Garavito 2010, 2011, 2013.</li> <li>• Aguilar-Garavito <i>et al.</i> 2012 a y b</li> <li>• Beltrán 2012</li> <li>• Aguilar-Garavito 2010, 2011</li> <li>• Ribera 2014</li> <li>• Ríos 2005</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Costosa y requiere de repuestos e insumos.</li> <li>• Dificultad en controlar la dispersión de rizomas.</li> <li>• El trabajo con maquinaria pesada (retroexcavadora, bobcat, tractor, arado, bulldozer, etc.), puede producir el enterramiento de los bancos de propágulos, así como afectar las características biofísicas del perfil edáfico.</li> <li>• El trabajo con maquinaria pesada puede generar grandes volúmenes de tierra mezclada con ramas y rizomas.</li> <li>• El trabajo con maquinaria pesada se dificulta en zonas con pendiente fuerte, susceptibles a la erosión, suelos compactos y con obstáculos como rocas y troncos.</li> <li>• El trabajo con maquinaria pesada requiere lavar los equipos y las máquinas para evitar la dispersión de propágulos a otros sitios.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hoshovsky 1989</li> <li>• Clements <i>et al.</i> 2001</li> <li>• Aguilar-Garavito 2010</li> </ul>



GRUPO	TÉCNICA	REFERENCIA A ÁRBOL FIGURA 10*	VENTAJAS
Eliminación física	Manejo de la luz		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Efectivo en pequeñas áreas principalmente forestales.</li> <li>• Genera microclimas favorables, para la regeneración natural de algunas plantas nativas.</li> </ul>
Eliminación química	Aplicación de agroquímicos	A2	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eficientes para el control de invasiones concentradas, monoespecíficas y densas.</li> <li>• Permite la eliminación específica con precisión de plantas sin afectar a otras.</li> <li>• Rápida aplicación.</li> <li>• Óptima relación costo/beneficio, pues requiere menos repeticiones.</li> <li>• Elimina efectos alelopáticos de plantas invasoras.</li> <li>• Mejor ergonomía para aplicación que el control con herramientas manuales.</li> </ul>
	Uso de enemigos naturales de la especie invasora - control biológico	A3	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eficientes para el control de la especie.</li> <li>• Rápida aplicación (si se tiene conocimiento del agente específico).</li> <li>• Económico.</li> <li>• Control permanente y auto-sostenible.</li> <li>• Para grandes áreas invadidas puede ser la única solución para control de especies exóticas invasoras.</li> <li>• Después de implantado, es de bajo costo y alta efectividad.</li> <li>• Los agentes de control biológico alcanzan áreas de difícil acceso por personas, ampliando el rango de alcance del control.</li> </ul>
	Pastoreo	A3	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Disminuye la abundancia de la especie objetivo.</li> <li>• Bajos costos.</li> <li>• Puede cubrir áreas extensas.</li> <li>• Puede ser exitosa siempre y cuando sea bien planificada, controlada y combinada con otras técnicas.</li> </ul>
Eliminación biológica	Plantación o siembra de especies nativas.	A3	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Se puede producir exclusión competitiva.</li> <li>• Competencia activa de los rebrotes vegetativos y del reclutamiento.</li> <li>• Puede controlar rutas y vectores.</li> <li>• Existe una infinidad de marcos de plantación pudiendo generar barrera vivas, cercas, corredores, plantaciones densas, etc.</li> <li>• Generación de microclimas.</li> <li>• Algunas plantas pueden facilitar el establecimiento de otras nativas.</li> <li>• Control de procesos erosivos.</li> <li>• Mejora el ciclo de nutrientes.</li> <li>• Minimiza el daño a otros compartimentos del sistema.</li> <li>• Se puede aplicar en casi todo tipo de terrenos.</li> <li>• Se puede realizar en áreas protegidas.</li> <li>• Efectiva a todas las escalas.</li> <li>• Práctica popular.</li> <li>• Control permanente y auto sostenible.</li> <li>• Beneficia a todos los compartimentos del ecosistema.</li> <li>• Se puede vincular la población local, mitigando el desempleo.</li> </ul>

DESVENTAJAS	ESTUDIOS RELACIONADOS
<ul style="list-style-type: none"> <li>• No se eliminan los tocones o propágulos latentes o con dormancia en el suelo.</li> <li>• Costoso a gran escala.</li> <li>• Enmascaramiento del banco de propágulos de la invasora ya que en algunos casos impide su germinación.</li> <li>• Puede limitar el crecimiento de especies nativas.</li> <li>• Puede afectar el suelo y otros compartimentos del ecosistema.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prasad &amp; Kushwaha 2001.</li> <li>• Vargas 2007 a, b</li> <li>• Vargas <i>et al.</i> 2009.</li> <li>• Wittenberg &amp; Cock 2001.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• No es factible en áreas protegidas.</li> <li>• Puede afectar los compartimentos del ecosistema (según producto).</li> <li>• Pueden generar consecuencias ambientales indeseables (contaminación y persistencia) a corto, mediano y largo plazo (debe tomarse la consideración técnica).</li> <li>• Requiere que se conozcan y se manejen los potenciales impactos laterales a corto, mediano y largo plazo.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Siniero 1974.</li> <li>• Ivens 1983.</li> <li>• Krause <i>et al.</i> 1984</li> <li>• Hoshovsky 1989.</li> <li>• King <i>et al.</i> 1996.</li> <li>• Wittenberg &amp; Cock 2001.</li> <li>• Ríos 2005</li> <li>• Vargas 2007 a, b</li> <li>• Vargas <i>et al.</i> 2009.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Puede tomar años de investigación hasta aislar un agente de control seguro de alta especificidad.</li> <li>• Algunas consecuencias son difíciles de prever y alta incertidumbre en las consecuencias a largo plazo.</li> <li>• Si no se analizan las especies o agentes, puede generar una nueva introducción de organismos exóticos con potencial invasor.</li> <li>• No se puede aplicar en áreas protegidas.</li> <li>• No erradica completamente a la especie objetivo.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• MacCarter &amp; Gaynor 1980.</li> <li>• Marking <i>et al.</i> 1996.</li> <li>• Hill <i>et al.</i> 2000.</li> <li>• Ress &amp; Hill 2001.</li> <li>• Wittenberg &amp; Cock 2001.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• No erradica completamente a la especie objetivo.</li> <li>• Genera problemas de compactación del suelo.</li> <li>• Puede promover la entrada de otras especies exóticas.</li> <li>• Puede promover la dispersión de propágulos de la especie objetivo.</li> <li>• Requiere de planificación técnica respecto a los tiempos, duración y movimiento de los animales.</li> <li>• Pueden ocurrir problemas sociales por conflictos de intereses.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Radcliffe 1985.</li> <li>• Krause <i>et al.</i> 1984.</li> <li>• Wittenberg &amp; Cock 2001.</li> <li>• Vargas <i>et al.</i> 2009.</li> <li>• Barrera-Cataño 2008, 2010</li> <li>• Barrera-Cataño <i>et al.</i> 2010</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• En la mayoría de los casos se desconoce el efecto de la plantación o siembra sobre la planta invasora.</li> <li>• Si previamente no se ha eliminado el banco de propágulos esta técnica lo puede enmascarar en particular en zonas montañosas.</li> <li>• Costoso.</li> <li>• Dificultades para encontrar el material vegetal requerido en calidad y cantidad.</li> <li>• Demanda mucho tiempo y esfuerzo.</li> <li>• Demanda personal capacitado.</li> <li>• Requiere cuidados y labores culturales posteriores.</li> <li>• Se debe contar con agua, herramientas, abono, tierra y otros materiales específicos en la cantidad y calidad suficiente.</li> <li>• Los costos son elevados.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ivens 1983.</li> <li>• Lee <i>et al.</i> 1986.</li> <li>• Hoshovsky 1989.</li> <li>• Barrera-Cataño <i>et al.</i> 2002.</li> <li>• Wittenberg &amp; Cock 2001.</li> <li>• Barrera-Cataño 2010</li> <li>• Barrera-Cataño <i>et al.</i> 2010</li> <li>• Vargas <i>et al.</i> 2009.</li> <li>• Aguilar-Garavito 2010, 2011, 2013.</li> <li>• Aguilar-Garavito <i>et al.</i> 2012 a y b</li> </ul>





**Anexo 2b**

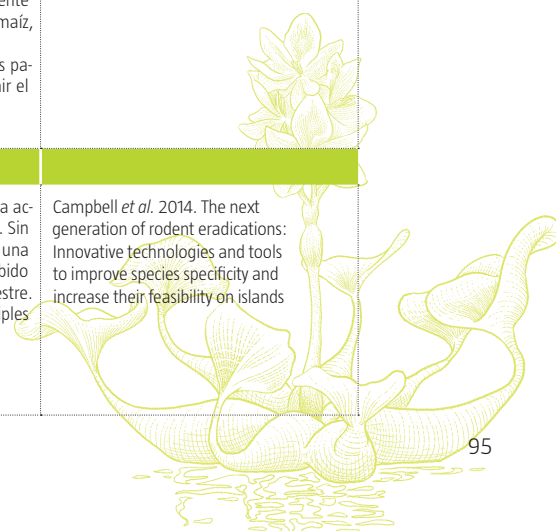
Revisión de algunas técnicas de manejo (control, mitigación y erradicación) en fauna exótica en diferentes grupos taxonómicos.

En el caso de las especies de fauna exótica invasora, se pueden encontrar desde técnicas generales en grupos como vertebrados a específicas a un grupo taxonó-

A. TÉCNICAS EN INVERTEBRADOS	REFERENCIA A ÁRBOL (FIGURA 10*)	
Invertebrados sociales. Control biológico con entomopatógenos	A3	
Control químico	A2	
TÉCNICAS VERTEBRADOS GENERALES	REFERENCIA A ÁRBOL (FIGURA 10*)	
Programa de biocontrol viral de vertebrados invasores	A3	
Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal		
TÉCNICAS PECES Y ESPECIES VERTEBRADOS ACUÁTICOS		
1. Chromosoma troyano	A3	
D. TÉCNICAS PARA AVES		
1. Captura Manual 2. Trampas 3. Anestésico (alpha-chloralosa) 4. Cacería de control por expertos	A1	
E. TÉCNICAS PARA MAMÍFEROS	REFERENCIA A ÁRBOL (FIGURA 10*)	
Roedores 1. Rodenticidas (incluyendo tóxicos específicos para ratas y tóxicos de interferencia de RNA). 2. Carnada disuasiva de cangrejo. 3. Roedores transgénicos. 4. Virus inmunocontracepción. 5. Drones (vehículos no tripulados). 6. Trampas realmables.	A1, A2, A3	

mico o especies en particular consideradas como plaga como el caso de las ratas (*Rattus rattus*) en las que las técnicas han evolucionado a biocontroles virales o el uso de vehículos no tripulados como drones para su monitoreo (ver Anexo 2b). \* Las referencias al árbol de decisión de la figura 10. En la sección 3 desde el enfoque de especies A o enfoque de ecosistemas B.

DESCRIPCIÓN DE LAS TÉCNICAS	REFERENCIAS, ESTUDIOS RELACIONADOS
<p>Los entomopatógenos son microorganismos que atacan poblaciones de insectos invasores. Algunas de sus ventajas para su uso como control biológico es su especificidad, es decir no contaminan las condiciones del medio natural, no afectan otros insectos benéficos, ni generan impactos negativos para el ser humano (Delgado y Murcia 2011).</p>	<p>Miori de Zarzuela <i>et al.</i> 2012. Entomopathogens Isolated from Invasive Ants and Tests of Their Pathogenicity</p>
<p>Algunas de las técnicas incluyen barreras de suelo o sistemas de cebo. Es considerada como una de las principales opciones para el manejo de especies invasoras, la cuál es implementada una vez las acciones preventivas han fallado.</p>	<p>Gentz 2008. A review of chemical control options for invasive social insects in island ecosystems</p>
<p>Uso de virus exóticos como biocontrol</p>	<p>McColl <i>et al.</i> 2014. Viral biocontrol of invasive vertebrates: Lessons from the past applied to cyprinid herpesvirus-3 and carp (<i>Cyprinus carpio</i>) control in Australia</p>
<p>Descripción de varias técnicas de especies de peces, herpetos, aves y mamíferos</p>	<p>Orueta F. 2003. Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal.</p>
<p>Esta técnica se usa para controlar especies exóticas introducidas, cuya determinación sexual es predominantemente genética pero ambientalmente reversible (cómo muchas especies de peces). Se introducen hembras específicas (carga genética) en poblaciones silvestres, que llevará eventualmente a la eliminación de hembras XX y la extinción de la población.</p>	<p>Cotton &amp; Wedekind 2007. Control of introduced species using trojan sex Chromosomes.</p>
<p>1. Trampas: Algunas de las técnicas utilizadas para la captura a través de trampas incluye el uso de mallas de aves de corral. Adicionalmente se utilizan granos de maíz enteros por la preferencia de las palomas por este alimento y para minimizar el riesgo de que otras especies no objetivo lo consuman. 2. La Alpha – chloralosa es un anestésico que permite a capturar manualmente a las palomas y posteriormente sacrificarlas. Se pueden preparar cebos de maíz, añadiendo 2,0 g de polvo de CA en 625 g de maíz. Cebo de maíz, colocados en las zonas que se conoce son utilizadas por las palomas para alimentarse, sin embargo debe tener supervisión para prevenir el consumo de otras especies no objetivos. 3. Solo recomendado por entidades y expertos calificados.</p>	<p>Phillips <i>et al.</i> 2012. Eradication of rock pigeons, <i>Columba livia</i>, from the Galápagos Islands</p>
<p>1. Rodenticidas: El uso de rodenticidas anticoagulantes es considerada en la actualidad como la herramienta más eficaz para la erradicación de roedores. Sin embargo es fundamental el uso de rodenticidas altamente específicos pues una de las mayores desventajas de los anticoagulantes de amplio espectro, es debido al riesgo a los seres humanos, animales domésticos, el ganado y la vida silvestre. 2. Drones como vehículos no tripulados son útiles en escenarios con múltiples individuos (monitoreo de poblaciones).</p>	<p>Campbell <i>et al.</i> 2014. The next generation of rodent eradications: Innovative technologies and tools to improve species specificity and increase their feasibility on islands</p>



E. TÉCNICAS PARA MAMIFEROS	REFERENCIA A TECNICAS Y HERRAMIENTAS ÁRBOL (FIGURA 11)	
Cerdos ferales 1. Cercamiento. 2. Cacería. 3. Trampeo. 4. Envenenamiento. 5. Información comportamental integrada a otros métodos de control.	A1, A3	
Perros y gatos Captura, esterilización, vacunación y eutanasia	A1	

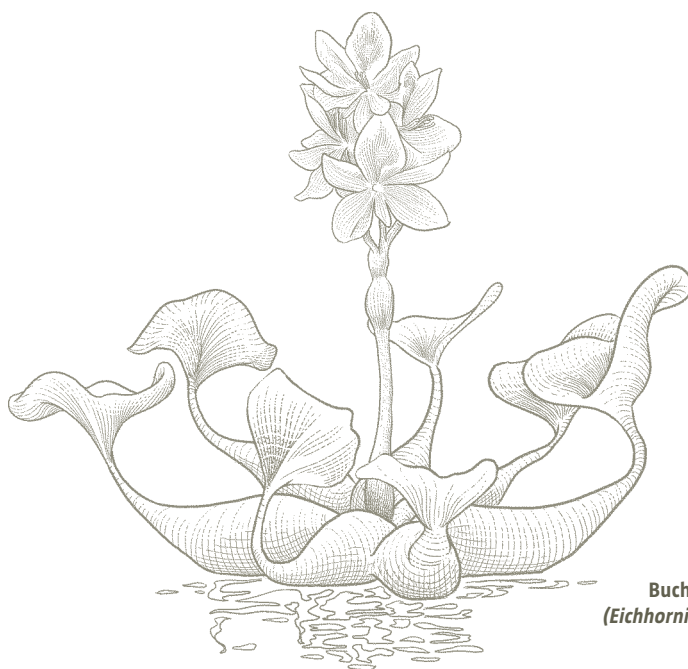
Es importante recalcar que tanto para las especies de fauna como para el manejo de especies de plantas las técnicas de control biológico deben ser cuidadosamente estudiadas pues estas representan la interacción de organismos para los cuales puede no comprenderse por completo su alcance e interacción, las especies empleadas para biocontrol pueden ser organismos que no solo actúen sobre las especies objetivo sino que pueden interactuar y tener efectos sobre especies no blanco, lo que puede representar otros problemas en los ecosistemas.

### Anexo 3

Bases de datos y recursos de búsqueda y consultas sobre especies exóticas.

AMBITO	NOMBRE	VINCULO INTERNET
Global	Global Invasive Species Database	<a href="http://www.issg.org/database/welcome/">http://www.issg.org/database/welcome/</a>
	Invasive Species Compendium	<a href="http://www.cabi.org/ISC/Default.aspx?site=144&amp;page=4066">http://www.cabi.org/ISC/Default.aspx?site=144&amp;page=4066</a>
	GIASI- CDB (Global Invasive Alien Species Information Partnership)	<a href="http://myspecies.org">http://myspecies.org</a>
	Encyclopedia of Life EOL	<a href="http://eol.org/">http://eol.org/</a>
Estados Unidos de América	USDA: Invasive and Noxious Weeds	<a href="http://plants.usda.gov/java/noxiousDriver">http://plants.usda.gov/java/noxiousDriver</a>
Europa	DAISIE	<a href="http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do">http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do</a>
Pacífico	HEAR	<a href="http://www.hear.org/">http://www.hear.org/</a>
Latinoamerica y Colombia	CONABIO	<a href="http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/especies.html">http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/especies.html</a>
	InBiAr. Base de datos sobre invasiones biológicas en Argentina	<a href="http://www.uns.edu.ar/inbiar/busca_especies.asp">http://www.uns.edu.ar/inbiar/busca_especies.asp</a>
	I3N Colombia	<a href="http://ef.humboldt.org.co/index.asp">http://ef.humboldt.org.co/index.asp</a>
	I3N Brasil	<a href="http://i3n.institutohorus.org.br/www/">http://i3n.institutohorus.org.br/www/</a>

		<p>da Cunha Nogueira <i>et al.</i> 2007. Feral pigs in Hawaii: Using behavior and ecology to refine control techniques</p>
	<p>El proceso se desarrolla a en cinco líneas de acción: 1) diagnóstico de la problemática (lugar, especies, identificación de dueños, identificación de tamaños poblacionales, lugares de ingreso e impactos generados); 2) trabajo comunitario para la capacitación y sensibilización sobre la problemática, la legislación actual, el trato responsable de animales domésticos y de los deberes y derechos de las personas propietarias de animales domésticos; 3) establecimiento de una mesa de trabajo regional con las entidades competentes en el tema para generar en la región una cultura de trato responsable a los animales, apoyada en jornadas continuas de vacunación, esterilización y sensibilización para el cuidado de los mismos; 4) detección temprana, captura y manipulación de los animales encontrados y entrega a los propietarios o a las autoridades competentes. Si el animal no está esterilizado se debe realizar este procedimiento. Si el animal presenta alguna enfermedad zoonótica avanzada de difícil tratamiento se debe considerar realizar la eutanasia. Tanto la vacunación, esterilización y eutanasia la debe recomendar y realizar un médico veterinario especializado; 5) desarrollo de un programa de evaluación y seguimiento para identificar el éxito de las medidas anteriores sobre el tamaño y presencia de animales domésticos.</p>	<p>Aguilar-Garavito 2011 y 2012 Courchamp <i>et al.</i> 2003 Cox 1999 Jaksic 1998</p>



**Buchón de agua**  
**(*Eichhornia crassipes*)**





Restauración en la laguna de La Cocha  
WILSON RAMÍREZ





**TERCERA PARTE**  
**ESTUDIOS DE CASO SOBRE**  
**RESTAURACIÓN ECOLÓGICA**  
**DE ÁREAS AFECTADAS POR**  
**ESPECIES INVASORAS**

# CASO 1

## Propuesta para la restauración de áreas invadidas por gramíneas

Juan Garibello-Peña

### Introducción

Una de las causas más importantes de la deforestación de los bosques tropicales es la creación de pastizales con fines de forrajeo (Holl 2013). Cuando el ganado es retirado permanentemente de estos sitios para recuperarlos el proceso se dificulta, podría no ocurrir o realizarse de manera lenta y con una riqueza de especies muy inferior a la que el sitio presentaba originalmente (Holl *et al.* 2000; Standish *et al.* 2007). Junto con la ausencia de semillas, plántulas o rebrotes de especies deseables, la competencia con gramíneas es la causa más importante que limita la recuperación en pastizales abandonados (Holl, 2007). La alta habilidad competitiva de las gramíneas estaría determinada por factores como: 1. Ausencia de enemigos naturales si se trata de gramíneas exóticas (Vilà *et al.* 2005), 2. El surgimiento de condiciones físicas que favorecen a las gramíneas y que perjudican a las nativas, cómo sucede en algunos casos con el aumento en la frecuencia de incendios o de nutrientes por cuenta de fertilización (Prober *et al.* 2005), 3. Tiempos breves para alcanzar estados críticos del ciclo de vida como germinación y floración (Rejmanek 1996 en D'Antonio & Chambers, 2006), 4. Mejor desempeño en comparación con las nativas en el uso de nutrientes para la adquisición de biomasa, así como mayor adaptabilidad a niveles contrastantes de nutrientes (Godoy *et al.* 2011)

Dado que la recuperación espontánea de los potreros puede ser muy lenta o inexistente, incluso después de su aislamiento, la intervención requerida debe tener un enfoque activo basado en dos frentes: el establecimiento de propágulos de especies deseables y el control de las gramíneas invasoras (Kettenring & Adams 2011). A continuación, se presentan los resultados preliminares de dos experimentos que fueron llevados a cabo en el suroccidente de Australia, parte de la tesis doctoral del autor, que combinan estas dos estrategias. En el primer experimento se explora el rol que juega el momento de emergencia de las plántulas en la competencia nativa-gramínea invasora, y en el segundo se explora el rol de árboles jóvenes (brinzales) nativos sobre esta interacción. Junto con los experimentos también se presentan algunas recomendaciones basadas en sus resultados.

### Metodología

La zona donde se ejecutó la fase de campo está ubicada en el extremo suroccidental de Australia occidental, dentro de la región productora de trigo (*wheatbelt*). Tiene una altitud de 350 m y un clima mediterráneo con verano seco y cálido (temperatura promedio máxima 31,8°C) e invierno lluvioso y frío (temperatura promedio mínima 5,6°C); la precipitación anual es de 445 mm (Bureau of Meteorology 2013). Los suelos son pobres en nutrientes, el fósforo es el elemento limitante (Abensperg-Traun *et al.*



2000) y su contenido de arcilla varía entre 5-10 % y 20-30 % a una profundidad de 20 cm (Perring *et al.* 2012). El área corresponde a un ecosistema semiárido, que originalmente alojó una alta diversidad florística y que presentaba fisionómicamente una matriz herbácea con numerosos elementos, tanto arbóreos como arbustivos. El lugar donde se establecieron los experimentos presenta una profunda degradación como consecuencia del pastoreo de ovejas durante varias décadas. La apariencia resultante sigue siendo la de una matriz herbácea, ya no de numerosas especies nativas sino de pocas exóticas, con una reducción casi total de los elementos leñosos.

Debido a las diferencias entre los ecosistemas de Colombia y el ecosistema en que se establecieron los experimentos, los resultados y recomendaciones aquí incluidos deben asumirse como hipótesis de trabajo y no como recetas ya probadas. El monitoreo prolongado de acciones basadas en esta investigación debe ser parte imprescindible de la intervención, tal como debería ser en cualquier otra tarea de restauración ecológica.

Mediante el primer experimento, se buscó establecer si la emergencia tardía de las plántulas de la gramínea invasora *Bromus diandrus* y la emergencia tardía de una comunidad de especies invasoras mejoraba la respuesta competitiva de un grupo de especies leñosas nativas dividido en tres subgrupos, con diferente identidad taxonómica y diferente estrategia de adquisición de nutrientes (Tabla 1). La influencia de la emergencia tardía de *B. diandrus* se investigó en el invernadero climatizado en tanto la influencia de la emergencia tardía de la comunidad de invasoras se investigó en el campo. Como “emergencia” se asumió la aparición de la plántula al nivel de la superficie del suelo (Arnold *et al.* 1990). El primer subgrupo de nativas estaba conformado por especies del género *Acacia* que en las raíces tienen una relación simbiótica con bacterias que resulta en la fijación de nitrógeno atmosférico. Otro subgrupo fueron especies de la familia Myrtaceae que normalmente tienen asociación con micorrizas y el tercer subgrupo estaba conformado por especies de la familia Proteaceae con raíces que solubilizan el escaso fósforo presente en el suelo del ecosistema estudiado. Este último subgrupo no se utilizó en el ensayo de campo del experimento.

El experimento en el invernadero se realizó durante ocho semanas durante el verano austral, a inicios de 2012, en tanto el experimento en el campo se prolongó desde el invierno del mismo año hasta el inicio del otoño de 2013. En el invernadero, inicialmente se dispusieron para germinación en tierra, semillas de *B. diandrus* y semillas nativas. Conforme las plántulas fueron apareciendo se trasladaron a materas, de manera que las plántulas de la invasora arribaron entre dos y tres semanas antes que las plántulas nativas. Este tratamiento representó los tiempos de emergencia tal cómo se presentan normalmente con las invasoras emergiendo con varios días de anticipación en comparación con las nativas. El tratamiento con la emergencia de la especie atrasada supuso la siembra de plántulas recién emergidas, dos semanas después de que las nativas habían sido plantadas (el control fueron plántulas nativas creciendo sin la presencia de la gramínea). Para representar los momentos naturales de emergencia en el campo, fueron sembradas semillas nativas en sitios donde estaba emergiendo una comunidad de invasoras hacia la mitad del invierno. Esta comunidad presentaba una altura aproximada de 10 cm. Para representar la emergencia tardía de las invasoras, éstas se erradicaron con herbicida al principio del experimento pero su crecimiento se permitió posteriormente. En los sitios de control las invasoras se erradicaron permanentemente hasta el final del ensayo.



El segundo experimento estaba diseñado para establecer si los brinzales de un año de plantados (aprox. 1,8 m de altura y 1 m de diámetro en la copa) influyen sobre la competencia entre plántulas de *B. diandrus* y de especies nativas, y si el efecto de los brinzales está relacionado con su identidad taxonómica y la estrategia de adquisición de nutrientes de las plántulas nativas (Tabla 1). Se tuvieron en cuenta tres factores experimentales: la especie de plántula, el tipo de dosel (brinzal, sombra artificial) y presencia de *B. diandrus* (con y sin invasora). El tipo de efecto que cada tipo de dosel ejerció sobre las especies en estudio (inhibición o facilitación) se estableció comparando las respuestas de estas especies a cielo abierto y su respuesta debajo de dosel. El aspecto de las unidades experimentales y de las parcelas donde estas se agruparon aparece en las Figuras 1 y 2. Este experimento se desarrolló también entre el invierno austral de 2012 y el otoño de 2013.

La parte de los experimentos que se desarrolló en el campo incluyó la eliminación preliminar de la comunidad de invasoras con herbicida, lo cual junto con la manipulación del momento en que inicia la competencia invasora/nativa, conforma lo relacionado con el control de las invasoras entendida como la estrategia complementaria a la introducción de propágulos nativos

**Tabla 1.** Especies leñosas nativas del suroccidente de Australia utilizadas en los experimentos referenciados. Las especies en negrilla corresponden también a las especies de brinzales.

Estrategias de adquisición de nutrientes	Fijadoras de nitrógeno	Asociadas con micorrizas	Raíces proteoides
Experimento 1: Influencia de la emergencia tardía de invasoras en la respuesta competitiva de especies nativas	<i>Acacia acuminata</i> <i>Acacia pulchella</i> <i>Acacia sessilis</i>	<i>Corymbia callophylla</i> <i>Eucalyptus marginata</i> <i>Eucalyptus astringens</i>	<i>Hakea obliqua</i> <i>Hakea lissocarpa</i> <i>Banksia sessilis</i>
Experimento 2: Influencia de brinzales sobre la competencia entre plántulas de una gramínea invasora y plántulas nativas	<i>Acacia microbotrya</i> <i>Acacia acuminata</i> <i>Acacia pulchella</i>	<i>Eucalyptus accedens</i> <i>Eucalyptus astringens</i> <i>Eucalyptus loxophleba</i>	



**Figura 1.** Tipos de dosel utilizados para establecer el efecto de brinzales sobre la competencia entre plántulas de especies nativas y la gramínea invasora *Bromus diandrus*. Las malezas en cada parcela se erradicaron para evitar distorsión de los resultados por variación en su composición (Tomada por: J. Garibello)



**Figura 2.** Detalle de una parcela con sombra artificial en donde fueron sembradas semillas de *Bromus diandrus* junto con semillas de especies nativas en cada una de las seis subparcelas marcadas con palillos. Cada subparcela es una unidad experimental y corresponde a una especie nativa (Tomada por: J. Garibello)

## Resultados

### Influencia del momento de emergencia de las plántulas sobre la competencia entre gramíneas y nativas

Los registros obtenidos, tanto en el invernadero como en el campo, sugieren que la emergencia tardía de plántulas de gramíneas invasoras, e invasoras en general, aumenta la capacidad de respuesta de las plántulas nativas a la competencia con las invasoras en términos de biomasa aérea. En el invernadero, ocho de nueve especies nativas respondieron positivamente al arribo dos semanas más tarde de las gramíneas pero no hubo patrones claros de respuesta relacionados con la estrategia de adquisición de nutrientes de las nativas. En campo, ninguna plántula nativa sobrevivió en lugares donde las malezas ya habían germinado, y formaban un estrato herbáceo de aproximadamente 10 cm de altura al momento de la siembra. Por el contrario, las plantas nativas sí sobrevivieron en sitios en donde las malezas se fumigaron con antelación a la siembra, se retiró la biomasa seca y se permitió la presencia de malezas que germinaron posteriormente. Bajo estas condiciones, las plántulas de las especies de *Acacia* presentaron una mejor respuesta en comparación con las plántulas de especies de Eucalipto y en comparación con plántulas de un pasto nativo (*Austrodonthonia caespitosa*). La respuesta se midió como la diferencia en biomasa entre las plántulas creciendo con maleza y plántulas sin maleza. En este caso, la identidad de la especie sí influyó en su respuesta a la competencia con especies invasoras.

### Influencia de brinzales sobre la competencia entre una gramínea invasora y plántulas nativas

Los brinzales de *Acacia microbotrya* neutralizaron el efecto inhibitorio que tuvo la invasora *B. diandrus* a cielo abierto sobre la sobrevivencia de plántulas de la misma especie y plántulas de *A. acuminata*. De la misma manera, los brinzales de *Eucalyptus loxophleba* neutralizaron el efecto de *B. diandrus* sobre *A. acuminata*. Las otras cuatro especies bajo estudio presentaron una altísima mortalidad cuando compitieron con *B. diandrus* indiferente de la presencia o ausencia de dosel, de manera que bajo esta circunstancia, no se identificó ningún efecto de los brinzales o de sombra artificial.

Sin embargo en parcelas sin la invasora, los doseles tuvieron efectos contrastantes en la sobrevivencia de estas especies. Los brinzales de *A. microbotrya* inhibieron la respuesta de *A. pulchella* pero favorecieron a *E. acedens*. La sombra artificial también afectó negativamente la sobrevivencia de *A. pulchella* pero benefició a *E. astringens* y *E. loxophleba*.

Los brinzales de *A. microbotrya* no sólo neutralizaron el efecto inhibitorio de *B. diandrus* sobre *A. acuminata*, sino que además estimularon su producción de biomasa aérea en parcelas donde esta especie creció junto con la invasora. Este efecto se observó al considerar la biomasa promedio de cada plántula. La producción de biomasa aérea de *B. diandrus* fue suprimida por las dos especies de brinzales pero no por sombra artificial.

Opuesto a lo que se observó a lo largo del verano cuando los brinzales beneficiaron la sobrevivencia de plántulas en ciertas circunstancias; en primavera inhibieron la emergencia de las nativas, especialmente en parcelas con *B. diandrus*. En parcelas con la invasora, brinzales de *E. loxophleba* inhibieron la emergencia de dos especies de *Acacia* y dos especies de Eucalipto mientras que en parcelas sin *B. diandrus* sólo inhibieron la emergencia de dos especies del mismo género. *A. microbotrya* inhibió la emergencia de

dos especies de Eucalipto en parcelas con *B. diandrus* pero no afectó ninguna especie en parcelas sin la invasora. El efecto de los brinzales y de la sombra artificial sobre el desarrollo de *B. diandrus* en primavera fue similar al que se presentó en verano. Los brinzales suprimieron su respuesta mientras que la sombra artificial tuvo un efecto neutro.

### Reflexión sobre los resultados obtenidos

Es posible que en los experimentos de campo la mejor respuesta de las especies de *Acacia* a la competencia con malezas se deba a que tengan una semilla de dos órdenes de magnitud, más grande en comparación con los eucaliptos (ver Tabla 2). Esta diferencia se debería a que en ambientes con estrés hídrico las especies con semillas más grandes alojarían una porción muy considerable de biomasa en pocas raíces profundas, en lugar de hacerlo en la biomasa aérea (Hallet *et al.* 2011), logrando acceso a la humedad edáfica por debajo del nivel donde lo hacen las gramíneas y reduciendo transpiración con una superficie fotosintetizadora relativamente pequeña. No obstante, en el contexto de nuestros ecosistemas, las especies con semillas y hojas grandes podrían tener problemas por excesiva transpiración. Esta circunstancia, junto con el hecho de que en el experimento de invernadero no se presentaron patrones claros en el desempeño de las nativas, en relación con su estrategia de adquisición de nutrientes, sugiere que en la práctica se deberían utilizar tantas especies como sea posible, siempre y cuando este grupo de especies presente un rango amplio de valores o alternativas para atributos vitales como: tamaño de semilla, área foliar específica, tasa de crecimiento o estrategia de adquisición de nutrientes.

El papel de los brinzales sobre *B. diandrus* y especies nativas presenta aspectos contrastantes. Si bien, los brinzales mitigaron el efecto de *B. diandrus* sobre la sobrevivencia de las especies con semillas más grandes y la sobrevivencia de ciertas especies cuando estas no compitieron con la invasora, estos inhibieron clara o levemente la emergencia de las especies bajo estudio. Esta situación es consistente con el hecho de que los árboles nodriza pueden inhibir o facilitar el establecimiento de plántulas dependiendo de varios factores, como la identidad de las especies involucradas, el tipo de respuesta evaluada y las condiciones climáticas y edáficas. “Que tanto” un árbol nodriza inhibe o facilita, cuál es la magnitud del efecto, también depende de estos factores (Pugnaire *et al.* 2011).

**Tabla 2.** Peso promedio de las semillas utilizadas en los experimentos de campo reseñados en el texto

ESPECIES	PESO SEMILLA (mg)
<i>Acacia microrobotrya</i>	29.65
<i>Acacia acuminata</i>	17.07
<i>Acacia pulchella</i>	7.36
<i>Eucalyptus accedens</i>	0.61
<i>Eucalyptus astringens</i>	0.55
<i>Eucalyptus loxophleba</i>	0.18

### Conclusiones y recomendaciones

La aplicación práctica de los resultados de los experimentos sugiere que la erradicación de gramíneas justo antes de la siembra o plantación de propágulos nativos favorece su establecimiento. La presencia de pastos normalmente está asociada con suelos compac-



tados por pisoteo del ganado, y el arado podría ser una acción inicial a implementar que permitiría no solo descompactar el suelo para facilitar la penetración de las raíces de las nativas, sino también para desprender las raíces y estolones de ciertas especies de pastos (Figura 3). Posiblemente, el arado deba complementarse con aplicación de un herbicida sistémico, especialmente si transcurre un tiempo prolongado entre arado y plantación/siembra de nativas y hay focos extensos de regeneración de gramíneas.



**Figura 3.** Aspecto de una parcela dentro de un experimento de restauración en el suroeste de Australia desarrollado por el ERIE (Ecosystem Restoration and Intervention Ecology Research Group) después de un año de plantación. Para facilitar el establecimiento de plántulas de 20 cm. de altura el suelo fue arado y después las malezas se eliminaron con herbicida (Tomada por: J. Garibello).

Después del arado se recomienda la plantación o siembra de especies heliófilas de rápido crecimiento. Así mismo, es necesario que mediante un diseño experimental se evalúen la tasa de emergencia, supervivencia y biomasa de los distintos tipos de propágulos, así como el tamaño de los plantones al momento de la siembra. Es posible que plantones pequeños ( $\approx 30$  cm) funcionen mejor que plantones grandes ( $\geq 1$  m), dado que los últimos suelen venir con las raíces deformadas de los viveros y su adaptación a un clima diferente en el que fueron propagados podría ser más difícil. Además, los plantones pequeños son más baratos y más fáciles de plantar. Es necesario que toda introducción de propágulos se realice iniciando la época de lluvias.

El propósito de utilizar un número alto de atributos funcionales, así como un rango amplio de valores o alternativas para cada atributo, es la identificación de rasgos funcionales cuantificables con sus respectivos valores ideales, que minimicen el efecto competitivo negativo de las gramíneas sobre las nativas que se introduzcan. Para el caso de los experimentos de campo que se han expuesto, es evidente que las especies con semilla



más grande (peso > 17 mg, ver Tabla 2) son las que mejor responden a la competencia con especies invasoras. Otros rasgos funcionales a tener en cuenta podrían ser tasa de crecimiento y área específica foliar. Especies de crecimiento rápido con hojas grandes podrían ser exitosas compitiendo contra gramíneas y evitando su crecimiento en el caso de gramíneas sensibles a baja luminosidad.

Pese a la variabilidad que presenta la interacción entre individuos nodriza y plántulas, se recomienda el uso de los árboles o arbustos que ya estén establecidos dentro de los potreros a restaurar o el método tradicional de ahoyado, plateo y plantación de un individuo de aproximadamente un metro de altura, con el fin de utilizar estas plantas como focos de regeneración dentro de los potreros a restaurar. Después de dos o tres años, cuando los individuos plantados se hayan establecido y tengan una copa que pueda suministrar algún tipo de protección, se pueden disponer debajo semillas o plántulas pequeñas erradicando previamente las gramíneas.

Como se mencionó anteriormente, es necesario el uso de un grupo amplio de especies, tanto de árboles nodrizas como de semillas y plántulas, que representen un repertorio variado de rasgos funcionales y de valores para estos rasgos dadas las variaciones que puede tener la interacción árbol nodriza-plántula (facilitación, inhibición, neutral). La incertidumbre sobre el tipo de interacción hace necesario no solo el uso de cierta diversidad funcional sino un monitoreo sistemático y prolongado. La restauración en potreros con nula o incipiente regeneración natural incluye las dos estrategias anteriormente descritas: erradicación de gramíneas con arado y herbicida junto con el uso de árboles nodriza.

Finalmente, es importante considerar que la falta de conocimiento en restauración ecológica, así como la complejidad propia de esta actividad, obligan a que el trabajo de las autoridades ambientales que tienen que ejecutar dichas labores este apoyado y coordinado por investigadores con experiencia avalada. De este modo, se espera que la restauración se haga en el marco de hipótesis de investigación pertinentes, diseños experimentales robustos y monitoreo sistemático. Mediante esta alianza se identificarían y mitigarían problemáticas comunes en el manejo de plantas invasoras tales como efectos de herbicidas sobre especies no invasoras, aparición de nuevas invasiones por parte de especies que no eran problemáticas inicialmente, escaso seguimiento y alcance limitado de las acciones en tiempo y espacio (Kettenring & Adams 2011)

### Agradecimientos

El autor agradece al ERIE (Ecological Restoration and Intervention Ecology Research Group) de la Escuela de Botánica de The University of Western Australia y en particular a su director el profesor Richard Hobbs, por el apoyo académico, logístico y financiero para el desarrollo de la investigación. Así mismo, agradece a los profesores Erik Veneklass y Pieter Poot de la Escuela de Botánica por la co-supervisión del trabajo en compañía del profesor Hobbs.

## CASO 2

# Herramientas para la caracterización de comunidades de *Ulex europaeus* en un contexto de restauración ecológica del bosque altoandino

Héctor Edwin Beltrán-Gutiérrez  
José Ignacio Barrera-Cataño

### Introducción

La transformación que sufren los ecosistemas de montaña hacia pastizales, por las diferentes actividades antrópicas, ha favorecido la expansión de especies invasoras (Resoluciones 0848 de 2008 y 0207 de 2010) o de Alto Riesgo de Invasión (Cárdenas *et al.* 2010) como *Ulex europaeus* (retamo espinoso), *Genista monspessulana* (retamo liso) y *Pteridium aquilinum* (helecho marranero). La introducción de especies exóticas invasoras en Colombia, ya sea de manera accidental o intencional, ha generado preocupación por las implicaciones que tiene para las diferentes comunidades naturales en términos de competencia y consecuente pérdida de biodiversidad. En nuestro país son varios los casos en los que una especie invasora produce cambios en cuanto a composición, estructura de la biodiversidad y en los procesos ecológicos de los ecosistemas, sin embargo, aún nos encontramos en etapas incipientes de conocimiento y de manejo de las especies invasoras, también de sus efectos sobre el medio natural (Cárdenas e Insuasty 2011).

A nivel nacional, la distribución del retamo espinoso está limitada a la región andina (entre los 2.500 y 3.200 msnm, concentrándose en los 2.700 msnm), principalmente en los departamentos de Cundinamarca, Antioquia y Boyacá, donde es cada vez más frecuente encontrarlo en potreros abandonados, laderas erosionadas, bordes de quebradas y caminos, así como en paisajes montañosos transformados y frecuentados por el fuego (Vargas 1997). Existen algunos reportes en los que se afirma que la especie logra establecerse entre los 2.000 y 3.600 msnm, lo que significa un área potencial a ser invadida, con extensión superior a 10 millones de hectáreas (Cárdenas 2004).

El *Ulex europaeus* es una especie que, en general, tiene una alta tasa de crecimiento en casi todas las edades, almacenando una gran cantidad de semillas en el suelo, lo que garantiza la posibilidad de perdurar por muchos años, inclusive después de que los individuos dejen de producir semillas (Lee *et al.* 1986). En las masas cerradas de esta especie, la sombra inhibe la germinación de las semillas y la densa cubierta impide la llegada del agua de lluvia al suelo (Barrera 2011). Bajo estas condiciones, la regeneración de la masa por vía sexual depende de la aparición de claros, que suelen producirse por senescencia de los adultos o a causa de diversos tipos de disturbio (Clements *et al.* 2001). La reproducción vegetativa se da a través de raíces reptantes y de tallos adventicios, cuyos fragmentos pueden rebrotar y dar lugar a nuevas plantas que florecerán antes de seis meses (Barrera 2011).

Actualmente, son muchos los esfuerzos que se han realizado en diferentes partes del planeta para controlar, desde lo físico, químico y biológico, los efectos de la especie a nivel de suelo, aunque hoy se conoce que una buena parte deben estar centrados en la

eliminación del banco de semillas, lo que podrá garantizar la eliminación de los propágulos de diseminación de la especie (Ríos 2005; Barrera 2011).

La Escuela de Restauración Ecológica (ERE) de la Pontificia Universidad Javeriana ha desarrollado una serie de trabajos de investigación, que han abordado problemas asociados con las invasiones de *Ulex europaeus*, con el fin de implementar estrategias para su erradicación y al mismo tiempo, contribuir con la generación de alternativas de manejo en zonas invadidas y de esta forma, entender la respuesta de los bancos de semillas a los disturbios por tala rasa de la planta invasora (Barrera 2011; Beltrán 2012).

En el marco de dichos estudios, se desarrolló la investigación titulada “Evaluación de matorrales y bancos de semillas en invasiones de *Ulex europaeus* de diferente edad al sur de Bogotá D. C. -Colombia”, cuyo objeto era ofrecer información que contribuyera a generar alternativas de manejo de las zonas invadidas, también a entender la respuesta a los disturbios por tala rasa de la especie invasora de los bancos de semillas de matorrales de *U. europaeus* de diferente edad. Por lo anterior, las preguntas de investigación se centraron en dar respuesta a cuál es la composición florística y del banco de semillas en matorrales de *U. europaeus* de diferente edad.

## Metodología

El área de estudio se limita al sur de Bogotá D. C. (Colombia), en la Localidad de Usme, en predios del embalse de La Regadera. La zona presenta una altitud aproximada de 3.000 msnm, una precipitación media anual de 1.000 mm y temperaturas medias que oscilan entre los 10 y los 19°C (DAMA 2000) (Figura 1). El área de estudio corresponde a bosque altoandino altamente disturbado por condiciones que favorecen el arribo de especies invasoras, debido a actividades de tipo agropecuario principalmente.



Figura 1. Panorámica invasión de *Ulex europaeus*. Embalse de La Regadera (Beltrán 2012).

Con el fin de establecer las edades de los matorrales, se utilizaron diferentes criterios como las entrevistas a habitantes de las zonas aledañas a las invasiones, georreferenciación y fotointerpretación de los sitios de estudio en fotografías aéreas, de los años 1963, 1993 y 2007, y su posterior verificación en campo. Con el cruce de esta información, las edades de las comunidades se ubicaron en los rangos de 1-3 años (invasión reciente), de 18 a 22 años (invasión de 20 años) y aquellas mayores a 40 años (invasión de 40 años).

Para el análisis de la composición de la vegetación se realizó un muestreo preferencial (Mateucci y Colma 1982), utilizando transectos muestreados por el método del punto intercepto (Ramírez 2006) (Figura 2). Para el análisis de la composición del banco de semillas se tomaron muestras de suelo a lo largo de los transectos, las cuales se sometieron a pruebas de germinación separando las semillas de *U. europaeus* de las semillas acompañantes (Borda y Vargas 2011).

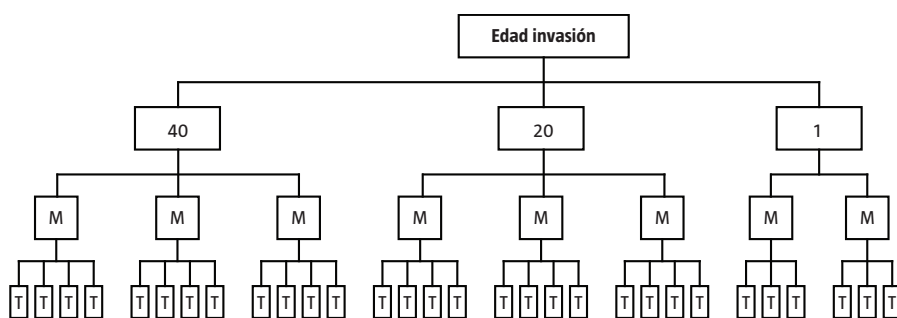


Figura 2. Diseño de muestreo (Beltrán 2012). M: Matorral T: Transecto

## Resultados y análisis

### La vegetación en las comunidades de *Ulex europaeus* de diferente edad

Las familias más representativas en las comunidades recientes corresponden a Asteraceae (6 especies), Fabaceae (5 especies) y Poaceae (3 especies); en las comunidades de 20 años a Asteraceae (10 especies), Rosaceae (7 especies) y Poaceae (4 especies). En el caso de las comunidades de 40 años, se encuentran Rosaceae (8 especies), Poaceae (5 especies) y Asteraceae (5 especies) (Figura 3). Para las comunidades de diferente edad, las especies registradas ocupan principalmente los estratos rasante y herbáceo (Figura 4).

A partir de los resultados obtenidos se observó que, a medida que la comunidad de *U. europaeus* se hace más antigua, las especies que le siguen en abundancia son exóticas con una gran capacidad competitiva, sin embargo, su presencia notablemente inferior a la presentada por la invasora, principalmente en las comunidades más antiguas en las que se pueden encontrar proporciones de la invasora de 1:7 y 1:8 con respecto a la segunda especie en abundancia. En el caso de la comunidad de 20 años la segunda especie en abundancia después de *U. europaeus* fue *Cenchrus clandestinus* (paso kikuyo) y para la comunidad de 40 años *Holcus lanatus* (poa), las cuales son nativas de África oriental tropical y del norte de Europa respectivamente. Lo anterior puede evidenciar los patrones de abundancia encontrados en comunidades afectadas por especies invasoras, en que hay muchas especies pero con escasa abundancia (Mack & D'Antonio 1998; Levine & D'Antonio 1999; Prieur & Lavorel 2000; Hill *et al.* 2001; Clements *et al.* 2001; Levine *et al.* 2003; Barrera 2011).



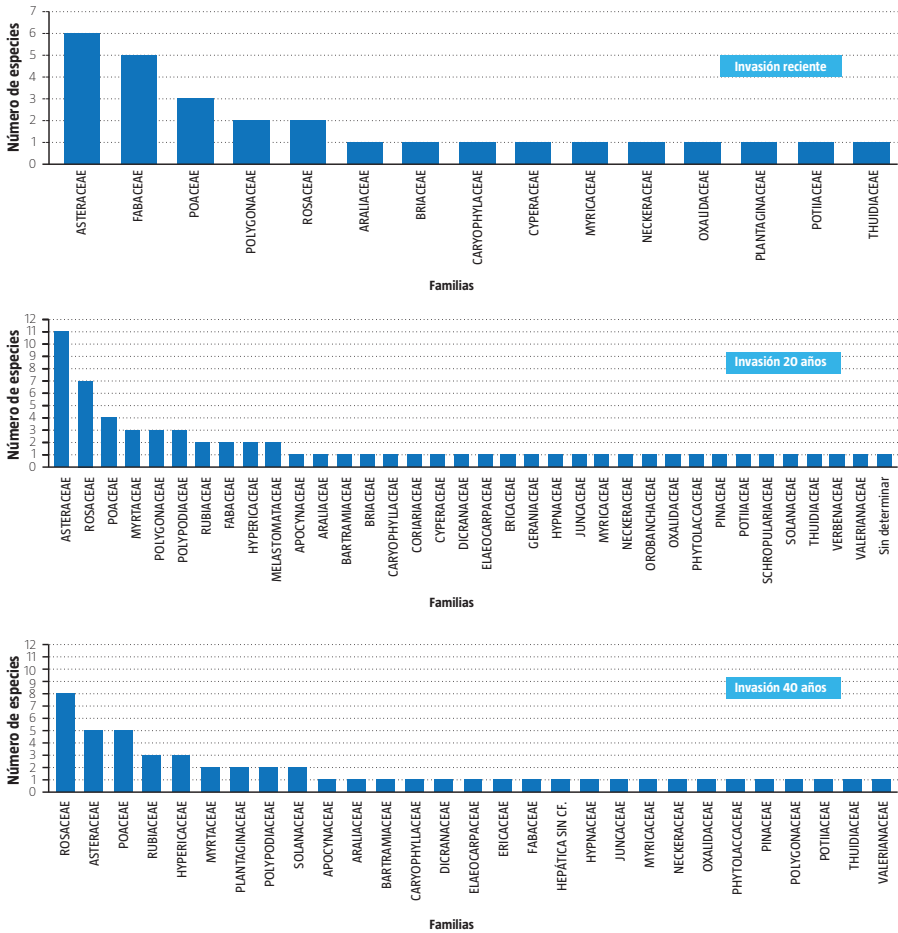


Figura 3. Familias en las comunidades de diferente edad donde se encuentra *Ulex europaeus*.

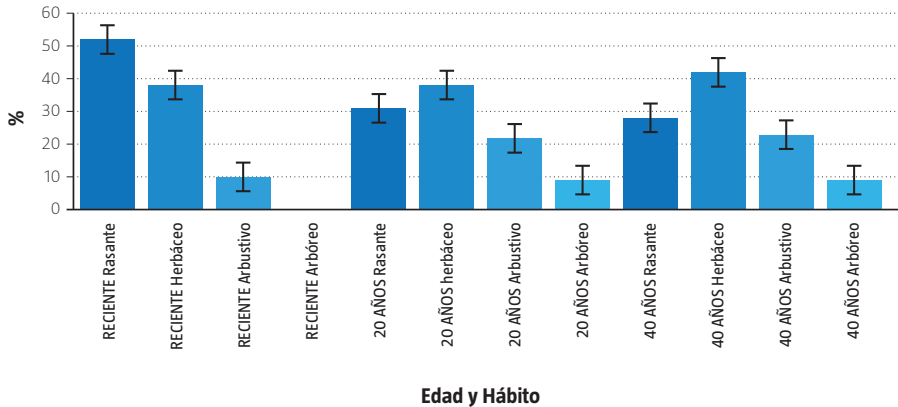


Figura 4. Estratos de la vegetación en las comunidades de diferente edad donde se encuentra *Ulex europaeus*.

### Banco de semillas en comunidades de diferente edad donde se encuentra *Ulex europaeus*

El banco de semillas de *Ulex europaeus* se incrementa con la edad y se ubica en los primeros seis centímetros del suelo, encontrándose cantidades de la especie invasora cercanas a 15.000 semillas por metro cuadrado en las invasiones de 40 años, 13 000 semillas por metro cuadrado en las comunidades de 20 años y de 100 semillas en las invasiones recientes. Lo anterior debido principalmente al aporte de semillas producidas por plantas de *Ulex europaeus* en edad reproductiva, al desplazamiento de las semillas debido al arrastre por insectos, roedores o lombrices y a las grietas formadas por la desecación del suelo (Hill *et al.* 2001; Rees y Hill 2001; Piudo y Cavero 2005; De Souza *et al.* 2006; Zabaleta 2007; Erfanzadeh *et al.* 2010; Barrera 2011) (Figura 5).

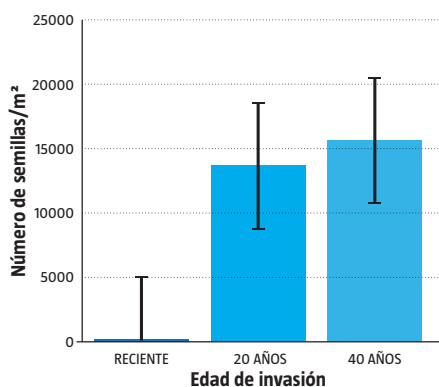


Figura 5. Total de semillas de *Ulex europaeus* en invasiones de diferente edad.

Igualmente, el banco de semillas germinable (BSG) que acompaña al banco de semillas de *Ulex europaeus* se acumula en los primeros seis centímetros de suelo, encontrándose una mayor abundancia de especies exóticas de hábito herbáceo para las tres edades de invasión, las cuales son diferentes a las encontradas en el bosque altoandino y posible-mente provienen de zonas adyacentes igualmente disturbadas.

Para las tres edades de invasión se encontró que las familias con el mayor número de especies fueron Asteraceae, Caryophyllaceae y Poaceae, lo que puede sugerir que a medida que la sucesión avanza los bancos de semillas no cambian de manera gradual.

Por otro lado, la gran similitud de especies encontradas en el BSG para las tres etapas de sucesión alterada de los matorrales de *U. europaeus*, destacan a especies exóticas también invasoras, *Cenchrus clandestinus* (pasto kikuyo) y *Gnaphalium* sp. (vira-vira) como más abundantes, que por sus características pueden ser capaces de inhibir la germinación de las semillas de otras, en páramos y bosques altoandinos (Posada *et al.* 2000; Montenegro *et al.* 2006; Torres y Vargas 2011). Así mismo, la presencia de otras especies como *Trifolium repens* (trébol blanco), *Rumex acetosella* (lengua de vaca), *Digitalis purpurea* (dedalera), *Artemisia vulgaris* (artemisa), *Stellaria media* (estrellita) y *Spergula arvensis* (anisillo), de origen europeo, indican la proximidad de la invasión a campos agrícolas y pastizales aledaños, cuyo arribo es favorecido por la apertura de claros y las condiciones posteriores al disturbio, lo que ha llevado a su colonización y la formación de BSG que aseguran su permanencia en los matorrales de *U. europaeus* de diferente edad (Arias y Barrera 2007; Borda y Vargas 2011; Torres 2009).

### Conclusiones

La composición de la vegetación en las comunidades difiere de acuerdo a su edad, resaltando una mayor cantidad de especies exóticas para todas las edades analizadas. El mayor número de semillas en las comunidades de *U. europaeus* de diferente edad se acumula en los primeros seis centímetros del banco, observándose que con el paso del tiempo ocurre un incremento en su densidad. En el caso de esta investigación, la mayor densidad de semillas se encontró en la invasión de 40 años, seguida por la invasión de 20 años y la invasión reciente.

En el evento de una erradicación total de *U. europaeus* en las zonas invadidas y el agotamiento de su banco, se podría esperar la expresión de especies exóticas de hábito rasante y herbáceo, lo cual poco contribuiría a la recuperación del bosque altoandino.

La composición del banco de semillas germinable en las zonas invadidas por *Ulex europaeus* puede reflejar el estado del disturbio en zonas adyacentes a las invadidas por cuanto la mayoría de las especies son exóticas.

Se sugiere el diseño de planes de control de los matorrales de *U. europaeus*, basado en facilitar la expresión y agotamiento de los bancos de semillas y un posterior control de plántulas luego de acciones post tala en las invasiones. Lo anterior, complementado con diseños de restauración donde se utilicen especies nativas que contrarresten la presencia de la invasora con base en trabajo previamente desarrollado por grupos académicos y de investigación en el contexto de los Cerros Orientales de Bogotá.

### Agradecimientos

Los autores agradecen a la Secretaría de Ambiente de Bogotá, a la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, a la Escuela de Restauración Ecológica (ERE) de la Pontificia Universidad Javeriana y a la Universidad Distrital Francisco José de Caldas por el apoyo en la realización de la investigación.

## CASO 3

# Avances en estrategias de control, rehabilitación y monitoreo de áreas invadidas por pasto vendeaguja (*Imperata brasiliensis*) en el Parque Nacional Natural (PNN) La Paya, Leguízamo, Putumayo

Nicolás Castaño Arboleda  
Claudia Prieto Hernández

### Introducción

En el mundo, las invasiones biológicas han generado grandes retos para asegurar la conservación de la biodiversidad, teniendo en cuenta que la perturbación de las condiciones naturales ha sido el camino para el establecimiento de especies exóticas, como es el caso de la especie *Imperata brasiliensis* o pasto vendeaguja. Esta especie invade potreros abandonados, generalmente asociado a eventos de fuego, generando un paisaje monoespecífico en áreas del occidente de la Amazonia colombiana. Después de varias décadas de establecimiento, la invasión de este pasto requiere de estrategias de manejo que permitan su control con el fin de recobrar algunos de los servicios ecosistémicos originales.

El pasto vendeaguja se caracteriza por ser perenne, rizomatoso, de crecimiento denso, porte alto, erecto, con una inflorescencia terminal tipo panícula, florecillas fértiles y una lema basal estéril, a veces ausente (Figura 1) (Scher & Walters 2010); es dispersado por el viento y su reproducción vegetativa por medio de rizomas es muy efectiva. La planta es nativa del continente americano, incluyendo norte, centro y suramérica, especialmente el sur de Brasil y norte de Argentina, así como algunas islas del Caribe. Habita tierras bajas y ambientes antropizados, normalmente en suelos ácidos (Howard 2005). *I. brasiliensis* ha sido catalogada entre las 15 especies con más Alto Riesgo de Invasión en Colombia (Cárdenas *et al.* 2010) y es considerada una planta invasora de cultivos en Brasil (Carvalho *et al.* 2000; Scher & Walters 2010) y en los Estados Unidos (U.S. Department of Agriculture 2004).

Según Wibowo y colaboradores (1996), el método típico de control del género *Imperata* usado por los agricultores es la quema del pasto, pero después de muchos años ocurre una infestación o invasión considerablemente mayor, la especie crece de forma más agresiva y aumenta su área de extensión. Al final, después de no poder controlar de forma eficaz el pasto, la tierra es abandonada y se cultiva en nuevas áreas, aumenta la deforestación y comienza de nuevo el ciclo de tumba quema.

En Brasil, Lojka y colaboradores (2011) compararon cinco métodos de control, entre químicos y tradicionales como la quema, cobertura artificial, herbicida, eliminación manual de raíces y cobertura natural mediante siembra de leguminosas. Al final concluyeron que una cobertura artificial o natural puede ser efectiva y en un largo plazo una plantación de árboles que produzca sombra puede resultar en un método eficiente, fácil y poco costoso para controlar la invasión.

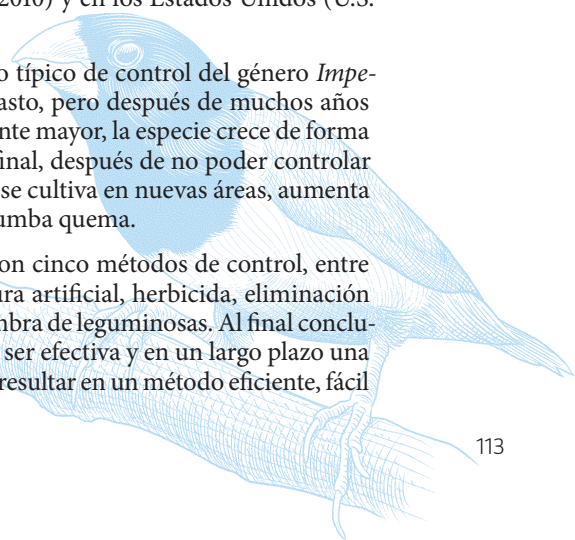






Figura 1. a) *Imperata brasiliensis* con inflorescencia terminal que alcanzó 50 cm de altura en 22 días después del corte con guadaña (Tomada por C. Prieto). b) Lámina del pasto con 1 cm de ancho (Tomada por C. Prieto).

Aunque el manejo de las invasiones biológicas tiene un alto grado de incertidumbre (Liu *et al.* 2011) y una inversión económica alta (Pimentel *et al.* 2005), las acciones de control surgen como una medida urgente, en especial al interior de áreas protegidas, debido a las metas de conservación que éstas se han propuesto (Iacona *et al.* 2014); tal es el caso del Parque Nacional Natural (PNN) La Paya, que presenta una invasión biológica por el pasto vendeaguja en varios sectores como producto del reemplazo de bosque a pastizal, causado por el uso agropecuario en el pasado y por repetidos eventos de fuego.

En Colombia este avance es el único que se ha realizado para controlar, monitorear y rehabilitar áreas degradadas con esta especie invasora y se enmarca en acciones de colaboración entre el Parque Nacional Natural La Paya, la Asociación de Autoridades Tradicionales del Pueblo Kichwa (APKAC, Comunidad de Cecilia Cocha) y el Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas (Sinchi). El objetivo es generar un protocolo de control de *Imperata brasiliensis* y establecer acciones que permitan identificar estrategias de rehabilitación eficientes, que se puedan implementar a gran escala.

## Metodología

### Área de estudio

El estudio se adelanta en el sector El Naranjal del PNN La Paya, zona de traslape con la Comunidad de Cecilia Cocha en la cuenca del río Cauca, municipio Leguízamo, Putumayo, el cual presenta una de las mayores tasas de deforestación en Colombia, con 3.813 ha/año (Murcia *et al.* 2014). La altitud es 210 msnm, latitud 0°8'47.97" S y longitud 74°54'22.40" W, el zonobioma corresponde a bosque húmedo tropical y presenta una precipitación media de 2.983 mm. La época de mayores valores de precipitación es entre abril y junio, con valores menores de precipitación de diciembre a marzo, y la temperatura media anual es de 26° C. Los suelos en el PNN la Paya poseen características propias de la Amazonia como alta acidez, baja fertilidad, y texturas finas, algunas se han generado por acción modeladora de los ríos de origen andino y amazónico, en el área propia del estudio los suelos presentan erosión severa con textura franca fina y arcillosa media (Plan de Manejo PNN La Paya, 2002). El área efectiva del estudio fue una finca ganadera hace 40 años que hoy en día corresponde a un pastizal de 100 hectá-

reas, dominado por la especie invasora *I. brasiliensis*, que aunque se encuentra rodeado por bosque natural, no se ha podido regenerar debido a que el pasto actúa como barrera y continuamente se quema.

### Estrategias de control, rehabilitación y monitoreo

La primera actividad fue la realización de una caracterización del pasto vendeaguja en términos de biomasa aérea y subterránea, así como una cuantificación de la cantidad de brotes de rizoma por m<sup>2</sup>; y para la definición de las estrategias de control y rehabilitación se plantearon dos etapas de implementación del área degradada. En la primera, realizada en 2012, se crearon tres corredores de 12 m de ancho por 100 m de largo, cada corredor contenía parcelas de 10 m<sup>2</sup> y se asignó aleatoriamente uno de los siguientes tratamientos a cada parcela: sombreo con paja seca del mismo pasto vendeaguja, sombreo con hojas de palma y extracción manual de rizomas; adicionalmente, en cada tratamiento se introdujeron semillas al boleto de por lo menos 10 especies de plantas nativas y se sembraron 11 plántulas por parcela de *Piper* sp. (cordoncillo), *Guarea* sp. (bilibili) o *Genipa americana* (huito). También se establecieron 12 perchas artificiales de cuatro metros de altura, en seis de ellas se removieron 2 m<sup>2</sup> de rizomas y se dispuso tierra de bosque con el fin de favorecer el establecimiento de las plántulas. En la segunda etapa, adelantada en 2013, se implementó un tratamiento que consistió en la creación de doseles naturales con siembra densa de especies pioneras nativas por medio de la reubicación de individuos presentes en rastrojos, y se intensificó la estrategia de perchas artificiales (32 perchas divididas por pares para formar 16 núcleos de rehabilitación).

Con el fin de evaluar la efectividad del control de las especies nativas contra la especie invasora, el monitoreo se basó en el registro de las variables de biomasa aérea, biomasa subterránea, número de brotes de *I. brasiliensis* (en unidades de 1 m<sup>2</sup>), abundancia, altura, cobertura y diámetro basal de las especies nativas en cada una de las parcelas de los tratamientos en los corredores, es importante mencionar que en las perchas artificiales se observó la abundancia de plántulas presentes. La técnica de reubicación de plantas de rastrojos para la formación de doseles naturales se encuentra en el momento en proceso de monitoreo, por lo tanto aún no se presentan los resultados.

### Resultados y análisis

Los datos correspondientes a biomasa aérea, subterránea y cantidad de brotes de *I. brasiliensis* encontrados se presentan en la Tabla 1, que muestra la gran biomasa que la planta acumula en sus raíces y por ende la dificultad que presenta para los competidores nativos; además evidencia la capacidad de rebrote de la especie (c.a de 360 días después) y su agresividad ante el corte.

Tabla 1. Biomasa aérea y subterránea de *I. brasiliensis* en dos años

AÑO	BIOMASA AÉREA m <sup>2</sup>		BIOMASA SUBTERRÁNEA m <sup>2</sup>		NÚMERO DE BROTES m <sup>2</sup>	
	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
2012	537,4	± 191,0	583,8	± 115,8	146,6	± 42,2
2013	660,7	± 93,13	604,7	± 103,3	235,4	± 45,5

Se observó la abundancia de especies nativas presentes por tratamiento y se encontró que hay un mayor número de individuos (288) en el tratamiento de extracción manual de rizomas a diferencia del resto de tratamientos (Figura 2), lo que permitió una presencia inusual de *Clidemia sp.* (azulejo), la cual se propaga fácilmente en potreros y se comporta en otros ecosistemas como invasora debido a su alta producción de semillas y velocidad de crecimiento.

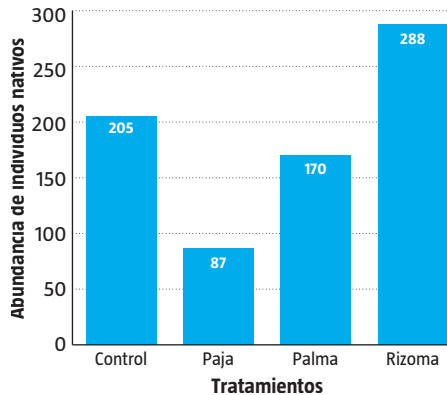


Figura 2. Abundancia de individuos de especies nativas por tratamiento.

Los tratamientos de control y palma presentaron un total de 205 y 170 individuos respectivamente, mientras que el tratamiento con menor número es el de uso de paja (87), en este último se evidenció que el pasto tuvo un mejor porte, es decir, estaba mucho más verde y fuerte; evidenciando una ganancia para la especie invasora, quizá como abono para el mismo pasto y no para las especies nativas.

Así mismo, se observó que los valores de altura (Figura 3), cobertura, diámetro basal de los individuos de especies nativas y los registros más altos fueron los obtenidos por el tratamiento de extracción de rizoma, y los más bajos por el tratamiento de sombreo con hojas de palma. Indudablemente, el método de extracción de rizoma es el más eficaz a pequeña escala porque genera un microhábitat apropiado para el establecimiento de especies, sin embargo, es difícil de aplicar a escalas más grandes ya que implica unos costos económicos considerables.

En la estrategia de perchas artificiales, de acuerdo a la abundancia de plántulas nativas presentes, no se encontró diferencia entre las que tenían extracción de rizoma y las que no, pero se encontró que la abundancia de plántulas fue mayor cuando su ubicación era más próxima al bosque, incluso se encontraron perchas con hasta 45 plántulas. Sin embargo, la gran mayoría no se establecen por falta de un microclima apropiado, las perchas más la incorporación de plantones que generen un microclima adecuado se consolidan como una alternativa viable en términos de costos, para aplicar a grandes áreas. Aún se están validando combinaciones entre perchas y dosel denso que permitan la germinación de semillas y posteriormente el establecimiento de las especies nativas.

En los tratamientos establecidos desde 2012 se han evidenciado eventos de fuego que estimulan la invasión del pasto vendeaguja. Aunque el trabajo ha estado acompañado desde el inicio por la comunidad, la práctica de prender fuego en este tipo de paisajes sigue estando arraigada y es una de las principales causas para que la invasión permanezca en la zona.



**Figura 3.** Individuos de *Piper* sp. en parcela con tratamiento de rizoma y al borde de un fragmento de bosque, la altura de los individuos es superior a 1,50 m (Tomada por C. Prieto).

## Conclusiones

Los resultados preliminares evidencian el efecto positivo en el control del pasto vendeaguja, guiando a prácticas en donde se combinen las perchas y los núcleos de dosel denso, sin embargo requieren un monitoreo a largo plazo. Por otro lado, el control o la reconversión hacia otro tipo de vegetación de los pastizales afectados por la invasión del pasto *I. brasiliensis* es de alto costo, debido a la densidad de sus rizomas y la reacción positiva del pasto al fuego.

Vale la pena mencionar que el fuego sigue siendo un impedimento para cualquier estrategia que se establezca al interior del área protegida, por lo que se requiere de acuerdos sólidos que permitan erradicar esta práctica de la zona.

Este estudio evidencia la inclemencia de las invasiones biológicas y la dificultad del control, así como la necesidad de generar acuerdos sólidos con las comunidades locales como parte de las acciones de control de las especies invasoras. Es recomendable y necesario el monitoreo de las estrategias establecidas en la zona con el fin de reducir la incertidumbre sobre la aplicación a mayor escala.

## Agradecimientos

A las directivas del Instituto Sinchi por apoyar las acciones sobre especies invasoras en la Amazonia colombiana, a todo el personal del PNN La Paya, que han brindado el acceso y apoyo invaluable en el área, así como su gran aporte en las enriquecedoras discusiones, a los participantes de la Comunidad Indígena Cecilia Cocha por sus valiosos aportes en campo, a la Asociación de Autoridades tradicionales del Pueblo Kichwa (APKAC) por todo el apoyo e interés en el proceso, a Liliana Martínez por el aporte en la fase inicial de campo, a Liliana Vilchez y Richard Zumba por todo el apoyo en terreno.



## CASO 4

### **Restauración ecológica de ecosistemas andinos afectados por plantas invasoras en Áreas Naturales Protegidas: El caso de *Ulex europaeus* L. en la Reserva Forestal Bosque Oriental de Bogotá y de *Hedychium coronarium* J. König, en la cuenca alta del río Otún**

Mauricio Aguilar-Garavito

Las invasiones biológicas se consideran uno de los mayores motores del cambio global, éstas pueden afectar negativamente la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Prieur & Lavorel 2000; White & Jentsch 2001; Vilà & Ibáñez 2010) de los ecosistemas. Esto supone un reto para el manejo oportuno de las áreas naturales protegidas y de los ecosistemas naturales fragmentados, aislados o pequeños, así como aquellos lugares con transformación histórica del hábitat, con cambios actuales en el uso del suelo o rodeados por paisajes predominantemente antropizados (Vilà & Ibáñez 2010).

Lo anterior es el caso de la mayoría de áreas protegidas de los Andes colombianos. En este manuscrito se presentan las experiencias de restauración ecológica de dos ecosistemas andinos afectados por especies invasoras en dos áreas naturales protegidas; Reserva Forestal Bosque Oriental de Bogotá (Serranía del Zuque) el cual es afectado por *Ulex europaeus* (retamo espinoso) y del Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya (SFFOQ) afectado por *Hedychium coronarium* (matandrea). Estos casos de estudio se basan en el análisis de los informes técnicos entregados a las entidades (Secretaría Distrital de Ambiente para el caso del Zuque y Parques Nacionales Naturales para el caso de matandrea), documentos públicos y a la experiencia de manejo propia del autor.

#### ***Ulex europaeus*, en la Serranía el Zuque (Bosque Oriental de Bogotá)**

La Serranía del Zuque hace parte del sector sur de la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental, en la ciudad de Bogotá D. C. Se ubica sobre la vertiente Occidental de la Cordillera Oriental, departamento de Cundinamarca, Colombia. El Zuque fue una zona de explotación minera desde 1960 hasta 1996 y de producción de asfalto desde 1987 hasta el 2006. Durante estas épocas fueron comunes las avalanchas, causadas por la inestabilidad del terreno. La zona fue abandonada luego de realizar algunas obras para la estabilización de taludes. En el año 2009, el Zuque presentaba un área invadida por *U. europaeus* de 35,6 ha., aproximadamente (Aguilar-Garavito 2010). La invasión formaba matorrales mixtos con la vegetación nativa o matorrales monoespecíficos densos a orillas de la vía interna, por la red de caminos, a la orilla de las quebradas, en la antigua zona de explotación y procesamiento de material minero, en el sotobosque de las plantaciones forestales y al interior de matorrales sucesionales nativos.

La introducción del retamo espinoso, *U. europaeus*, pudo haber ocurrido durante la década de los 80 del siglo pasado. Inicialmente pudo haber sido plantado como cerca

viva para proteger los predios (Aguilar-Garavito 2010), luego pudo favorecerse por algunos incendios provocados y por el tráfico intenso hacia la cantera. De esta manera la semilla fue transportada desde zonas periurbanas ubicadas en la parte baja del cerro hacia la parte alta, donde encontró terrenos marginales en los que se establece y luego inicia su dispersión aguas abajo a través de las quebradas que nacen en la cantera.

El retamo espinoso es considerado por ISSG (1998) como una de las 100 especies más agresivas del mundo (Lowe *et al.* 2000), y en Colombia se encuentra entre las 10 especies invasoras de mayor relevancia (Calderón-Sáez 2003). El retamo espinoso es una Fabaceae arbustiva, densamente ramificada, espinosa y perenne (Siniero 1974; Hoshovsky 1989; Ríos 2005). La invasión de esta especie consiste en la formación de matorrales densos y mono-específicos, con bancos de semillas profundos, persistentes y viables durante más de 50 años (Ríos 2005; Barrera-Cataño 2010; Beltrán 2012) y puede soportar diferentes tipos e intensidades de disturbio (Siniero 1974; Ríos 2005; Vargas *et al.* 2009, Barrera-Cataño 2010). Estos matorrales provocan o promueven incendios, cambiando el régimen de disturbios del ecosistema (Barrera-Cataño 2010). A su vez, los incendios favorecen a *U. europaeus* mejorando su dispersión, induciendo la germinación de semillas y liberando espacio dominado por otro tipo de coberturas vegetales (plantaciones forestales, matorrales nativos, bosque nativo, etc.) el cual, en un corto periodo de tiempo puede ser dominado por *U. europaeus* (Siniero 1974; Hoshovsky 1989; Ríos 2005; Vargas *et al.* 2009; Barrera-Cataño 2010; Aguilar-Garavito 2010).

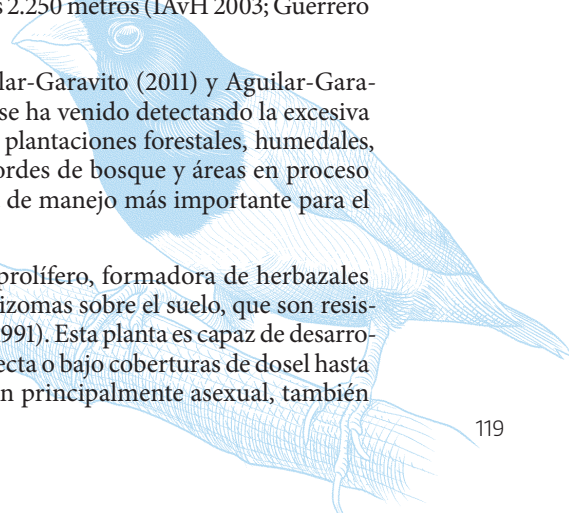
*U. europaeus* naturalmente se distribuye desde el noreste de España y Portugal hasta el sudeste de la península Escandinava, incluyendo las Islas Británicas (exceptuando el norte de Escocia) (Rudolf 1974; Siniero 1974). Actualmente se encuentra en la mayoría de continentes (MacCarter & Gaynor 1980; Hoshovsky 1989; Ríos 2005; Díaz-Espinosa 2009; Barrera-Cataño 2010). De acuerdo con Ríos (2005) en Bogotá cubre cerca de 3000 ha. También ha sido observado en toda la sabana de Bogotá, en Antioquia y en otras regiones Alto Andinas y Paramunas de Colombia (Barrera-Cataño 2010).

### **Hedychium coronarium en el Santuario de Fauna y Flora Otún-Quimbaya**

El SFFOQ, está ubicado al noroeste de la cordillera central de los Andes colombianos, en la vertiente occidental, cuenca alta del río Otún, en el departamento de Risaralda, municipio de Pereira. El Santuario ocupa un área de 489 hectáreas y se extiende en un gradiente altitudinal que va desde los 1.750 hasta los 2.250 metros (IAvH 2003; Guerrero *et al.* 2006).

De acuerdo con Zabaleta-Bejarano (2007), Aguilar-Garavito (2011) y Aguilar-Garavito *et al.* (2012a) desde el año 2005 en el SFFOQ se ha venido detectando la excesiva colonización de *H. coronarium* en vías, senderos, plantaciones forestales, humedales, zonas abiertas, bordes de quebradas, drenajes, bordes de bosque y áreas en proceso de regeneración. En 2012 ésta fue la problemática de manejo más importante para el Santuario (Ramos 2012).

*H. coronarium* es una macrófita de crecimiento prolífero, formadora de herbazales densos, monoespecíficos y con capas gruesas de rizomas sobre el suelo, que son resistentes, de fácil dispersión y establecimiento (TNC 1991). Esta planta es capaz de desarrollarse en terrenos con buen o mal drenaje, a luz directa o bajo coberturas de dosel hasta del 70 % (Aguilar-Garavito 2011), su reproducción principalmente asexual, también



puede presentar semillas, las cuales alcanzan una germinación hasta del 45 %. Las anteriores características impiden la colonización de plántulas nativas, afecta el banco de semillas y altera el flujo hídrico hacia los perfiles del suelo (TNC 1991; Aguilar-Garavito *et al.* 2012a).

*H. coronarium* es nativa de Asia, pero actualmente se encuentra también en África, América y Oceanía. Se considera planta invasora en Hawái, Brasil, Australia y algunas islas del sureste asiático (Zalba & Ziller 2007). En Colombia, esta especie fue categorizada como una planta de Alto Riesgo de Invasión (Cárdenas *et al.* 2010) y se ha observado en los departamentos de Antioquia, Caldas, Chocó, Cundinamarca, Boyacá, Nariño, Putumayo, Quindío, Risaralda (a lo largo de las márgenes del río Otún, en la cuenca media y alta del río Otún abarca aproximadamente un área de 1.146 hectáreas), Santander, Tolima, Valle, Valle del Cauca (Calderón-Sáenz 2003; Aguilar-Garavito 2011, Obs. Per. 2011-2014).

### Fases y actividades del proceso de restauración ecológica para las áreas afectadas por *U. europaeus* (retamo espinoso) y *H. coronarium* (matandrea)

Para ambos casos, el proceso metodológico se basó en el modelo conceptual de Barre-ra-Cataño (2010) (Figura 1) y se diseñó una estrategia de restauración con cinco fases, las cuales se presentan a continuación:

#### Fase 1: Caracterización diagnóstica de restauración

Este proceso involucró la toma de datos, descripción y análisis de los focos de invasión y del ecosistema de referencia al interior de cada área natural protegida, así como el reconocimiento de la autoecología de las especies (fenología, tasa de desarrollo, resistencia y supervivencia de los propágulos, etc) en campo. También se realizó la zonificación y priorización de las áreas invadidas con su respectiva cartografía a escala 1:5.000 y la identificación de los factores limitantes y tensionantes.

Tanto en El Zuque como en SFFOQ, la priorización se realizó a partir de fichas de valoración por foco de invasión y una matriz de análisis multicriterio, en la cual hacían comparaciones y análisis entre focos de invasión respecto a los siguientes criterios: magnitud de la invasión, evolución del problema de invasión, urgencia de la intervención, distribución con los disturbios, incidencia en procesos socio-ecológicos, características naturales y factibilidad de intervención (Aguilar-Garavito 2010, 2011). Por otra parte, se analizaron los factores limitantes y tensionantes a escala de foco de invasión. En la Tabla 1 se presentan los factores de degradación y las técnicas empleadas para su mitigación para ambos casos, de acuerdo con el análisis anterior.

#### Fase 2: Diseño de las técnicas de restauración ecológica

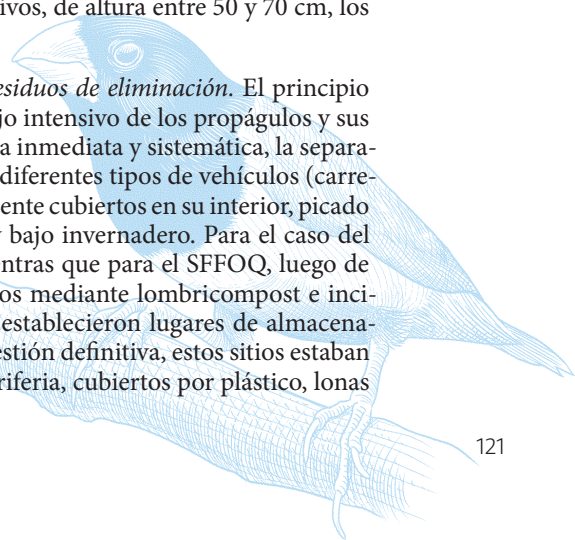
- a. Para ambos casos, la estrategia de restauración incluyó acciones a escala de foco de invasión (contención y eliminación de la especie invasora) y a escala del paisaje (control de vectores de propagación, fragmentación y desconexión de fragmentos grandes y eliminación prioritaria de focos de invasión que completaban el ciclo fenológico o que se ubicaban en zonas de mayor altitud). Las técnicas empleadas fueron las siguientes: Eliminación manual inicial y controles sucesivos trimestrales de rebrotes de la invasora durante el primer año y semestrales a partir del segundo año. Para las eliminaciones manuales

de la biomasa epigea se emplearon herramientas como machetes, guadaña y motosierra (estos dos últimos solo para el retamo espinoso) y para la biomasa epigea azadones, barras, rastrillos, pica y pala. Para la eliminación del retamo espinoso sobre la vía y zonas planas también se empleó una retroexcavadora. En los controles se empleó principalmente arranque manual y en algunos casos azadón para sacar raíces o rizomas que no fueron extraídos en la primera eliminación.

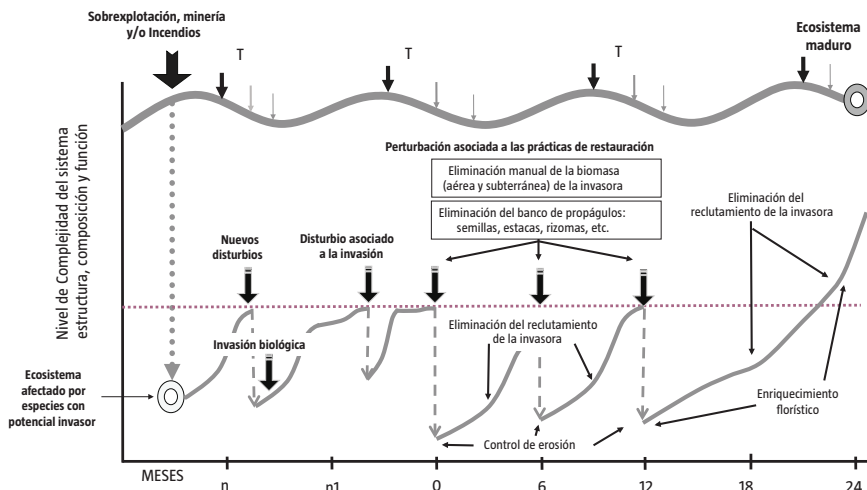
- b. Prevención de la erosión con trinchos y de la dispersión de los propágulos utilizando zanjas. En el Zuque fueron instalados 11 trinchos y en el SFFOQ 25. Adicionalmente para controlar la dispersión de las semillas y facilitar las labores de control trimestral se realizaron zanjas que atravesaban la pendiente en las periferias e interior de las áreas intervenidas.
- c. Revegetación. Fue implementada luego del primer control trimestral. Se establecieron módulos cuadrados o tres bolillos irregulares que cubrían toda el área intervenida, con un espaciamiento entre individuos de 1 m. Se cavaron hoyos de 50×50×50 cm y se llenaron con sustratos orgánicos. El material plantado fueron árboles nativos, los cuales estaban disponibles en el vivero de la Secretaría Distrital de Ambiente o del SFFOQ, según el caso. Para el caso del Zuque fueron diseñados seis tipos de módulos de revegetación que se establecieron en dos tipos de áreas de actuación: 1) Zonas de cantera en terreno plano y suelos rocosos, donde se erradicaron matorrales densos de retamo espinoso; y 2) Zonas de cantera, taludes con pendiente moderada y terrenos planos con sustrato orgánico, donde se erradicaron matorrales densos de retamo espinoso. La diferencia entre los módulos de revegetación es la combinación de las especies. La revegetación, se realizó posterior al segundo control. Las plantas y las cantidades seleccionadas se obtuvieron luego de un proceso de análisis que se basó en: 1) Estudio de la vegetación del ecosistema del bosque alto andino de laderas altas (referencia); 2) La elaboración de una matriz con los atributos vitales de cada especie; 3) Especies recomendadas en otros procesos de restauración similares (Barrera-Cataño *et al.* 2002; Ríos 2005; Vargas *et al.* 2009; Barrera-Cataño 2010); y 4) La disponibilidad de las plantas en los viveros de la Secretaría Distrital de Ambiente.

En el caso del SFFOQ el único criterio fue la disponibilidad en el vivero del SFFOQ y que las plantas fueran árboles nativos, de altura entre 50 y 70 cm, los cuales se presentan en la Tabla 2.

- d. *Sistema de transporte y procesamiento de residuos de eliminación.* El principio de este proceso fue la precaución y el manejo intensivo de los propágulos y sus vectores de dispersión. Se realizó, de manera inmediata y sistemática, la separación, empaquetado en lonas, transporte en diferentes tipos de vehículos (carretillas, tractor, camioneta y camión) debidamente cubiertos en su interior, picado (manual y mecánico) y secado ambiental y bajo invernadero. Para el caso del Zuque toda la biomasa fue incinerada, mientras que para el SFFOQ, luego de secar y picar los rizomas, fueron procesados mediante lombricompost e incineración controlada. Para ambos casos se establecieron lugares de almacenamiento periódico y de almacenamiento y gestión definitiva, estos sitios estaban dotados de trampas de propágulos en la periferia, cubiertos por plástico, lonas o teja de zinc y suelo en concreto.







**Figura 1.** Modelo para el restablecimiento de un área disturbada por especies invasoras, el cual se ajustó para ambos casos de estudio. Se realiza una eliminación general intensiva de toda la biomasa de la invasora (epigea, hipogea y banco de semillas o propágulos) y se establecen técnicas para evitar la erosión, para agotar el banco de propágulos y para impedir la propagación de los mismos. Durante el primer año (cada tres meses) se hacen eliminaciones sucesivas de los nuevos reclutas. Doce meses después de la primera intervención se hace enriquecimiento florístico y luego durante el segundo año se continúa con los controles sucesivos (cada seis meses) y se finaliza con un refuerzo a la revegetación inicial (modificado de Barrera-Cataño 2010).

**Tabla 1.** Factores de disturbio a escala de foco de invasión. Modificado de Aguilar-Garavito 2010 y 2011.

FACTORES LIMITANTES A ESCALA DE FOCO DE INVASIÓN	
FACTOR	MEDIDAS PARA SU CONTROL/MITIGACIÓN
Ocupación del terreno por retamo espinoso o matandrea y aparente exclusión competitiva de otras especies.	1. Eliminación manual (estructuras aéreas y subterráneas) de todos los individuos de retamo espinoso o matandrea.
Alta densidad de raíces y rizomas en el suelo generando una barrera.	2. Establecimiento de revegetación con especies nativas competitivas. 3. Protocolos de gestión segura de los residuos de la eliminación.
Banco de semillas o propágulos grande, profundo y muy esparcido en el terreno, que se fragmenta y dispersa fácilmente por barocoria (gravidad) e hidrocoria (agua).	1. Controles trimestrales manuales para eliminar rebrotes y nuevos reclutas de retamo espinoso o matandrea. 2. Trampas de propágulos: trinchos, zanjas y cunetas. 3. Cerramiento perimetral con zanjas a las áreas invadidas para impedir el paso de propágulos de matandrea pero no de otras especies ni del agua.
Cambios en las condiciones edáficas.	1. Aporte de abono y nutrientes en los lugares de repoblación forestal.
Mal drenaje y encharcamiento del suelo en algunos sectores o terrenos sujetos a inundación, pero nunca totalmente sumergidos.	1. Mejoramiento de la circulación hídrica y evitar encharcamientos (establecimiento de zanjas y limpieza de los drenajes existentes). 2. Aislamiento de las áreas invadidas y las susceptibles a invasión. 3. Revegetación en las áreas susceptibles e invadidas con plantas de rápido crecimiento y tolerantes a suelos encharcados.
Pendientes largas y fuertes.	Establecimiento de las técnicas de restauración en conjunto.
Transformación histórica del hábitat.	
FACTORES TENSIONANTES A ESCALA DE FOCO DE INVASIÓN	
FACTOR	MEDIDAS PARA SU CONTROL/MITIGACIÓN
Lluvia, escorrentía y microclima.	Establecimiento de las técnicas de restauración en conjunto.
Aumento en la dispersión de propágulos y remociones en masa.	Manejo de drenajes y establecimiento de trinchos, trampas de propágulos, manejo de la escorrentía y aislamiento de zonas con barreras físicas.

Degradación de las coberturas aledañas.	Establecimiento de las técnicas de restauración en conjunto.
Tránsito de personas y de vehículos.	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Talleres, entrevistas y conversatorios informativos a los actores sociales.</li> <li>2. Trampas de propágulos y aislamiento de zonas con mayor frecuencia de visitantes.</li> <li>3. Promoción de una estrategia de manejo de especies invasoras a escala del paisaje.</li> <li>4. Técnicas de restauración en conjunto, priorizando las zonas vulnerables a la invasión.</li> </ol>

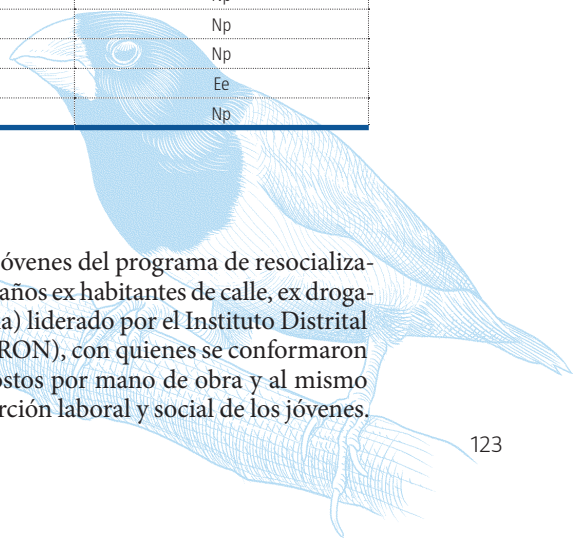
**Tabla 2.** Especies vegetales presentes (reclutadas y plantadas) en las áreas en proceso de restauración en el SFFOQ (Ee: exótica espontánea, Ne: nativa espontánea, Np: nativa plantada). Modificado de: Aguilar-Garavito *et al.* (2012 a)

NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	CATEGORÍA
Amor seco	<i>Bidens pilosa</i>	Ee
Apiao de monte	<i>Sanicula</i> sp.	Ee
Barcino	<i>Calophyllum brasiliense</i>	Np
Besitos	<i>Impatiens balsamina</i>	Ee
Bomarea	<i>Bomarea avestita</i>	Ne
Bore	<i>Xanthosoma sagittifolium</i>	Np y Ne
Cadillo	<i>Desmodium molliculum</i>	Ee
Café de monte	<i>Palicourea angustifolia</i>	Ne
Camargo	<i>Verbesina nudipes</i>	Ne
Comino crespo	<i>Aniba perutilis</i>	Np
Corazón herido	<i>Poligonum nepalense</i>	Ee
Cordoncillo	<i>Piper aduncum</i>	Np y Ne
Dormilón chipero	<i>Macrolobium colombianum</i>	Np
Escobadura	<i>Sida rhombifolia</i>	Ee
Frutillo	<i>Solanum ovalifolium</i>	Ne
Gramíneas	no identificada	-
Guamo	<i>Inga sierrae</i>	Np
Laurel peludo	<i>Ocotea lentii</i>	Np
Manzano, cariseco	<i>Billia columbiana</i>	Np
Niguito	<i>Miconia acuminifera</i>	Ne
Palma de cera	<i>Ceroxylon alpinum</i>	Np
Palma macana	<i>Wettinia kalbreyeri</i>	Np
Pino romerón	<i>Prumnopitys harmsiana</i>	Np
Sandé	<i>Brosimum</i> sp.	Np
Viernes santo	<i>Phyllanthus stipularis</i>	Ee
Yarumo	<i>Cecropia tealalba</i>	Np

#### Fase 4: Participación comunitaria

##### Serranía del Zuque

Para este caso fueron capacitados y empleados 15 jóvenes del programa de resocialización de población vulnerable (jóvenes entre 18 y 25 años ex habitantes de calle, ex drogadictos, ex pandilleros y desplazados por la violencia) liderado por el Instituto Distrital para la Protección de la Niñez y la Juventud (IDIPRON), con quienes se conformaron dos brigadas de obreros. Lo anterior rebajó los costos por mano de obra y al mismo tiempo se dio cabida a la capacitación y a la reinserción laboral y social de los jóvenes.



## Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya

Para este caso se contó con la participación de dos operarios del Santuario. Adicionalmente se desarrollaron las siguientes actividades de participación comunitaria: a) Charlas informativas y preventivas; b) Mingas y trabajos comunitarios de restauración y procesamiento de los residuos provenientes de la eliminación (hojas, ramas, tallos, raíces y rizomas); c) Campaña de información articulada al programa de Comunicación Comunitaria de Parques Nacionales Naturales; d) Participación de guardaparques voluntarios para los trabajos de caracterización, restauración y seguimiento.

### Fase 5: Programa de evaluación y seguimiento

Tanto en el Zuque como en el SFFOQ, inmediatamente después de la revegetación, en cada lugar intervenido se instaló un transecto permanente de muestreo, ubicado diagonalmente (la longitud dependía del tamaño del foco de invasión, aproximadamente como mínimo tenían de 10 m y como máximo 30 m) desde el extremo superior hacia la esquina opuesta inferior, con un ancho total de 2 m. En cada transecto se instalaron tres parcelas permanentes de 1 m<sup>2</sup>, una en la parte superior, otra en la mitad y la última en la parte inferior. La primera y última parcela ubicadas a 1 m del borde del lugar intervenido. Se realizó un censo de la vegetación, tomando datos de especie, altura, porcentaje de cobertura; adicionalmente, las parcelas fueron utilizadas para identificar el porcentaje de rebrote, cobertura y regeneración natural de las plantas invasoras, y en ellas se identificaron las especies y se midió su cobertura. Solo para el caso del SFFOQ, anualmente, se tomaron datos de la vegetación, identificando el porcentaje de reclutamiento de matandrea versus especies nativas, así como el porcentaje de supervivencia de la vegetación plantada, la riqueza de especies y su porcentaje de cobertura.

## Resultados

### Retamo espinoso en la Serranía del Zuque

En la Serranía el Zuque fueron eliminados (de noviembre de 2009 hasta mayo de 2010) 67 focos de invasión de *U. europaeus* que en conjunto sumaban 10,4 ha. Se establecieron 11 trinchos en los lugares con una pendiente superior a 5% y zanjas en todos los focos intervenidos. La eliminación fue del 100 % de los adultos y juveniles, así como de la totalidad de plántulas que habían germinado hasta el momento, las cuales cubrieron hasta un 95% del total del intervenida. Dichos controles consistieron en el arranque manual de las plántulas, el cual se realizó en su mayoría cuando el suelo estaba húmedo.

Se realizó la revegetación de 15 focos de invasión que en total sumaron 1,2 ha. En total se plantaron 10.969 individuos, pertenecientes a seis especies de dos familias botánicas, distribuidas de la siguiente manera: cuatro especies de la familia Asteraceae; *Ageratina aristei* (amargoso), *Baccharis latifolia* (chilca), *Baccharis bogotensis* (chilco) y *Smilax pyramidalis* (arboloco) y dos especies de la familia Fabaceae: *Lupinus mirabilis* (chocho) y *Vicia benghalensis* (vicia).

Por otra parte, la incineración controlada se efectuó en hoyos previamente elaborados. Allí se realizó la incineración de toda la biomasa extraída, previo aval de la autoridad ambiental competente. Dicho proceso se realizó en la medida que se fue realizando la extracción de la biomasa. En algunas jornadas se contó con el apoyo del Cuerpo de Bomberos de Bogotá. Los rendimientos y tipos de trabajo realizados se presentan en la Tabla 3.

**Tabla 3.** Tipo de trabajo y rendimiento promedio obtenido. Modificado de Aguilar-Garavito 2010.

TIPO DE TRABAJO	EQUIPO Y MAQUINARIA	RENDIMIENTO	FECHAS
Eliminación de biomasa de retamo espinoso sobre la vía	Retroexcavadora pajarita de llanta	1 hectárea en tres horas. 2,5 ha durante un día	Del 10 al 13 de noviembre de 2009.
Eliminación de biomasa aérea de retamo.	Machetes y hachuelas.	100 m <sup>2</sup> /día/hombre 1000 m <sup>2</sup> /día/ 10 hombres 0,5 ha/semana 2,5 ha/mes	Desde noviembre de 2009 hasta abril de 2010
Eliminación mecánica.	Motosierra y guadaña	300 m <sup>2</sup> /día 1500 m <sup>2</sup> /semana 0,6 ha/mes	Desde noviembre de 2009 hasta abril de 2010
Eliminación de tocones y raíces	Machetes, hachuelas, azadones, rastrillos y barras	50 m <sup>2</sup> /día/hombre 500 m <sup>2</sup> /día/ 10 hombres 0,25 ha/semana 1,25 ha/mes	Desde noviembre de 2009 hasta abril de 2010
Apertura de tres hoyos para la incineración controlada de retamo espinoso	Retroexcavadora pajarita de llanta	Cuatro horas por hoyo	9 de noviembre de 2009.
Incineración en hoyos	Incluyendo desramado y preparación del fuego	45 minutos 1 tonelada	Diciembre 2009 hasta mayo de 2010
Apertura de hoyos en suelo rocoso (50×50×50)	Barra, ahoyadora y pala	40 hoyos jornal	Mayo a agosto de 2010
Apertura de hoyos en suelo sustrato orgánico (50×50×50)	Ahoyadora y pala	73 hoyos jornal	Mayo a agosto de 2010
Plantación	Planta, pala, abono	96 plantas/jornal	Agosto a noviembre de 2010
Controles trimestrales de plántulas	Pala, palín y pica	200 m <sup>2</sup> /jornal	Enero, abril, julio y octubre de 2010

La obra de restauración fue ejecutada en su totalidad de acuerdo con el contrato. Sin embargo no fue implementado el plan de mantenimiento, ni los controles propuestos después del año de implementación, los cuales debieron ejecutarse mensualmente por la entidad contratante. Tampoco se ejecutó el Programa de Evaluación y Seguimiento.

### Matandrea en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya

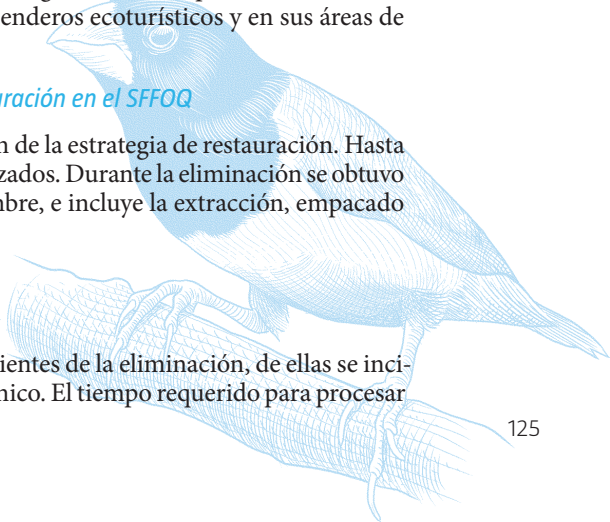
En total, fueron detectadas 4,5 hectáreas invadidas por matandrea en el SFFOQ, distribuidas en 69 focos de invasión, ubicados en ecosistemas transformados: vías, senderos, plantaciones forestales, humedales intervenidos, zonas abiertas, bordes de quebradas, drenajes, bordes de bosque y áreas en proceso de regeneración. Se priorizaron 35 focos de invasión (0,54 ha), ubicados en dos de los senderos ecoturísticos y en sus áreas de influencia.

#### Implementación de experiencias piloto de restauración en el SFFOQ

En septiembre de 2011 se da inició a la ejecución de la estrategia de restauración. Hasta octubre de 2013 se intervinieron los sitios priorizados. Durante la eliminación se obtuvo un rendimiento promedio de 70,8 m<sup>2</sup> /día hombre, e incluye la extracción, empaqueo y transporte de la biomasa.

#### Implementación del sistema de transporte y procesamiento de residuos de la eliminación

Se procesaron 34 toneladas de biomasa provenientes de la eliminación, de ellas se incineraron 30 T y 4 se convirtieron en abono orgánico. El tiempo requerido para procesar



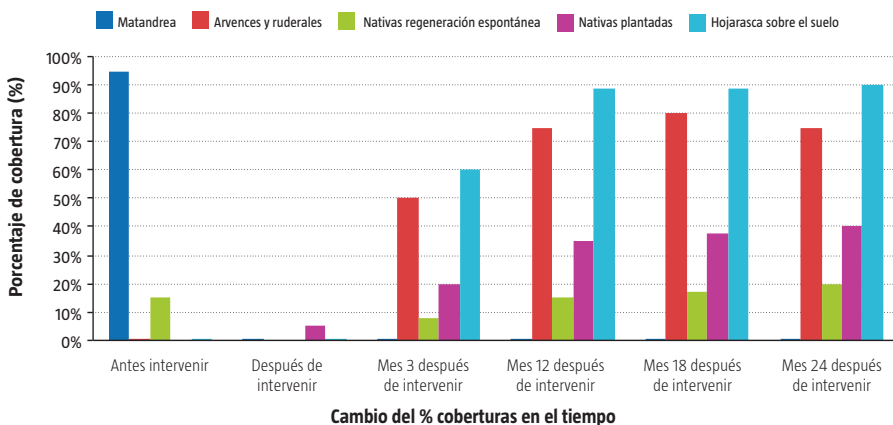


los residuos incinerados fue de 8 meses, este amplio lapso de tiempo fue necesario debido al volumen del material, la alta concentración de humedad en los rizomas y la humedad atmosférica del lugar. La incineración de los rizomas es de combustión lenta y se utilizó el método de pilas, similar al de fabricación de carbón vegetal. El proceso de compostaje tardó cinco meses, dos secando el material y tres en lombricompost. Seis meses después de estos procesos no se observó ningún tipo de rebrote de la especie invasora. El abono y la ceniza son utilizados como sustrato para el material vegetal que se produce en el vivero del SFFOQ.

### Programa de evaluación y seguimiento

Durante 2012 y 2013 se ejecutó este programa en los lugares intervenidos el año 2011. Los resultados demostraron la eliminación de la planta invasora, la erradicación total de su banco de propágulos y que su recolonización es inferior al 0,1 % del total del área intervenida. Por otra parte, se observó el recubrimiento espontáneo del 90 % del suelo por hojarasca, el 40 % por plantas nativas y el 75 % por herbáceas ruderales y arvenses (Figura 2).

También se observó el aumento en el número de especies, de 7 cuando dominaba la matandrea a 46, dos años después de la intervención. Finalmente, se encontró una supervivencia del 98 % de la vegetación plantada (Figura 3). La mayoría de las especies presentaron un 100 % de supervivencia, a excepción de *Brosimum* sp. (90 %), *Calophyllum brasiliense* (90 %), *Inga sierrae* (95 %) y *Macrobium colombianum* (95 %). Las plantas que presentaron un mejor desarrollo en altura fueron en su orden, *Cecropia telealba* (yarumo), *Billia columbiana* (cariseco), *Xanthosoma sagittifolium* (bore), *Piper aduncum* cordoncillo), *Wettinia kalbreyeri* (palma macana) y *Ceroxylon alpinum* (palma de cera). En general, todas las plantas presentaron: desarrollo vertical, producción de yemas y hojas nuevas. Teniendo en cuenta los resultados anteriores, se puede concluir el éxito y la superación de la meta de la restauración para el año uno (Aguilar-Garavito *et al.* 2012).



**Figura 2.** Cambio el tiempo del porcentaje de cobertura de matandrea, especies arvenses, ruderales, nativas y hojarasca en las áreas degradadas por la invasión de matandrea, antes y después de intervenir con la estrategia de restauración ecológica. Fuente Aguilar-Garavito 2013.

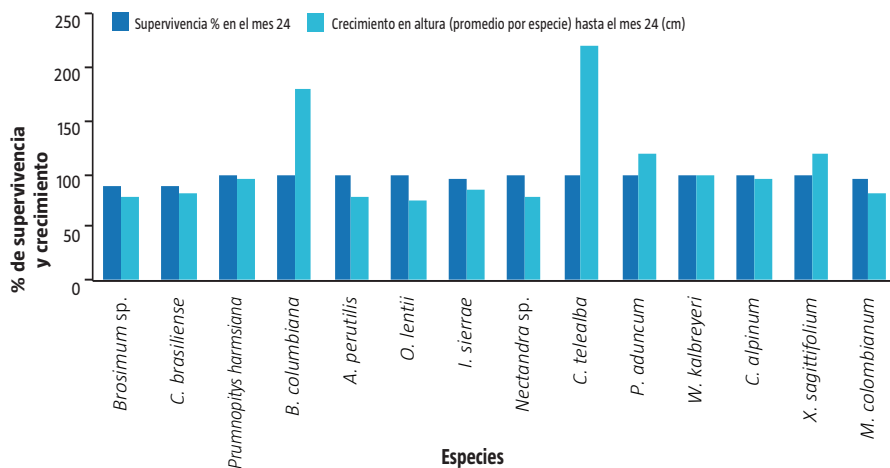


Figura 3. Supervivencia y crecimiento en altura de la vegetación plantada 24 meses después de la intervención inicial. Fuente Aguilar-Garavito 2013.

### Participación comunitaria

Actualmente se imparte una charla introductoria a todos los visitantes del SFFOQ sobre la problemática relacionada con la especie y se calcula que hasta diciembre de 2013 la han recibido más de 360 personas. En las mingas comunitarias y trabajos de restauración han participado 38 niños y jóvenes de 2 instituciones educativas de la región. También se vinculó la empresa de servicios públicos Aguas y Aguas de Pereira, con el apoyo dos operarios para realizar las obras de restauración. Esta empresa prestó las instalaciones de una de sus fincas para procesar los residuos de la eliminación. Finalmente, 13 integrantes de la Asociación Comunitaria Yarumo Blanco, prestadores de servicios ecoturísticos en el SFFOQ, participan anualmente en las mingas de revegetación. Se vincularon 13 guardaparques voluntarios, 12 de ellos apoyaron el proceso durante uno a seis meses, y todos han apoyado la caracterización diagnóstica, la evaluación y seguimiento del proceso de restauración, la construcción de infraestructura para el procesamiento del material proveniente de la eliminación, el diseño de talleres, charlas y actividades con la comunidad, el diseño de mapas y la ejecución de las acciones de restauración. Adicionalmente con la estrategia de Comunicación Comunitaria se desarrollaron notas cortas para la emisora *Radio in situ* de Parques Nacionales Naturales, alusivas a la problemática y manejo de la matandrea.

### Consideraciones finales

Mediante un proceso de restauración ecológica similar al que se presenta en estos casos es factible controlar las invasoras, sin embargo es importante contemplar que el horizonte de tiempo es amplio, se deben destinar y garantizar a lo largo del tiempo suficientes recursos económicos, de personal, herramientas y materiales, que es necesario apoyar las eliminaciones iniciales con controles trimestrales y semestrales a lo largo del tiempo y que se deben implementar actuaciones complementarias como trinchos, zanjas y revegetación. Así mismo es indispensable contar con varios tipos de sistemas de gestión de los residuos de la eliminación y se debe ser muy cuidadoso en su transporte y manipulación.

Para el caso de matandrea en el SFFOQ, los resultados obtenidos fueron similares a los estudios de Barrera-Cataño (1999 y 2011), Ríos (2005) y Vargas *et al.* (2009), que evidenciaron durante los primeros años de manejo la reducción de las plantas invasoras, así como el aumento en la riqueza tanto de especies nativas como de exóticas (por lo general arvenses y ruderales), en la medida que se aplican técnicas de eliminación, controles trimestrales, eliminación del banco de propágulos y revegetación.

A continuación se presentan algunas recomendaciones para investigaciones futuras y para la aplicación práctica.

### Recomendaciones para investigaciones futuras

Para tener una mejor priorización y definición de las técnicas de restauración es necesario realizar estudios de la vegetación y del suelo, así como de la edad de los focos de invasión, profundidad y tamaño del banco de propágulos, tasas de reclutamiento, germinación y fenología de las invasoras. Dichas investigaciones son importantes pues las áreas con bancos de semillas grandes y con altas tasas de reclutamiento y germinación requieren de un mayor esfuerzo para agotar el banco de propágulos. Así mismo la fenología permite conocer cuando la planta producirá estructuras reproductivas y de esta forma impedir su reproducción o aumentar el daño dependiendo de la fenofase.

### Recomendaciones para la aplicación práctica en áreas afectadas por retamo espinoso

#### *Planeación del proceso de restauración*

- Establecer periodos de tiempo de intervención más largos. Para un ejercicio de restauración como este, al menos se debe contar con 22 meses para la ejecución de las obras, dos años o más para realizar los controles y el mantenimiento y seis años o más para realizar el programa de evaluación y seguimiento.
- Tener menos área a intervenir por proyecto y realizar más controles y obras complementarias.
- Plantar sólo hasta agotar el banco de propágulos, esto aumenta la expresión del banco de propágulos y facilita los controles.

#### *Información de línea base y diagnóstico de restauración*

- Realizar los estudios y documentos de diagnóstico al menos tres meses antes del inicio de la obra de restauración, para facilitar la priorización e implementación de obras.
- Contar con un equipo técnico especialista en caracterizaciones diagnósticas, para hacer más eficaz este proceso.
- Realizar talleres de planeación y diseño de la restauración con la comunidad aledaña al sitio de la obra. Realizar la priorización de eliminación de los focos de invasión teniendo en cuenta: el estado fenológico, la edad de la invasión, el tamaño y profundidad del banco de propágulos, la probabilidad de invadir otros sitios y la maquinaria, herramienta, personal e insumos disponibles en el tiempo.

### Establecimiento de prácticas de restauración

- Establecer los hoyos de incineración antes de iniciar el corte.
- Contar con varios sistemas de gestión de residuos.

- Los obreros deben estar capacitados.
- La eliminación y la gestión de residuos debe realizarse durante la época seca.
- La eliminación de las raíces y de los rizomas debe hacerse al tiempo con la biomasa aérea.
- Establecer las trampas de semilla antes o en el momento de eliminar los focos de invasión.
- Los controles por facilidad deben hacerse durante la época lluviosa, pues la tierra esta suelta y es factible sacar la plántula desde la raíz.
- La altura mínima de las plántulas a eliminar con los controles debe ser de 8 cm, pues la planta es más fuerte y puede sacarse por completo.
- Construir montículos con suelo contaminado por los propágulos de la invasora y remover periódicamente para promover su germinación y controlar reclutamiento en estos sitios y de esta manera poder agotar con rapidez el banco de semillas.
- Gestionar material cortado *in situ* e inmediatamente.

### El trabajo con población vulnerable y con la comunidad

Es importante dejar establecidas las normas al interior de la obra desde el inicio, así mismo los obreros deben conocer el rendimiento mínimo diario. Una estrategia recomendable es delimitar la zona de trabajo diariamente para cada obrero y respetar al pie de la letra los compromisos adquiridos.

Así mismo es importante destinar recursos y tiempo para realizar actividades pedagógicas lúdicas y recreativas que sirvan como motivación para el equipo de trabajo. Se pueden realizar algunas actividades diarias y otras mensuales, como por ejemplo, caminatas ecoturísticas y el deporte. Igualmente es indispensable que tengan un conocimiento básico de la ecología de las especies invasoras y de la zona donde se esté trabajando.

### Recomendaciones prácticas para áreas afectadas por matandrea

Se recomienda contar con un equipo de trabajo compuesto al menos por cinco operarios y un coordinador, dedicados exclusivamente al proceso de restauración. Así mismo, es recomendable concentrar las labores de eliminación, transporte y gestión de residuos en los meses secos y los controles y la revegetación en los meses lluviosos. El procesamiento de la biomasa proveniente de la eliminación es el cuello de botella de este proceso y se recomienda tener múltiples sistemas de gestión.

Para futuros trabajos de restauración en áreas degradadas por matandrea en el SFFOQ y áreas similares, se recomienda realizar los controles con menor frecuencia (cada seis meses), esto debido a que si se elimina la totalidad del banco de propágulos en la intervención inicial, su reinvasión es inferior al 0,1 % y no se requieren controles tan frecuentes.

De acuerdo con la baja mortalidad, el buen desarrollo y el establecimiento tanto de la vegetación plantada como reclutada se recomienda realizar el proceso de revegetación para áreas similares con las siguientes especies: *Cecropia telealba* (yarumo), *Billia columbiana* (cariseco), *Xanthosoma sagittifolium* (bore), *Piper aduncum* (cordoncillo), *Wettinia kalbreyeri* (palma macana) y *Ceroxylon alpinum* (palma de cera), *Verbesina* sp. (Camargo), *Miconia* sp. (niguito), *Solanum* sp. (frutillo) y *Palicourea* sp. (café de monte).



## CASO 5

### **Las plantas invasoras en los procesos de sucesión y restauración ecológica: experiencias en Quindío y Valle del Cauca (Colombia)**

William G. Vargas

#### **Introducción**

La mayoría de las especies invasoras prefieren áreas perturbadas para su colonización (Sheley & Krueger-Mangold 2003) y es justamente allí en donde son mejores competidoras. Sin embargo, pueden amenazar los ambientes no perturbados o dificultar procesos sucesionales además de limitar las posibilidades de regeneración y generar barreras a la sucesión (Norton 2009).

En muchos casos, las áreas en proceso de restauración suelen ser muy susceptibles a las invasiones, especialmente cuando se han realizado transformaciones a las condiciones que las mantenían controladas (Funk *et al.* 2008). Esto está asociado a la eliminación de las plantas consideradas invasoras sin que se haya previsto su regeneración, a la posibilidad de que abran espacios para la llegada de otras especies, a la ausencia de planes alternativos para minimizar el impacto de la desaparición de especies que han asumido un rol ecológico importante, como es el caso de interacciones claves (Simberloff & Von Holle 1999) o la generación de hábitat. Por lo anterior, es importante realizar transformaciones rápidas y propiciar condiciones que favorezcan la sucesión y desfavorezcan la llegada o la permanencia de plantas invasoras u oportunistas.

A continuación se presentan algunas experiencias en el manejo de especies invasoras en procesos de restauración ecológica en los departamentos de Quindío y Valle del Cauca. Todas las experiencias se basaron en caracterizaciones detalladas de las comunidades, identificando especies invasoras o potencialmente invasoras, así como especies locales apropiadas para su manejo. En todos los casos se emplearon pioneras intermedias, que favorecieran el establecimiento de especies nativas y disminuyeran las posibilidades para la llegada o permanencia de invasoras.

#### **Experiencia 1. Evaluación de presencia y manejo de especies invasoras en bosques inundables y humedales de la cuenca alta del río Cauca**

En ninguno de los ecosistemas del Valle del Cauca es tan evidente el impacto de las especies invasoras como en los humedales y las madrejuelas. Son ecosistemas claves, de alto valor biológico, así como de gran importancia en la prestación de servicios ecosistémicos (Ministerio de Ambiente 2002), pero son muy susceptibles, ya que así como obtienen sus nutrientes a través de las corrientes que los alimentan, también reciben de ellas metales pesados, sedimentos y plantas invasoras (Zedler & Kercher 2005).

Los 49 humedales lenticos principales del complejo hidrológico del río Cauca además de la laguna de Sonso tienen un área aproximada a las 4500 ha (CVC 2014), de ellos

ninguno escapa a la presión de las especies invasoras, sean plantas o animales. La laguna de Sonso, con cerca de 2000 ha, alberga un número aún no conocido de especies invasoras, que van desde pequeños organismos hasta peces, mamíferos, aves, crustáceos y plantas. Las plantas invasoras dominan el espejo, así como los bordes y las áreas de inundación, desde allí han ido colonizando espacios antes exclusivos para la sucesión del bosque inundable. Técnicas equivocadas de manejo asociadas a ganadería, agricultura, quemas, limpiezas o *mantenimiento de humedales*, obras de ingeniería, uso de agroquímicos, así como introducciones voluntarias o accidentales, han conducido a grandes cambios en la dinámica de los humedales. La gran mayoría de las especies nativas han desaparecido y grandes áreas son dominadas por unas pocas especies ampliamente adaptadas.

Las especies invasoras tienen alta capacidad de colonización, su permanencia y capacidad para mantenerse se ven favorecidas por el manejo inapropiado de los ambientes, así como de las estrategias para su conservación y restauración (Wilgen *et al.* 2001). En muchas ocasiones, se propician por cambios y transformaciones asociadas al mejoramiento de los sistemas productivos y detrimento de los ecosistemas (Honnay *et al.* 2002). Un caso que puede ilustrar esta situación es el de los bosques inundables del Valle del Cauca, que han sido canalizados y se han construido obras de ingeniería para evitar la inundación y convertir estas zonas en áreas dedicadas al cultivo de caña o la ganadería (Instituto Humboldt 2007).

En este tipo de bosques el agua actúa como una barrera contra las especies invasoras y las oportunistas. En su ciclo normal, cada año o en cada inundación, el agua elimina o *limpia* el área de invasoras, seleccionando aquellas especies que son capaces de sobrevivir a periodos largos de inundación, provee además sedimentos ricos que favorecen la germinación y el desarrollo de las plantas típicas del bosque inundable (Shanmughavel *et al.* 2001).

Los bosques de Las Chatas (Buga) y Colindres (Jamundí), ambos en el Valle del Cauca, son los fragmentos más representativos de esta formación en el departamento. En el primero, la deforestación y los impactos producidos por el ganado propiciaron la presencia de invasoras, recientemente las obras de ingeniería y el cultivo de caña han generado impactos irreversibles. En el caso de Colindres, la situación es más crítica pues el bosque fue aislado mediante diques, esto hizo que las inundaciones se volvieran eventos raros, espaciados y limitados solo a aquellas inundaciones por encima de los rangos considerados normales (Instituto Humboldt 2007).

En 2007 se evaluó la regeneración de burilico (*Xylopia ligustrifolia*), la especie dominante en Colindres. No se registraron plántulas, pero sí la presencia en todo el bosque, de al menos 15 especies invasoras y cinco especies oportunistas nativas, así como una alta presión de hormiga arriera (*Atta cephalotes*) (Instituto Humboldt 2007). Para el año 2011 la inundación cubrió completamente el fragmento y a partir de allí se presentaron varios eventos de inundación que cubrieron el suelo del bosque. Dos años después se evaluó la presencia de invasoras, la mayor parte de ellas había desaparecido, al igual que las oportunistas. Por otro lado, se encontró que la regeneración de burilico (*Xylopia ligustrifolia*) había alcanzado niveles no registrados en los últimos años, con densidades en algunos sectores de hasta 25 plántulas por metro cuadrado (Pérez 2014).

La dinámica de la regeneración natural en los bosques inundables podría estar asociada a los ciclos de inundación del río Cauca, las cuales suceden cada cinco años (Pérez 2014),

pero los fragmentos no tienen acceso a todos los nutrientes de las inundaciones ya que las obras de ingeniería impiden la entrada del agua. Aunque la regeneración es abundante, el reclutamiento es muy bajo, la mortalidad de plántulas sucede en el periodo seco entre las inundaciones, tanto por el aumento de la compactación del suelo, como por competencia, depredación y pisoteo por ganado (Pérez 2014). Cualquier estrategia de restauración de estos bosques debe buscar devolver, al menos parcialmente, la dinámica de las inundaciones, ya que la ausencia de estas, propicia el establecimiento de otros grupos de plantas, distintos eso si a los característicos de estos ecosistemas.

En los humedales la sucesión ha perdido espacio, ya que se considera que las áreas dominadas por una o pocas especies nativas oportunistas deben recibir el mismo tipo de manejo que las cubiertas por invasoras, invasoras y oportunistas son confundidas. Para citar un ejemplo, varias especies de dormideras (*Mimosa pigra*, *M. somnians*) y el dorancé (*Senna alata*), que son claves en la regeneración de los humedales en su transición a bosques inundables, representan una oportunidad importante en la regeneración y la restauración de las márgenes de los humedales, pero con frecuencia se les da el mismo trato que a las invasoras y son taladas y erradicadas. Otras especies han sido disminuidas porque las inundaciones necesarias para sus ciclos vitales ya no se presentan, también porque son maderas o leña de buena calidad. De esta manera, múltiples espacios se han ido abriendo para la llegada y establecimiento de especies de diversos orígenes.

El impacto más importante sobre los humedales es el que ejercen especies invasoras flotantes como el buchón (*Eichhornia crassipes*), la lechuga de agua (*Pistia stratiotes*), las lentejas de agua (*Spirodela polyrrhiza*, *Lemna minor*) y helechos acuáticos flotantes como *Salvinia minima* y *Azolla filiculoides*. Experiencias piloto muestran que *Pistia stratiotes* puede llenar completamente un metro cuadrado a partir de dos plantas en menos de seis meses, pero no es la única especie con este comportamiento.

Los impactos de este tipo de plantas no han sido medidos y su manejo se ha basado en una extracción que resulta costosa e ineficiente. De no hacerlo, comunidades enteras que dependen económicamente de la pesca se verían afectadas, además de múltiples impactos sobre la biodiversidad, calidad de las aguas y servicios ecosistémicos (Charles & Dukes 2007; Pejchar & Mooney 2009). Muchas especies de animales usan las plantas invasoras como sitios de anidación o consumo, y ante la ausencia de especies nativas han asumido un papel que resulta importante pero no suficiente, se debe buscar por todos los medios la recuperación gradual de las coberturas nativas y el establecimiento de especies que propicien la generación de hábitat y recursos.

Las nuevas habitantes de los humedales pueden ser especies flotantes de vida libre, sumergidas libres o arraigadas, plantas colonizadoras de las márgenes y palustres, así como plantas nativas que han ido ganando terreno al humedal por pérdida de la diversidad nativa, el mal manejo y el impacto de las invasoras. Entre las plantas nativas más importantes para la conservación de los humedales se encuentran árboles como chamburo (*Erythrina fusca*), manteco (*Laetia americana*), burilico (*Xylopia ligustrifolia*), chiminango (*Pithecellobium dulce*, *P. lanceolatum*), sauce (*Salix humboldtiana*), orquídeas de humedal (*Eulophia alta*, *Habenaria repens*), helecho gigante de humedal (*Acrostichum danaeifolium*), juncos (*Juncus* spp.), cortadera (*Scleria melaleuca*), chirriador (*Cissus erosa*) y plantas típicamente acuáticas como *Sagittaria latifolia* y *Echinodorus* sp.

El manejo tradicional con limpieza de las márgenes de los humedales ha propiciado un aumento en la invasión por gramíneas por desplazamiento de exóticas poco agresivas. La paja de agua (*Hymenachne amplexicaulis*), es un pasto semiacuático capaz de colonizar no solo los bordes, sino de adentrarse hasta colonizar completamente los humedales y las madrevejas pequeñas, y aunque el ganado lo consume y se hacen esfuerzos para su control, su capacidad de regeneración es superior. Entre las causantes de los mayores impactos en las márgenes, además de las gramíneas, se encuentran el junco (*Typha domingensis*) y la platanilla (*Thalia geniculata*), que por su capacidad de colonización cubren buena parte de los humedales sin que se haya optado por una estrategia capaz de limitar su avance, ni de minimizar sus impactos. En la laguna de Fúquene (Cundinamarca) se usan las hojas de *Typha* para elaborar artesanías, lo cual genera una alta demanda de material y permite controlar las poblaciones en algunos sectores de la laguna. Esta podría ser una alternativa de manejo en el Valle del Cauca, pero desafortunadamente no hay tradición artesanal.

El papiro (*Cyperus papyrus*) es una planta usada como ornamental, es nativa del norte y centro de África. Puede formar poblaciones densas y sus capacidad invasora la ha llevado a convertirse en problema en muchas regiones del mundo (Maki & Galatowitsch 2004), se dispersa fácilmente por el agua y su uso como ornamental facilita su dispersión. En el Valle del Cauca no se le ha prestado atención, porque los focos se encuentran en zonas alejadas, pero puede cubrir completamente las madrevejas en muy poco tiempo limitando la sucesión. En Robles (Jamundí, Valle del Cauca) cubre completamente extensiones superiores a 10 ha, perfilándose como una invasora potencial en estos ecosistemas.

El ganado no la consume y sus rizomas pueden producir numerosos rebrotes de rápido crecimiento, haciendo del control mecánico un método inefectivo, el control químico podría ser una buena alternativa, pero no ha sido evaluado en la región. Una de las maneras más eficientes para ganar espacio para la sucesión, es plantar árboles tolerantes a la humedad y con alta capacidad de rebrote, el uso de estacones de dos metros de altura ha dado excelentes resultados. Árboles como sauce (*Salix humboldtiana*), chiminango (*Pithecellobium dulce*, *P. lanceolatum*) y chamburo (*Erythrina fusca*) tienen alta capacidad de rebrote, toleran altos niveles de humedad en el suelo y pueden ser empleadas en el manejo de este tipo de plantas en las madrevejas (Figura 1 a y b). Adicionalmente generan conectividad, recursos para la fauna y se constituyen en focos de semillas y plántulas que enriquecen y aceleran la sucesión al ser usados como perchas.



**Figura 1 a y b.** Colonias de *Cyperus papyrus* cubriendo completamente las madrevejas. Sucesión originada a partir de la siembra de *Salix humboldtiana* plantado por estacones (Robles, Valle del Cauca). Fotografías W. Vargas.



Algunas invasoras son hierbas poco comunes que suelen mezclarse con plantas nativas en los bordes de los humedales y pantanos, sobresalen los helechos acuáticos (*Thelypteris dentata*, *Ceratopteris pteridoides*), ciperáceas (*Cyperus* spp.), pastos (*Leersia hexandra*, *Urochloa mutica*, *Cynodon dactylon*, *Echinochloa polystachya*), hierbas semi-sumergidas (*Limnocharis flava*), hierbas de bordes (*Ambrosia artemisifolia*, *Enydra fluctuans*, *Sesbania emerus*, *Sphenoclea zylanica*), algunas hierbas de hojas flotantes o lotos (*Limnobium laevigatum*, *Nymphoides humboldtianum*, *Nymphaea odorata*) y hierbas sumergidas como *Elodea granatensis*, *Hydrilla verticillata*, *Myriophyllum quitense*, *Najas minor*, *Potamogeton lucens*, *Utricularia inflata* y *Vallisneria spiralis*. Varias de estas especies son de reciente aparición, otras llevan allí muchísimos años, lo preocupante es que aunque la llegada de algunas de ellas no es reciente, no se ha notado su presencia, especialmente cuando son plantas sumergidas.

### Experiencia 3. Manejo de especies altamente invasoras mediante el uso de pioneras intermedias en el corredor Barbas-Bremen: los casos de *Pteridium aquilinum* y *Hedychium coronarium*

En 2004 se inició el establecimiento del corredor Barbas – Bremen, en Filandia, departamento del Quindío. Las 68 ha de que consta el corredor fueron restauradas en su mayor parte sobre potreros y antiguas plantaciones de pino (*Pinus patula*) y ciprés (*Cupressus lusitanica*). La zona es de vocación ganadera, y en ella se cultivan pastos como kikuyo (*Cenchrus clandestinus*) y estrella (*Cynodon nlemfuensis*), dos especies reconocidas por su capacidad para generar fuertes barreras a la sucesión, pues al no ser consumidas por el ganado se acumulan formando gruesas capas impenetrables para las semillas para la supervivencia de una plántula es imposible bajo esas condiciones (Zimmerman *et al.* 2000). Diversas estrategias fueron empleadas para el manejo de las pasturas, pero aunque las gramíneas pueden llegar a ser un problema importante, no son las únicas plantas que pueden tener impactos sobre los procesos de sucesión o de restauración ecológica.

El helecho marranero (*Pteridium aquilinum*) es una planta cosmopolita, tolerante a diversas formas de estrés y a perturbaciones del ambiente gracias a características como un sistema de rizomas que se ramifican y expanden indefinidamente con una gran capacidad de colonización y de rebrote. Tiene una alta capacidad alelopática (Glass 1976) y antiherbivoría mediante metabolitos secundarios, algunos de los cuales promueven la muda en los insectos, así como un alto potencial de reproducción gracias a grandes cantidades de esporas que pueden mantenerse por periodos largos de tiempo en el suelo. Adicionalmente, la arquitectura de la planta le permite a través de pecíolos rígidos y muy largos ponerse sobre la vegetación, y con sus hojas divididas y superpuestas impedir que la luz llegue a las otras plantas (Ramírez-Trejo *et al.* 2007).

Tiene un amplio rango de distribución y adaptación a diversos tipos de suelos (Alonso & Rodulfo 1996), así como un fuerte impacto sobre el ganado bovino, pues su consumo se considera causa de la hematuria enzoótica bovina (HEB) (Calderón *et al.* 2011). Tiene un fuerte impacto sobre la sucesión, al convertirse en barrera física, así como química contra la germinación de semillas (Ghorbani *et al.* 2006). Su control no es sencillo, sin embargo existen experiencias en las cuales el uso de podas combinadas con el uso de herbicidas ha funcionado (Måren *et al.* 2008). De acuerdo a la tradición de muchas regiones de Colombia, se controla golpeándolo con un garrote; lo cual es solo un estímulo para una planta tan bien dotada.

Ninguno de los controles es completamente eficiente por sí solo, deben combinarse diversas estrategias. En el corredor Barbas-Bremen se aplicó cal agrícola ( $\text{CaCO}_3$ ) al voleo sobre los parches de helecho y sus alrededores en dosis de una tonelada por hectárea, dosis que se basó en los análisis de suelos que se habían realizado previamente, y en los que el pH promedio era de 5.3. El encalado se usa para modificar el pH, ya que los helechos suelen desarrollarse mejor en suelos ácidos, en algunos sitios se aplicó herbicida (glifosato) a manera de ensayo.

Además de la aplicación de  $\text{CaCO}_3$ , se plantaron pioneras intermedias como estrategia para acelerar la sucesión y disminuir la capacidad de respuesta del helecho al someterlo a sombra, tal como se ha hecho con las gramíneas (Nepstad *et al.* 1990; Holl *et al.* 2000). Se emplearon densidades de 3,000 plantas/ha, empleando 46 especies arborecentes de las 184 pioneras intermedias que se emplearon en todo el proyecto (Tabla 1), las plantas tenían alturas entre 60-120 cm.

**Tabla 1.** Especies pioneras intermedias empleadas para el manejo de *Pteridium aquilinum* en el establecimiento del corredor Barbas – Bremen (Quindío)

Especie	Familia	Nombre común	Recurso fauna
<i>Aegiphila novogranatensis</i>	Lamiaceae	Tabaquillo	Frutos
<i>Alchornea glandulosa</i>	Euphorbiaceae	Montefrío	Frutos
<i>Alfaroa colombiana</i>	Juglandaceae	Cedrillo	Frutos
<i>Ampelocera albertiae</i>	Ulmaceae	Costillo	Frutos
<i>Beilschmiedia costaricensis</i>	Lauraceae	Aguacatillo	Frutos
<i>Brunellia comocladifolia</i>	Brunelliaceae	Cedrillo	Néctar
<i>Buddleja bullata</i>	Scrophulariaceae	Gavilán	Néctar
<i>Bunchosia armeniaca</i>	Malpighiaceae	Manzano	Frutos
<i>Cecropia angustifolia</i>	Urticaceae	Yarumo negro	Frutos
<i>Cecropia telealba</i>	Urticaceae	Yarumo blanco	Frutos
<i>Cedrela montana</i>	Meliaceae	Cedro rosado	Néctar
<i>Cinchona pubescens</i>	Rubiaceae	Quino	Néctar
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	Lauraceae	Laurel	Frutos
<i>Citharexylum subflavescens</i>	Verbenaceae	Cascarillo	Frutos
<i>Clarisia biflora</i>	Moraceae	Yumba	Frutos
<i>Clusia multiflora</i>	Clusiaceae	Chaguale	Frutos
<i>Cordia cylindrostachya</i>	Boraginaceae	Verde y negro	Frutos
<i>Croton magdalenensis</i>	Euphorbiaceae	Drago	Frutos
<i>Croton smithianus</i>	Euphorbiaceae	Drago	Frutos
<i>Cupania americana</i>	Sapindaceae	Mestizo	Frutos
<i>Cyathea caracasana</i>	Cyatheaceae	Helecho arbóreo	Otros
<i>Delostoma integrifolium</i>	Bignoniaceae	Nacedero	Néctar
<i>Dendropanax macrocarpus</i>	Araliaceae	Platero	Frutos
<i>Freziera bonplandiana</i>	Pentaphtylacaceae	Cerezo	Frutos
<i>Guapira myrtiflora</i>	Nyctaginaceae	Guapira	Frutos

Especie	Familia	Nombre común	Recurso fauna
<i>Heliocarpus americanus</i>	Malvaceae	Balso blanco	Néctar
<i>Hurtea glandulosa</i>	Tapisciaceae	Cedrillo	Frutos
<i>Inga coruscans</i>	Fabaceae	Guamo	Frutos
<i>Ladenbergia oblongifolia</i>	Rubiaceae	Quino	Néctar
<i>Lippia schlimii</i>	Lamiaceae	Saca ojo blanco	Néctar
<i>Lozanella enantiophylla</i>	Cannabaceae	Ortigo	Frutos
<i>Miconia acuminifera</i>	Melastomataceae	Nigüito	Frutos
<i>Montanoa quadrangularis</i>	Asteraceae	Arboloco	Néctar
<i>Myriocarpa stipitata</i>	Urticaceae	Ortigo	Frutos
<i>Myrsine coriacea</i>	Myrsinaceae	Espadero	Frutos
<i>Nectandra acutifolia</i>	Lauraceae	Laurel	Frutos
<i>Nectandra lineatifolia</i>	Lauraceae	Laurel	Frutos
<i>Piper aduncum</i>	Piperaceae	Cordoncillo	Frutos
<i>Quercus humboldtii</i>	Fagaceae	Roble	Frutos
<i>Saurauia brachybotrys</i>	Actinidiaceae	Dulumoco	Frutos
<i>Saurauia cuatrecasana</i>	Actinidiaceae	Dulumoco	Frutos
<i>Smallanthus pyramidalis</i>	Asteraceae	Arboloco	Néctar
<i>Solanum sycophanta</i>	Solanaceae	Tachuelo	Frutos
<i>Symplocos quindiuensis</i>	Symplocaceae	Blanco	Frutos
<i>Trema micrantha</i>	Cannabaceae	Surrumbo	Frutos
<i>Urera caracasana</i>	Urticaceae	Ortigo	Frutos

Los resultados mostraron una reducción considerable del helecho marranero con la aplicación de CaCO<sub>3</sub>, la cual se vio complementada con la competencia generada por las pioneras intermedias seis meses después de la siembra. En este sentido, especies como *Montanoa quadrangularis*, *Solanum sycophanta*, *Quercus humboldtii*, *Croton magdalenensis* y *C. smithianus* fueron las que aportaron mayor sombra por ser las especies de mayores tasas de crecimiento en campo. Durante las etapas siguientes del establecimiento del corredor se evaluaron diversas estrategias para el manejo de especies invasoras, así como para la generación de hábitat, conectividad y recursos para la fauna.

La matandrea (*Hedychium coronarium*) es una planta originaria de Asia pero ampliamente distribuida en áreas deforestadas y bordes de fuentes de agua en muchas regiones tropicales y subtropicales del mundo, en Colombia se distribuye desde el nivel del mar hasta cerca de los 2,000 metros. Existen reportes de invasiones de esta planta en muchas regiones del mundo (Nel *et al.* 2004), y en muchas de ellas se han implementado diversas estrategias que van desde el control mecánico y químico, hasta biológico con hongos y bacterias (Anderson & Gardner 1999; Anderson 2003; Soares & Barreto 2008).

A pesar de que muchos autores dicen lo contrario, en la práctica, una lucha frontal contra las especies invasoras buscando su erradicación total puede ser poco efectiva, costosa y con resultados no tan claros. La mayoría de los estudios sobre control de inva-

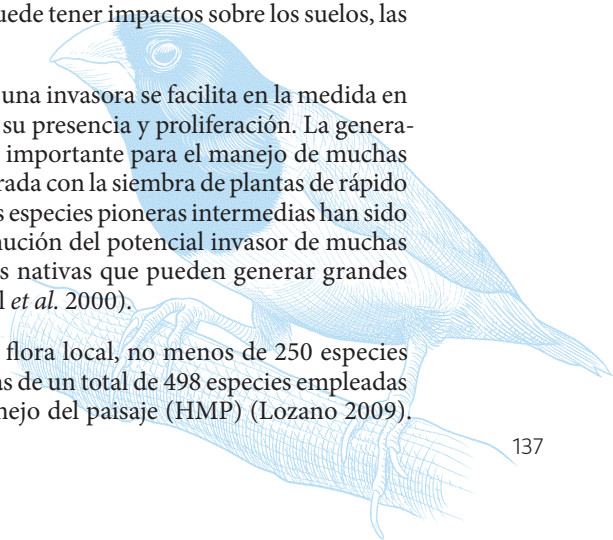
soras son realizados a escalas muy pequeñas, y no dejan de ser simples experimentos (Kettenring & Adams 2011). Puesto que la erradicación de una especie no garantiza por sí misma la colonización de estas áreas por especies nativas, en muchos casos las capacidades de las invasoras se potencian, o se propicia la invasión por otro tipo de especies no deseadas, más difíciles de manejar o erradicar (Masters & Sheley 2001). En algunos casos, las especies invasoras han colonizado áreas y nichos disponibles como consecuencia de la deforestación y el mal manejo de los suelos. Si bien las especies invasoras pueden transformar las características de los ecosistemas y tener impactos sobre la biodiversidad (Mack *et al.* 2000), en algunos casos han logrado asumir roles ecológicos de vital importancia y su eliminación puede generar grandes desequilibrios (D'Antonio & Meyerson 2002; Ewel & Putz 2004).

Muchos lugares de los Andes colombianos han perdido completamente sus coberturas por la deforestación, y la única cobertura en las márgenes de las quebradas y ríos es *Hedychium coronarium*. En la práctica, esta especie tiene un impacto importante en la prevención de la erosión, y también está asociada a numerosas especies que habitan estos nuevos ecosistemas (Cabanzo *et al.* 2013). Por lo tanto su eliminación implica la desaparición de otras especies, la desprotección de los bordes y la colonización en muchos casos por invasoras más agresivas que ofrecen pocas posibilidades a otras especies, es bueno pensar entonces en un reemplazamiento gradual, más que en una erradicación total.

En este estudio se sometieron áreas con completa dominancia de *Hedychium coronarium* a pastoreo por ganado, no se observó consumo, solo pisoteo y destrucción superficial de los rizomas, la recuperación de la matandrea fue rápida gracias a las heces y la orina depositados por el ganado. En un segundo ensayo se hizo control mecánico con azadón extrayendo los rizomas y depositándolos en un sitio para que se descompusieran, este tipo de control, aunque es eficiente, es lento y requiere mucho esfuerzo por la gran cantidad de rizomas por metro cuadrado, los cuales deben ser extraídos en su totalidad, incluyendo los fragmentos. Ensayos realizados con glifosato (Round Up) en parcelas de 2x2 m permitieron probar la poca efectividad del producto contra esta planta. Dosis de 2 L/ha no lograron controlarla, su efecto apenas se evidenció en un amarillamiento de la planta pero su recuperación fue rápida. La dosis de 3 L/ha logró destruir la parte aérea pero al cabo de dos meses los rizomas habían brotado y la población se recuperó nuevamente, solo dosis por encima de 4 L/ha tuvieron un efecto positivo en su control, pero resulta costoso y puede tener impactos sobre los suelos, las aguas y la biodiversidad.

La eliminación o reemplazamiento gradual de una invasora se facilita en la medida en que se cambian las condiciones que favorecen su presencia y proliferación. La generación de sombra puede ser la herramienta más importante para el manejo de muchas especies invasoras, sombra que puede ser generada con la siembra de plantas de rápido crecimiento como las pioneras intermedias. Las especies pioneras intermedias han sido la herramienta más importante para la disminución del potencial invasor de muchas especies no nativas, así como de oportunistas nativas que pueden generar grandes impactos en los procesos de restauración (Holl *et al.* 2000).

En este proceso se identificaron dentro de la flora local, no menos de 250 especies pioneras intermedias y 161 especies amenazadas de un total de 498 especies empleadas en el establecimiento de herramientas de manejo del paisaje (HMP) (Lozano 2009).





El éxito de la estrategia consistió en usar durante las etapas iniciales, una mezcla de pioneras intermedias sin arreglos espaciales, con plantas de mínimo 70 cm de altura y en densidades no menores a 5000 plantas/ha. La etapa siguiente se centró en realizar enriquecimientos con especies de estados sucesionales tardíos.

La sombra producida por las pioneras intermedias disminuyó el desarrollo de las invasoras, la eliminación casi total se había dado a los dos años, sin realizar esfuerzos complementarios. Adicionalmente las pioneras intermedias mejoraron las características fisicoquímicas y estructurales del suelo con aportes importantes de materia orgánica, se generó hábitat para el establecimiento de otras especies, se generaron recursos para la fauna y aumentó la retención de humedad en el suelo.

Como una medida adicional para acelerar los procesos de sucesión en ambientes perturbados y bajo la influencia de invasoras, se establecieron parches de colonización, los cuales funcionan como islas que promueven la sucesión y la disponibilidad de recursos (Camargo & Dhillion 2003; Rey-Benayas *et al.* 2008). Se crearon islas o parches de 2x2 metros en densidades de 50 parches/ha, en cada sitio se retiró la cobertura de invasoras con azadón, se fraccionó el suelo para disminuir la compactación y se esparció una mezcla de semillas de especies pioneras y pioneras intermedias (Figura 2 a y b). Al cabo de un mes las semillas habían germinado y cubierto los parches, se habían generado condiciones para el establecimiento de especies nativas y el desplazamiento de las invasoras. Siete años después estas áreas muestran un bosque secundario denso, con un dosel promedio cercano a los 15 metros de altura, el número de especies se ha incrementado notoriamente, así como la reiniciación de procesos ecológicos claves.

Muchas de las plantas cultivadas dejan su huella a través de propágulos que pueden convertirse en focos de invasión. Árboles como las coníferas (*Pinus patula*, *Cupressus lusitanica*), eucaliptos (*Eucalyptus* spp.), urapán (*Fraxinus chinensis*), así como otras plantas cultivadas generan invasiones en áreas abiertas, sucesiones tempranas y claros de bosques (García & Murcia 2005). En los sitios en los que se realiza restauración estos propágulos pueden generar focos que con el tiempo pueden volverse problemáticos.



Figura 2a y b. Corredor Barbas – Bremen, sector Los Monos. Establecimiento de parches de colonización o islas de recursos para promover la sucesión. Fotografías W. Vargas.

Hasta el inicio del establecimiento del corredor, cerca de 20 ha estuvieron plantadas en ciprés (*Cupressus lusitanica*) y pino pátula (*Pinus patula*), plantaciones que fueron taladas para iniciar el proceso de restauración. Al iniciarse el proceso, muchas semillas de las dos especies habían germinado y se habían establecido grandes cantidades de plántulas en los sectores más erosionados, y en algunos casos las plantas alcanzaban hasta dos metros de altura. En esta etapa del proceso se hizo una revisión detallada de todas las áreas, identificando especies invasoras y potencialmente invasoras, incluyendo los árboles adultos de coníferas. El paso siguiente fue la eliminación de focos de *Cupressus lusitanica*, *Pinus patula*, matandrea (*Hedychium coronarium*), ojo de poeta (*Thunbergia alata*) y mora de castilla (*Rubus glaucus*), para dar paso a la fase de restauración. La eliminación de estos focos fue clave en la prevención de invasiones futuras y en la disminución del potencial de estas especies como invasoras.

## CONCLUSIONES

Una de las causas más importantes del impacto de las especies invasoras y oportunistas en los procesos de restauración es el apego a modelos convencionales de reforestación que solo han mostrado poca efectividad y altos costos. En la mayoría de los proyectos de restauración, establecidos mediante reforestación convencional, el éxito se mide solo a través de la supervivencia de plántulas y algunas veces en la ganancia de altura. El enfoque nunca se dirige hacia otras variables, como aquellas relacionadas con el reclutamiento, presencia o disminución de invasoras, procesos ecológicos o efectividad socioeconómica. Pocas veces por ejemplo se hace una estimación de la presencia de invasoras, y mucho menos se revisa la identidad o la procedencia de las plantas a usar, tampoco si pueden ser potenciales invasoras.

Las plantas invasoras se ven favorecidas con las bajas densidades de siembra, siendo este uno de los aspectos en los que se debe mejorar la reforestación convencional, pues bajo el modelo actual con 1111 plantas/ha sembradas al cuadrado o 1283 plantas/ha al tresbolillo como densidad máxima permitida (SEI/Natura 2012), no se favorece la sucesión, pero si la proliferación de especies invasoras como los pastos o la aparición de especies oportunistas, con pérdida de plantas o altos costos de mantenimiento. Las experiencias aquí mostradas evidencian como las densidades de siembra y el tamaño de las plantas son determinantes.

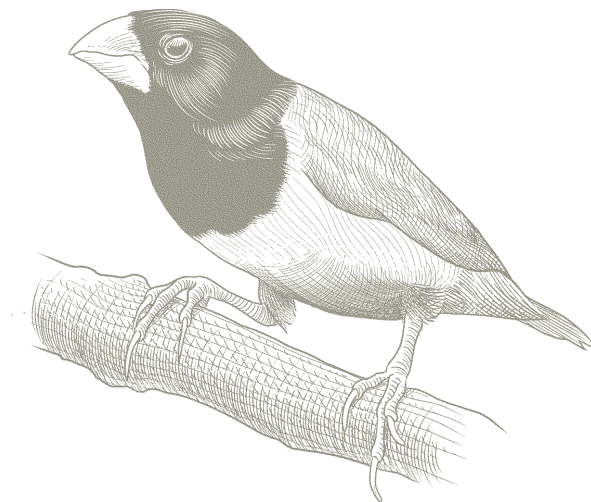
Los resultados de la evaluación de SINA II, así como proyectos de las CARs, muestran una baja eficiencia de este modelo (SEI/Natura 2012). En la práctica los costos de mantenimiento de las plantaciones superan a los del establecimiento, pues plateos, podas, resiembras y controles fitosanitarios tienen un alto costo que no se retribuye con los porcentajes de supervivencia obtenidos. Aumentar la densidad y emplear plantas mayores a 70 cm hace las plantaciones menos susceptibles a las invasoras, y su establecimiento suele ser menos costoso que los mantenimientos asociados a la reforestación convencional. Lo cierto es que mientras sigan siendo más importantes los arreglos espaciales que el tipo de plantas, la diversidad empleada y los objetivos de la restauración, la restauración convencional o reforestación, seguirá siendo un fracaso.

La experiencia muestra que en el manejo de especies invasoras hay que ser imaginativo, metódico y recursivo, se debe tener el mayor conocimiento posible sobre la biología de las especies, pero también la capacidad para encontrar salidas apropiadas. El uso de especies pioneras intermedias como grupo clave para la restauración ecológica es efec-

tivo, no solo para restablecer condiciones que favorezcan la sucesión, sino para frenar el avance y la permanencia de oportunistas e invasoras. No son pocas las especies que de este grupo pueden ser identificadas en cada localidad o ecosistema, su propagación es sencilla, así como económico su mantenimiento en vivero gracias a sus altas tasas de desarrollo y capacidad de adaptación.

En ambientes altamente transformados como los del Valle del Cauca la presencia de plantas invasoras es cada vez mayor, esto está asociado al tipo de cultivos, a la posición geográfica de la región y a la dificultad para realizar mejores manejos. Continuamente llegan nuevas especies que se van dispersando a lo largo de las vías, los ríos y desde los sistemas productivos, pero se conoce poco en la región sobre este tipo de plantas, así como de los impactos y de las estrategias más apropiadas para su manejo.

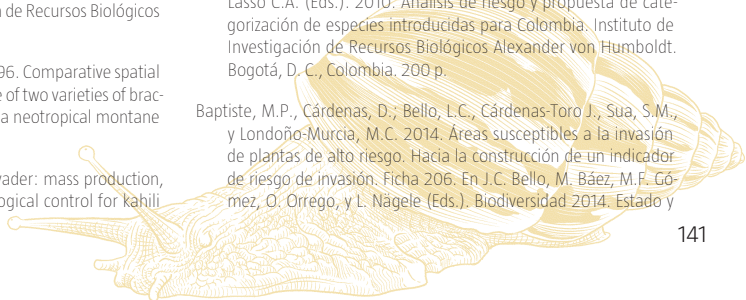
Está abierta una gran ventana para la investigación en especies invasoras y el manejo debe basarse en el entendimiento de sus dinámicas y de la valoración de su papel ecológico en las nuevas comunidades. La acelerada colonización se debe a diversos factores que no han sido estudiados a fondo, como tampoco se ha evaluado el uso potencial de algunas especies de plantas invasoras, lo cual podría ser una estrategia para disminuir sus poblaciones y buscar el repoblamiento con especies nativas.



**Monjita tricolor**  
(*Lonchura malacca*)

## BIBLIOGRAFÍA

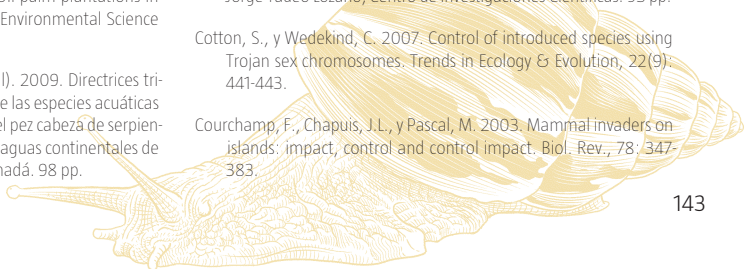
- Abensperg, M., Smith, G., y Main, B. 2000. Terrestrial arthropods in a fragmented landscape: Edit. JR a review of ecological research in the Western Australian central wheatbelt. *Pacific Conservation Biology*, 6(2): 102-119.
- Aguilar-Garavito, M. 2010. Restauración ecológica en aéreas afectadas por la invasión de retamo espinoso en la Serranía el Zuque. Trabajo de máster. Master U. en Restauración de Ecosistemas, Universidades de Alcalá, Rey Juan Carlos, Complutense y Politécnica de Madrid. Madrid-España. 353 p.
- Aguilar-Garavito, M. 2011. Control y manejo de plantas invasoras en el Santuario de Flora y Fauna Otún Quimbaya. Memoria y anexos. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Territorial Andes Occidentales.
- Aguilar-Garavito, M.G., López-Paternina, D., García, M. Barriga, P. y Ríos, A. 2012. Seguimiento al proceso de restauración ecológica de las áreas invadidas por *Hedychium coronarium* J. Koin (Matandrea) en el Santuario de Flora y Fauna Otún Quimbaya. *Boletín REDCRE*, 6(4): 9-12.
- Aguilar-Garavito, M. 2012a. Directrices generales de manejo de fauna doméstica. Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya. Territorial Andes Occidentales. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Pereira, Risaralda.
- Aguilar-Garavito, M., Deaza, D., García-Díaz, D. y Barriga-Reyes, M. 2012b. Eliminación, manejo de residuos, control de la erosión, plantación, participación y educación: estrategia para la restauración ecológica de las áreas degradadas por la invasión de matandrea en el Santuario de Fauna Flora y Otún Quimbaya. *Boletín REDCRE* 7(1):6.
- Aguilar-Garavito, M. 2013. Informe Final. Restauración Ecológica de áreas afectadas por Matandrea en el Santuario de Flora y Fauna Otún Quimbaya. Memoria y anexos. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Territorial Andes Occidentales. Medellín-Colombia. 201 pp.
- Aguilar-Garavito, M. 2014. Técnicas y estrategias de Restauración Ecológica. En M. Cabrera, y W. Ramírez (Eds.). Restauración Ecológica de los Páramos de Colombia. Transformación y Herramientas para su Conservación. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 296pp.
- Alonso-Amelot, M.E., y Rodolfo-Baechler, S. 1996. Comparative spatial distribution, size, biomass and growth rate of two varieties of bracken fern (*Pteridium aquilinum* L. Kuhn) in a neotropical montane habitat. *Vegetation*, 125(2): 137-147.
- Anderson, R.C. 2003. Battling the fragrant invader: mass production, application, and implementation of biological control for kahili ginger (*Hedychium garnerianum*). Proceedings of the VI International Bioherbicide Workshop. Canberra, Australia.
- Anderson, R.C., y Gardner, D.E. 1999. An Evaluation of the Wilt-Causing Bacterium (*Ralstonia solanacearum*) as a Potential Biological Control Agent for the Alien Kahili Ginger (*Hedychium gardnerianum*) in Hawaiian Forests. *Biological Control*, 15(2): 89-96.
- ANSTF (Aquatic Nuisance Species Task Force) y NISC (National Invasive Species Council). 2007. Training and Implementation Guide for Pathway Definition, Risk Analysis and Risk Prioritization. Riverdale, USA. 59 pp.
- Arias, M.A., y Barrera, J.I. 2007. Caracterización florística y estructural de la vegetación vascular en áreas con diferente condición de abandono en la cantera Soratama, Localidad de Usaquén, Bogotá. *Universitas Scientiarum Edición Especial II* 12: 25-45.
- Arnold, R., Ghersa, C.M., Sánchez, R.A., e Insausti, P. 1990. Temperature effects on dormancy release and germination rate in *Sorghum halepense* (L.) Pers. seeds: a quantitative analysis. *Weed Research*, 30(2):81-89.
- Aronson, J., Milton, S., y Blignaut, J. (Eds.). 2007a. Restoring natural capital: Science, business, and practice, Island Press, Washington, D.C. 387 pp.
- Aronson, J., Blignaut, J.N., Milton, S.J., y Clewell, A.F. 2006. Natural capital: the limiting factor. *Ecol. Eng.*, 28:1-5.
- Aronson, J., Renison, D., Rangel, O., Levy-Tacher, S., Ovalle, C., y del Pozo, A. 2007b. Restauración del Capital Natural; sin reservas no hay bienes y servicios. *Ecosistemas*, 16(3): 15-24.
- Baptiste, M.P., y Múnera, C. 2010. Análisis de riesgo de vertebrados terrestres introducidos en Colombia. En M.P. Baptiste, N. Castaño, D. Cárdenas, F.P. Gutiérrez, D.L. Gil y C.A. Lasso (Eds.). Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C., Colombia. 149-199 pp.
- Baptiste, M.P., Castaño, N., Cárdenas, D., Gutiérrez, F.P., Gil, D.L., y Lasso C.A. (Eds.). 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C., Colombia. 200 p.
- Baptiste, M.P., Cárdenas, D.; Bello, L.C., Cárdenas-Toro J., Sua, S.M., y Londoño-Murcia, M.C. 2014. Áreas susceptibles a la invasión de plantas de alto riesgo. Hacia la construcción de un indicador de riesgo de invasión. Ficha 206. En J.C. Bello, M. Báez, M.F. Gómez, O. Orrego, y L. Nägele (Eds.). *Biodiversidad 2014. Estado y*





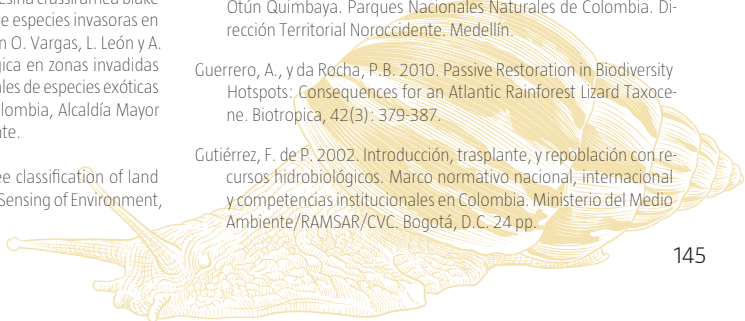
- tendencias de la biodiversidad continental de Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia.
- Baptiste, M.P., Salgado-Negret, B., y Urbina-Cardona, J.N. En prep. Functional Diversity of high risk exotic plant species. An approach for Colombian Orinoco region.
- Barrera-Cataño, J.I. 1999. Restauración de áreas afectadas por quemadas e invadidas por el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) en los cerros orientales de Bogotá. Informe técnico. Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. Subdirección científica. Bogotá, Colombia.
- Barrera-Cataño, J.I., Ríos, H.F., y Rivera, D. 2000. Cuando se extingue el fuego: proyecto restauración de áreas quemadas. *Flora Capital*, 2(2): 13-14.
- Barrera-Cataño, J.I., Ríos, H.F., y Pinzón, C.A. 2002. Planteamiento de la propuesta de restauración ecológica de áreas afectadas por el fuego e invadidas por el retamo espinoso en los cerros orientales de Bogotá. *Perez-Arbelaezia*, 13: 55-71.
- Barrera-Cataño, J.I., y Valdés-López, C. 2007. Herramientas para abordar la restauración ecológica en áreas disturbadas en Colombia. *Universitas Scientiarum*. 12 (2): 11-24.
- Barrera-Cataño, J.I. 2008. La restauración ecológica objetivos y aspectos generales. En J.I. Barrera Cataño, S. Contreras, A. Ochoa, S. Perilla, N. Garzón y D. Rondón. Restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Barrera-Cataño, J.I. 2010. Estrategias de restauración ecológica del bosque alto andino, afectado por diferentes tipos de disturbios, en los alrededores de Bogotá-Colombia. Tesis Doctoral. Departamento de Biología animal, biología vegetal i ecología, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Barcelona. Barcelona-España. 156 pp.
- Barrera-Cataño, J.I., Contreras-Rodríguez, S.M., Garzón-Yepes, N.V., Moreno-Cárdenas, A.C. y Montoya-Villarreal, S.P. 2010. Manual para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas Disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Bogotá, Colombia.
- Barrera-Cataño, J.I. 2011. Restauración ecológica de bosques altoandinos sometidos a presión antrópica: de lo teórico a lo posible. Tesis. Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, España.
- Beltrán, G.H.E. 2012. Evaluación de matorrales y bancos de semillas en invasiones de *Ulex europaeus* de diferente edad al sur de Bogotá D.C., Colombia. Trabajo de Grado, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- Betancur, J., Zuluaga, A., Clavijo, L., Cordero, Z.P., y Salinas, N.R. 2007. Santa María pintada de flores. Serie Guías de Campo del Instituto de Ciencias Naturales No. 1. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 172 pp.
- Bomford, M. 2008. Risk assessment models for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand. Invasive Animals Cooperative Research Centre. Canberra, Australia. 191 pp.
- Borda, M., y Vargas, O. 2011. Caracterización del banco de semillas germinable de plantaciones de pinos (*Pinus patula*) y claros en regeneración natural (alrededores del embalse de Chisacá, Bogotá- Localidad de Usme-Bosque altoandino). En O. Vargas y B.S.P. Reyes (Eds.). La Restauración Ecológica en la Práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. 456-473.
- Boyd, D. 1995. Use of fire to control french broom. California Exotic Pest Plant Council. Symposium Proceedings. Recuperado de [http://ucce.ecdavis.edu/freeform/deppc/documents/1995\\_symposium\\_proceedings1790.pdf](http://ucce.ecdavis.edu/freeform/deppc/documents/1995_symposium_proceedings1790.pdf).
- Bradshaw, A.D. 1993. Restoration ecology as a science. *Restoration Ecology*, 1(2): 71-73.
- Britton, D., Heimowitz, P., Pasko, S., Patterson, M., y Thompson, J. 2011. "Hazard Analysis & Critical Control Point Planning to Prevent the Spread of Invasive Species". 90 pp.
- Brooks, M.L. 2007. Effects of Land Management Practices on Plant Invasions in Wildland Areas. *Ecological Studies*, Vol. 193. En W. Nentwig (Ed.). *Biological Invasions*. *Ecological Studies*, Vol. 193. 446pp.
- Brown, S. y Lugo, A.E. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology*, 2 (2): 97-111.
- Bullock, J.M., Aronson, J., Newton, A.C., Pywell, R.F., y Rey-Benayas, J.M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. *Trends in ecology & evolution*, 26(10): 541-549.
- Bureau of Meteorology. 2013. Brookton & Pingelly Western Australia Weather observations. Recuperado de [http://www.bom.gov.au/climate/averages/tables/cw\\_010524.shtml](http://www.bom.gov.au/climate/averages/tables/cw_010524.shtml).
- Burgiel, S.W., y Muir, A.A. 2010. Invasive Species, Climate Change and Ecosystem-based ALCH daptation. Addressing multiple drivers of global Change. Global invasive Species Programme (GISP). Washington D.C., US and Nairobi Kenya. 56p.
- Cabanzo-Olarte, L.C., Ramírez-Pinilla, M.P., y Serrano-Cardozo, V.H. 2013. Oviposition, Site Preference, and Evaluation of Male Clutch Attendance in Espadarana andina (Anura: Centrolenidae). *Journal of Herpetology* 47(2):314-320.
- CABI. Centre for Agricultural Bioscience International. Recuperado de <http://www.cabi.org/isc/default.aspx?site=144&page=4067&LoadModule=GlossaryModule&GlossaryID=94818&WebSiteCode=QI>.
- Cabrera, M., y Ramírez, W. 2014. Restauración Ecológica de los páramos de Colombia: Transformación y herramientas para su conservación. Instituto Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. 296 pp.
- Caffrey, J.M, Baars, J.R., Barbour, H.J., Boets, P., Boon, P., Davenport, K., Dick, T.A., Early, J., Edsman, L., Gallagher, C., Gross, J., Heinimaa, P., Horrill, C., Hudin, S., Hulme, P., Hynes, S., Macisaac, J.H., Mcloone, P., Millane, M., Moen, T., Moore, N., Newman, J., Conchuir, O.R., Farrell, O.M., Flynn, O.F., Oidtmann, B., Renals, T., Ricciardi, A., Roy, H., Shaw, R., Van Valkenburg L.C.H., Weyl, O., Williams, F., y Frances, E.L. 2014. Tackling invasive alien species in Europe: The top 20 Issues. *Management of Biological Invasions*, 5(1): 1-20.
- Cairns Jr., J. 1993. Is restoration ecology practical? *Restoration ecology*, 1(1): 3-7.
- Calderón-Sáenz, E. 2003. Plantas Invasoras en Colombia: una visión preliminar. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos

- Alexander von Humboldt. Recuperado de <http://erespecies-invasoras.wikispaces.com/file/view/Especies+invasoras+en+colombia.pdf>.
- Calderón-Tobar, A., Marrero-Faz, E., Murillo, V., y Vega, V. 2011. Reporte de casos de hematuria enzoótica bovina por ingestión de *Peridium arachnoideum* en la región ganadera de San Miguel de Bolívar, Provincia Bolívar, Ecuador. *Revista de Salud Animal*, 33(3):197-202.
- Camargo-Ricalde, S.L., y Dhillon, S.S. 2003. Endemic *Mimosa* species can serve as mycorrhizal "resource islands" within semiarid communities of the Tehuacán-Cuicatlan Valley, Mexico. *Mycorrhiza*, 13:129-136.
- Campbell, K.J., Beek, J., Eason, C.T., Glen, A.S., Godwin, J., Gould, F., Holmes, N.D., Howald, G.R., Madden, F.M., Ponder, J.B., Threadgill, D.W., Wegmann, A., y Baxter, G.B. 2014. The next generation of rodent eradications: Innovative technologies and tools to improve species specificity and increase their feasibility on islands. *Acta Oecologica*, 54:131-138.
- Cárdenas, C.A, e Insuasty, J. 2011. Las invasiones biológicas causas y consecuencias sobre el medio natural 2001. En R. O. Vargas y B.S.P. Reyes (Eds.). *La Restauración Ecológica en la Práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C., Colombia.
- Cárdenas-Toro, J. 2009. Categorización de especies de plantas introducidas en la amazonia colombiana con antecedentes de invasión. Trabajo de grado para optar el título de Ecóloga, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. 84 pp.
- Cárdenas, C. 2004. Invasiones por *Ulex europaeus*: Germinación y estrategias de control en fases tempranas. Trabajo de Grado de maestría. Universidad Autónoma de Barcelona.
- Cárdenas, D., Castaño, N. y Cárdenas-Toro, J. 2010. Análisis de riesgo y categorización de especies de plantas invasoras para Colombia. En M.P. Baptiste, N. Castaño, D. Cárdenas, F. de P. Gutiérrez, D.L. Gil y C.A. Lasso (Eds.). *Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia* (pp. 50-71). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia.
- Cárdenas, D., Castaño, N., y Cárdenas-Toro, J. 2011. Plantas introducidas, establecidas e invasoras en Amazonia Colombiana. Bogotá, D.C: Colombia: Instituto Amazónico de investigaciones Científicas -Sinchi. 154 pp.
- Carpenter, S.R., Defries, R., Dietz, T., Mooney, H.A., Polasky, S., Reid, W.V., y Scholes, R.J. 2006. Millennium Ecosystem Assessment: Research Needs. *Science*, 314:257-258.
- Carvalho, M., Xavier, D., y Freitas, P. 2000. Correção da acidez do solo e controle do capim-sapé. *Rev. Bras. Zootec.* 29(1): 33-39.
- Castiblanco, C., Etter, A., y Aide, T.M. 2013. Oil palm plantations in Colombia: a model of future expansion. *Environmental Science & Policy*, 27:172-183.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental). 2009. Directrices trinationales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras. Casos de prueba para el pez cabezadé de serpiente (Channidae) y el pleco (Loricariidae) en aguas continentales de América del Norte. Montreal, Quebec, Canadá. 98 pp.
- CDB (Convenio de Diversidad Biológica). 2009. Especies exóticas invasoras. Una amenaza a la diversidad biológica. Día Internacional de la Diversidad Biológica. Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. 27pp.
- CDB (Convenio de Diversidad Biológica). 2000. Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología del Convenio sobre la Diversidad Biológica - Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica.
- CDB (Convenio de Diversidad Biológica). 2010. Plan estratégico para la diversidad biológica 2011-2020 y las metas de Aichi. "Viviendo en armonía con la naturaleza". Plegable. Secretaría del Convenio de la Diversidad Biológica. Montreal, Quebec, Canadá.
- CGR (Contraloría general de la República). 2011. Estado de los Recursos Naturales y del Ambiente. Minería y Medio Ambiente. Evaluación de la implementación de la política nacional de humedales interiores en Colombia 2010-2011. 420 pp.
- Charles, H., y Dukes, J.S. 2007. Impacts of invasive species on ecosystem services. En W. Nentwig (Ed.), *Biological Invasions. Ecological Studies*, vol. 193 (pp. 217-237). Berlin, New York: Springer.
- Choi, Y.D. 2007. Restoration Ecology to the Future: A Call for New Paradigm. *Restoration Ecology*, 15(2):351-353.
- Clements D.R., Peterson, D.J., y Prasad, R. 2001. The biology of Canadian weeds. 112. *Ulex europaeus*. *Canadian Journal of Plant Science*, 81: 325-337.
- Clewell, A.F. 1993. Ecology, restoration ecology and ecological restoration. *Restoration Ecology*, 1(3): 141.
- Clewell, A.F. y Aronson, J. 2006. Motivations for the restoration of ecosystems. *Conserv. Biol.*, 20: 420-428.
- Clewell, A.F., y Aronson, J. 2007. *Ecological restoration: Principles, values, and structure of an emerging profession*, Island Press, Washington, DC. 336 pp.
- CNUMAD (Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo). 1992. Conferencia de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y el Desarrollo. Río 92. MOPT. Madrid, España. 497 pp.
- Córdoba-Sánchez, M., Miranda-Cortés, L., Avila-Avilán, R., y Pérez-Rojas, C. 2011. Flora del Casanare. En J.S. Usma y F. Trujillo (Eds.). *Biodiversidad del Casanare: Ecosistemas estratégicos del departamento* (pp. 86-101). Bogotá, D.C., Colombia.
- CORPOURABÁ y CODECHOCÓ. 2006. Plan de manejo de los Humedales del Medio y Bajo Atrato.
- Cortés, A., Chamorro, C., y Vega, A. 1985. Cambios en el suelo por la implantación de praderas, coníferas y eucaliptos en un área alejada al embalse del Neusa (Cundinamarca). Bogotá. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Centro de Investigaciones Científicas. 95 pp.
- Cotton, S., y Wedekind, C. 2007. Control of introduced species using Trojan sex chromosomes. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(9): 441-443.
- Courchamp, F., Chapuis, J.L., y Pascal, M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biol. Rev.*, 78: 347-383.



- Cox, G.W. 1999. Alien species in North America and Hawaii: Impacts on natural ecosystems. Island Press. Washington D.C., USA. 388 pp.
- Cronk, Q.C.B., y Fuller, J.L. 1995. Plantas Invasoras: la amenaza para los ecosistemas naturales. Manual de Conservación de la serie "Pueblos y Plantas". Ed. Nordan-Comunidad, Montevideo, Uruguay.
- Da Cunha Nogueira, S.S, Nogueira-Filho, S.L.G.; Bassford, M., Silvius, K., y Vieira-Fragoso, J.M. 2007. Review Feral pigs in Hawaii: Using behavior and ecology to refine control techniques. Applied Animal Behaviour Science, 108: 1–11.
- D'Antonio, C. y Meyerson, L.A. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. Restoration Ecology, 10(4):703-713.
- D'Antonio, C. y Chambers, J. 2006. Using ecological theory to manage or restore ecosystems affected by invasive plant species. En D.A. Falk, M.A. Palmer y J.B. Zedler (Eds.). Foundations of restoration ecology (pp. 260-279). Island Press, Washington, DC, USA.
- DAMA (Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente) - Fundación Bachaqueros. 2002. Protocolo Distrital de Restauración Ecológica. DAMA, Bogotá. 276 pp.
- DAMA (Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente). 2004. Guía Técnica para la restauración ecológica en áreas con plantaciones forestales exóticas en el Distrito Capital. Bogotá D.C., Colombia. 92 pp.
- Dantas, V.D.L., Pausas, J.G., Batalha, M.A., Loiola, P.D.P., y Cianciaruso, M.V. 2013. The role of fire in structuring trait variability in Neotropical savannas. Oecología, 171: 487-94.
- Davidson, M.A., Jennions, M., y Nicotra, A.B. 2011. Do Invasive Species Show Phenotypic plasticity the native Species and, if so, it is adaptive. A Meta Analysis. Ecology Letters, 14: 419- 431.
- Davis, M., y Thompson, K. 2000. Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: A proposed nomenclature scheme for invasion ecology. Bull. Ecol. Soc. Am., 81:226-230.
- Davis, M.A. 2009. Invasion Biology. Oxford University Press. United States. 259 pp.
- Davis, M.A., Grime, J.P., y Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. Journal of Ecology, 88:528-534.
- De Koning, H.H.J., Vekdkamo, A., Verbulg, P.H., y Beergsma, A.R. 1998. Clue: a tool for spatially explicit and scale sensitive exploration of land-use changes. En L. Lebel y D. Muriyaro. IC-SEA Report No. 5. Modelling global change impacts on tropical landscapes and biodiversity (pp. 29-40). Bogor, Indonesia.
- De La Ossa-Lacayo, A., De La Ossa, J. y Lasso, C.A. 2012. Registro del caracol africano gigante *Achatina fulica* (Bowdich 1822) (Mollusca: Gastropoda-Achatinidae) en Sincelajo, costa Caribe de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt". Bogotá, Colombia. Biotá Colombiana, 13(2): 247-252
- De Souza, M.M., Maia, F.C. y Pérez, M.A. 2006. Bancos de semillas en el suelo. Agriscientia, 23(1): 33-44.
- Decreto reglamentario 1608 de 1978. Por el cual se reglamenta el Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente y la Ley 23 de 1973 en materia de fauna silvestre-. En C. Satizábal y M.L. Satizábal. 1995. Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables (pp. 260-336). Bogotá, D.C. Colombia: Edit. JR.
- Decreto reglamentario 1681 de 1978. Por el cual se reglamenta la parte X del libro II del Decreto Ley 2811 de 1974, que trata de los recursos hidrobiológicos, y parcialmente la Ley 23 de 1973 y el Decreto Ley 376 de 1957. En Satizábal y M.L. Satizábal. 1995. Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables. (pp. 337-394 Bogotá, D.C. Colombia: Edit. JR.
- Decreto Reglamentario 2041 de 2014. Por el cual se reglamenta el Título VIII de la Ley 99 de 1993 sobre licencias ambientales. Recuperado de <https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/decretos/>.
- Decreto Reglamentario 2256 de 1991. Por el cual se reglamenta la Ley 13 de 1990. En Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural- INCODER. 2005 (pp. 59-125). Bogotá, D. C.. Colombia: Imprenta Nacional.
- Decreto Reglamentario 3573 de 2011. Por el cual se crea la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales -ANLA- y se dictan otras disposiciones. Recuperado de <https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/decretos/>.
- Decreto Reglamentario 3678 de 2010. Por el cual se establecen los criterios para la imposición de las sanciones consagradas en el artículo 40 de la Ley 1333 de 2009 y se toman otras determinaciones. Recuperado de <https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/decretos/>.
- Decreto Reglamentario 4525 de 2005. Por el cual se reglamenta la Ley 740 de 2002. Recuperado de <http://www.ica.gov.co/getdoc/>.
- Decreto Reglamentario 622 de 1977. Por el cual se reglamenta parcialmente: el capítulo V título II parte XIII del Decreto Ley 2811 de 1974 sobre Sistema de Parques Nacionales, la Ley 23 de 1973 y la Ley 2 de 1959. Recuperado de <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/>.
- Decreto Reglamentario Ley 2324 de 1984. Por el cual se reorganiza la Dirección General Marítima y Portuaria. Recuperado de <http://www.cioh.org.co/index.php/component/docman/doc>.
- Delgado, P.A.M., y Murcia-Ordoñez, B. 2011. Hongos entomopatógenos como alternativa para el control biológico de plagas. Ambi-Agua, Taubaté, 6(2):77-90.
- DAMA (Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente) y Fundación Suna Hisca. 2000. Parque ecológico Distrital Entrenubes. Componente Biofísico. Vegetación Tomo I. Asesoría técnica agroambiental para la apropiación y consolidación del Parque Ecológico Distrital Entrenubes a partir de la formulación del plan de ordenamiento y manejo. Bogotá, Colombia.
- Díaz-Espinosa, A. 2009. Rasgos de historia de vida y ecología de las invasiones de *Ulex europaeus* L. En O. Vargas, O. León y A. Díaz-Espinosa. 2009. Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas (pp. 59 - 67). Bogotá, D.C., Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Alcaldía Mayor de Bogotá – Secretaría Distrital de Ambiente.
- Díaz-Espinosa, A., Díaz, T.J.E., y Vargas, R.O. (Eds.). 2012. Catálogo de plantas invasoras de los humedales de Bogotá G. de R. E. de la U. N. de C. y S. D. de Ambiente, ed., Bogotá, D.C. Colombia.

- Díaz-Martin, R. 2007. Lluvia de semillas en zonas de alta montaña tropical con diferentes tipos de alteración en inmediaciones del embalse de Chisacá (Usme, Bogotá D.C.). En O. Vargas (Ed.). Restauración Ecológica del bosque Altoandino: Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.).
- Drenovsky, R.E., Grewell, B.J., D'Antonio, C.M., Funk, J.L., James, J.J., Molinari, N., Parker, I.M., y Richards, C.L. 2012. A Functional Trait Perspective on Plant Invasion. *Annals of botany*, 110(1): 141–53.
- Dukes, J.S., y Mooney, H.A. 2004. Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 77 (3): 422-437.
- Duque, L.A., Flórez, P.E., Salazar, M.I., Salazar, M.L., Salazar, M.C., Vargas, W., y Valderrama, C. 2013. Especies invasoras del Valle del Cauca. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, CVC, Dirección técnica ambiental, Grupo de Biodiversidad, CVC y Facultad de Biología de la Universidad ICECIP. 14 pp.
- Ehrenfeld, J.G. 2010. Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 41(1): 59-80.
- Erfanzadeh, R., Hendrickx, F., Maelfait J.P., y Hoffmann, M. 2010. The effect of successional stage and salinity on the vertical distribution of seeds in salt marsh soils. *Flora*, 205: 442-448.
- Etter, A. 1998. Bosque húmedo tropical. En M.E. Chaves, y N. Arango. (Eds.). Informe nacional sobre el estado de la diversidad (pp. 106-133). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, PNUMA, Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá D.C.-Colombia.
- Etter, A; Sarmiento, A., y Romero, M.H. 2010. Land Use changes (1970-2020) and the carbon emissions in the Colombian llanos. En N.P. Hill, M.J. Hanna (Eds.). *Ecosystem function in savannas. Measurement and modeling at landscape to global scales.* (pp. 383-402). CRC Press.
- Ewel, J.J., y Putz, F.E. 2004. A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(7):354-360.
- Fajardo, L., González, V., Nassar, J., Lacabana, P., Portillo, C.A., Carrasquet, F., y Rodríguez, J.P. 2005. Tropical dry forests of Venezuela: Characterization and current conservation status. *Biotrópica*, 37: 531-46.
- Fox, M.D., y Fox, B.J. 1986. The susceptibility of natural communities to invasion. En R.H. Groves y J.J. Burdon (Eds.). *Ecology of biological invasions* (pp. 57-66). Australian Academy of Science, Canberra, Australia.
- Franco, G.L., y Vargas, O. 2009. Rasgos de *Verbesina crassiramea* Blake de importancia en estrategias de control de especies invasoras en los alrededores del embalse de Chisacá. En O. Vargas, L. León y A. Díaz-Espinosa (Eds.). *Restauración Ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas* (pp. 148-176). Universidad Nacional de Colombia, Alcaldía Mayor de Bogotá – Secretaría Distrital de Ambiente.
- Friedl, M.A., y Brodley, C.E. 1997. Decision tree classification of land cover from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 61:399-409.
- Funk, J.L., Cleland, E.E., Suding, K.N., y Zavaleta, E.S. 2008. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(12):695-703.
- Gaertner, M., Fisher, J., Sharma, G., y Esler, K. 2012. Insights into invasion and restoration ecology: Time to collaborate towards a holistic approach to tackle biological invasions. *NeoBiota*, 12:57-76.
- García-Robledo, C.A. y Murcia, C. 2005. Comparative habitat susceptibility to invasion by Chinese ash (*Fraxinus chinensis*: Oleaceae) in a tropical Andean landscape. *Biological Invasions*, 7(3):405-415.
- Genovesi, P. & Shine, C. 2004. European Strategy on Invasive Alien Species: Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention). Council of Europe. 67 pp.
- Gentz, M.C. 2008. A review of chemical control options for invasive social insects in island ecosystems. *Journal of Applied Entomology*, 133(4): 229–235.
- Ghorbani, J., Le Duc, M.G., McAllister, H.A., Pakeman, R.J., y Marrs, R.H. 2006. Effects of the litter layer of *Pteridium aquilinum* on seed banks under experimental restoration. *Applied Vegetation Science*, 9(1):127-136.
- Giraldo-Cañas, D. 2011. Sistemática y Taxonomía de Plantas Vasculares. Catálogo de la familia Poaceae en Colombia. *Darwiniana*, 49(2): 139-247.
- Glass, A.D.M. 1976. The allelopathic potential of phenolic acids associated with the rhizosphere of *Pteridium aquilinum*. *Canadian Journal of Botany*, 54(21):2440-2444.
- Godoy, O., Valladares, F., y Castro-Díaz, P. 2011. Multispecies comparison reveals that invasive and native plants differ in their traits but not in their plasticity. *Functional Ecology*, 25(6): 1248-1259.
- Gordon, D. 1998. Effects of invasive, non-indigenous plant species on ecosystem processes: lessons from Florida. *Ecological Applications* 8: 975–989. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0975:EOINIP\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0975:EOINIP]2.0.CO;2).
- Gouldthorpe, J., Ireson, J., Laird, A., Hurley, H., y Vincent, D. 2009. Weeds of National Significance. *Gorse Best Practice Manual*, Department of Primary Industries and Water, Hobart, Tasmania. 100 pp.
- Groves, R.H. 1989. Ecological control of invasive terrestrial plants. En J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek y M.H. Williamson (Eds.). *Ecology of biological invasions: A global perspective* (pp. 437-461). New York: John Wiley.
- Guerrero, L.A., Moreno, M.A., Gallego, E., Marín, G., Walker, R., Orozco, F., García, O., López, G., Zamora, M., Lotero, J.H., Ríos, C.A., Porras, A.M., Díaz, A.L., Gómez, F., Guerra, S., y Montenegro, M. 2006. Plan Básico De Manejo 2006-2010 del Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Dirección Territorial Noroccidente. Medellín.
- Guerrero, A., y da Rocha, P.B. 2010. Passive Restoration in Biodiversity Hotspots: Consequences for an Atlantic Rainforest Lizard *Xenotene*. *Biotrópica*, 42(3): 379-387.
- Gutiérrez, F. de P. 2002. Introducción, trasplante, y repoblación con recursos hidrobiológicos. Marco normativo nacional, internacional y competencias institucionales en Colombia. Ministerio del Medio Ambiente/RAMSAR/CVC. Bogotá, D.C. 24 pp.





- Gutiérrez, F. de P. 2006. Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, D.C. - Colombia. 156 pp.
- Gutiérrez, F. de P., Lasso, C.A., Sánchez-Duarte, P., y Gil, D.L. 2010. Análisis de riesgo de especies acuáticas continentales y marinas. En M.P. Baptiste, N. Castaño, D. Cárdenas, F. de P. Gutiérrez, D.L. Gil y C.A. Lasso (Eds.). 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia (pp. 149-199). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia.
- Gutiérrez, F. de P. 2011. Competencias institucionales en introducción, trasplante y población con fauna, flora silvestre. Organismos vivos modificados y microorganismos. En A. Gracia, J. Medellín-Mora, D.L. Gil-Agudelo y V. Puentes (Eds.). Guía de las especies introducidas marinas y costeras de Colombia (pp. 36-41). INVEMAR, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Gutiérrez, F. de P., Lasso, C.A., Baptiste, M.P., Sánchez-Duarte, P., y Díaz, A.M. (Eds.). 2012. VI. Catálogo de la Biodiversidad acuática exótica y trasplantada en Colombia: Moluscos, crustáceos, peces, anfibios, reptiles y aves. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C., Colombia, 355 pp.
- Hallett, L.M., Standish, R.J., y Hobbs, R.J. 2011. Seed mass and summer drought survival in a Mediterranean-climate ecosystem. *Plant Ecology*, 212(9): 1479-1489.
- Harris, J.A., Hobbs, R.J., Higgs, E., y Aronson, J. 2006. Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology*, 14 (2): 170-176.
- Hernández-Camacho, J., y Sánchez-Páez, H. 1992. Biomas Terrestres De Colombia. En G. Halffter (Ed.). La diversidad biológica de Iberoamérica I. CYTED-B. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo Instituto de Ecología, A.C. Secretaría de Desarrollo Social. Primera edición.
- Hernández-Camacho, J., y Sánchez-Páez, H. 1994. Sabanas de Colombia. En Sabanas Naturales de Colombia. Cali: Banco de Occidente. 208 pp.
- Hill R.L., Gourlay, A.H., y Cowling, R.M. 2000. Using a dynamic landscape model for planning the management of alien plant invasions. *Ecological Applications*, 10(6): 1833-1848.
- Hill, R.L., Gourlay, A.H., y Barker, R.J. 2001. Survival of *Ulex europaeus* seeds in the soil at three sites in New Zealand. *New Zealand Journal Botany*, 39: 235-244.
- Hobbs, R.J. 2002. The ecological context: a landscape perspective. En M.R. Perrow y A.J. Davy (Eds.). *Handbook of ecological restoration: principles of restoration vol. 1* (pp. 22-45). Cambridge, United Kingdom: University Press.
- Hobbs, R.J., y Huenneke, L.F. 1992. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, 6:324-337.
- Hobbs, R.J., y Harris, J.A. 2001. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millenium. *Restoration Ecology*, 9:239-246.
- Hobbs, R.J. 2007. Setting Effective and Realistic Restoration Goals: Key Directions for research. *Restoration Ecology*, 15(2): 354-357.
- Hoffmann, W., Geiger, L.E., Gotsch, S.G., Rossatto, D.R., Silva, L.C.R., Lau, O.L., Haridasan, M., y Franco, A.C. 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology letters*, 15(7): 759-68.
- Holl, K.D., Loik, M.E., Lin, E.H., y Samuels, I.A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*. 8(4): 339-349.
- Holl, K.D. 2007. Old field vegetation succession in the neotropics. En V. Cramer, R.J. Hobbs (Eds.). *Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland* (pp. 93-118). Island Press, Washington, DC, USA.
- Holl, K.D., y Aide, T.M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10): 1558-1563.
- Holl, K.D. 2013. Restoring Tropical Forest. *Nature Education Knowledge*. 4(4): 4. Recuperado de <http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/restoring-tropical-forest-97756726>.
- Holzmueller, E.J., Jose, S., y Jenkins, M.A. 2008. The relationship between fire history and an exotic fungal disease in a deciduous forest. *Oecologia*, 155: 347-356.
- Honnay, O., Verheyen, K., y Hermy, K. 2002. Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management*, 161(1): 109-122.
- Hoshovsky, M. 1989. Element stewardship abstract for *Ulex europaeus* (gorse). The Nature Conservancy, Virginia, USA. 20 pp.
- Howard, J.L. 2005. *Imperata brasiliensis*, *I. cylindrica*. En U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Fire Sciences Laboratory. Fire Effects Information System, (Online). Recuperado de <http://www.feis-crs.org/beta/>.
- Hulme, P.E. 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *J. Appl. Ecol.*, 43: 835-47.
- Hulme, P.E. 2009. "Trade, Transport and Trouble: Managing Invasive Species Pathways in an Era of Globalization." *Journal of Applied Ecology* 46 (1): 10-18. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x.
- Iacona, G.D., Price, F.D. y Armsworth, P.R. 2014. Predicting the invadedness of protected areas. *Diversity and Distributions*, 20: 430-439.
- IAvH (Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt). 2003. Caracterización Biológica y Socioeconómica de la Ventana de Paisaje de la Cuenca del Río Otún. IAvH-CARDER.
- IAvH (Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt). 2007. Herramientas de manejo del paisaje para los ecosistemas del valle geográfico del río Cauca, un aporte a la conservación de ecosistemas, la conservación de especies amenazadas y la restauración de la conectividad. Convenio CVC - IAvH.
- IAvH (Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt). 2014. Mapa de Biomas de Colombia a escala 1:100.000. Proyecto "Planeación Ambiental para la Conservación de la Biodiversidad en las Áreas Operativas de Ecopetrol".
- ISSG. 1998. 100 of the world's worst invasive aliens species. A selection from the Global Invasive Species Database.

- Ivens, G.W. 1983. The influence of temperature on germination of *Gorse*. *Weed Research*, 23: 207-216.
- Jaksic, F.M. 1998. Vertebrate invaders and their ecological impacts in Chile. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1427-1445.
- Janzen, D.H. 1988. Tropical dry forests, the most endangered major tropical ecosystem. En E.O. Wilson (Ed.). *Biodiversity* (pp. 130-37). Washington, D.C, USA: National Academies Press.
- Jardín Botánico de Bogotá José Celestino Mutis. 2005. Guía Técnica para la Restauración Ecológica de Áreas afectadas por especies vegetales invasoras en el Distrito Capital - Complejo invasor retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) - retamo liso (*Teline monspessulana* L. C. Koch.). 155 pp.
- Kettenring, K.M., y Adams, C.R. 2011. Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta\_analysis. *Journal of Applied Ecology*, 48(4):970-979.
- King, S., Driik, T., Simon, L., y Quarles, W. 1996. Integrated weed management of gorse. *The IPM Practitioner*, 18(10): 1-9.
- Knight, M., y Morkel, P. 2009. Informe Expertos surafricanos sobre situación de Hipopótamos en Colombia. Ministerio de Ambiente, vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá D.C., Colombia.
- Krause, M.A., Beck, A.C., y Dent, J.B. 1984. The economics of controlling gorse in hill country: goats versus chemicals. *Agricultural Economics Research, Unit Report*. 149. Lincoln College, Canterbury. 115 pp.
- Lasso, C.A., Gutiérrez, F. de P., Morales, M., Agudelo, E., Ramírez-Gil, H. y Ajiaco, R. 2011. I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt - IAvH. Unión Gráfica Ltda. Bogotá, D. C. Colombia. 715 p.
- Laycock, W.A. 1995. New perspectives on ecological condition of rangelands: can state and transition or other models better define condition and diversity? En L. Montes y G.E. Olivia (Eds.). *Proceedings of the International Workshop on Plant Genetic Resources, Desertification and Sustainability*. INTAEEA, Rio Gallegos, Argentina.
- LeBlanc, J.W. 2001. Getting a handle on Broom. Scotch, French, Spanish and Portuguese Brooms. University of California, Agricultural and Natural Resources. Publication 8049. Recuperado de <http://anrcatalog.ucdavis.edu/pdf/8049.pdf>
- Lee, W.G., Allen, R.B., y Johnson, P.N. 1986. Succession and dynamics of gorse (*Ulex europaeus* L.) communities in the Dunedin Ecological District, South Island, New Zealand. *N.Z. Journal of Botany*, 24: 279-292.
- León, O.A., y Vargas, O. 2007. Guía metodológica para la restauración ecológica de áreas con plantaciones de pinos. En O. Vargas (Ed.). *Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque Altoandino* (pp. 150-174). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente.
- León, O.A., 2007. Experimentos de restauración ecológica en plantaciones de *Pinus patula*. En O. Vargas (Ed.). *Restauración Ecológica del Bosque Altoandino, estudios diagnósticos y experimentales en el embalse de Chiscá (Localidad de Usme, Bogotá D.C)* (pp. 296-335). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente.
- Levine, J.M., y D'Antonio, C.M. 1999. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos*, 87: 15-26.
- Levine, J., Vilà, M., D'Antonio, C.M., Dukes, J., Griglis, L., y Lavelle, S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, 270: 775-781.
- Ley 2 de 1959. Por la cual se dictan normas sobre economía forestal de la Nación y conservación de recursos naturales renovables. Recuperado de <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Normal1.jsp?i=9021>.
- Ley 12 de 1992. Por medio de la cual se aprueba el Protocolo para la Conservación y Administración de las Áreas Marinas Protegidas del Pacífico Sudeste. En C. Satizábal y M.L. Satizábal. 1995. Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables (pp. 672-679). Bogotá, D.C., Colombia: Edit. JR.
- Ley 13 de 1990. Por la cual se dicta el Estatuto General de Pesca. En: Satizábal, C., y M.L. Satizábal. 1995. Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables (pp. 636-659). Bogotá, D.C. Colombia: Edit. JR.
- Ley 17 de 1981. Por el cual se aprueba la "Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres". Recuperado de <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=45530>.
- Ley 1333 de 2009. Por la cual se establece el procedimiento sancionatorio ambiental y se dictan otras disposiciones. Recuperado de <http://www.anla.gov.co/contenido/contenido.aspx?catID=1297&conID=4473>.
- Ley 1444 de 2011. Por medio de la cual se separan unos ministerios, se otorgan precisas facultades extraordinarias al presidente de la República para modificar la estructura de la administración pública y la planta de personal de la Fiscalía General de la Nación. Recuperado de [http://wsp.presidencia.gov.co/Especiales/2011/Documents/20110613\\_leyFacultades.pdf](http://wsp.presidencia.gov.co/Especiales/2011/Documents/20110613_leyFacultades.pdf).
- Ley 165 de 1994. Convenio de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica (CDB). En IAvH (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt). 2003. Convenio de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica y Protocolo de Cartagena sobre Seguridad en la Biotecnología. Arfo Editores e Impresores Ltda. Bogotá, D.C. 118 p.
- Ley 23 de 1973. Por la cual se conceden facultades extraordinarias al presidente de la República para expedir el Código de Recursos Naturales y de Protección al Medio Ambiente -CRNR- y se dictan otras disposiciones. En C. Satizábal, C., y M.L. Satizábal. 1995. Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables (pp: 90- 93). Bogotá, D.C., Colombia: Edit. JR.
- Ley 599 de 2000. Por el cual se expide el Código Penal. Recuperado de <http://www.secretariasenado.gov.co/senado/basedoc/>.
- Ley 611 de 2000. Por la cual se dictan normas para el manejo sostenible de especies de Fauna Silvestre y Acuática. Recuperado de <http://www.secretariasenado.gov.co/senado/basedoc7>.
- Ley 740 de 2002. Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología del Convenio sobre la Diversidad Biológica. En IAvH

- (Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt). Convenio de las Naciones Unidas sobre Diversidad Biológica y Protocolo de Cartagena sobre Seguridad en la Biotecnología. 2003 Arfo Editores e Impresores Ltda. Bogotá, D.C.
- Ley 99 de 1993. Por medio de la cual se crea el Ministerio del Medio Ambiente, se reordena el sector público encargado de la gestión y conservación del medio ambiente y los recursos naturales renovables, se organiza el Sistema Nacional Ambiental y se dictan otras disposiciones. En C. Satizábal y M.L. Satizábal. 1995. Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables (pp. 681-763). Bogotá, D.C., Colombia: Edit. JR.
- Linares, E.L., Avendaño, J., Martínez, A., y Rojas, A.V. 2013. El caracol gigante africano: Un visitante indeseado. Miniguía de Campo del Instituto de Ciencias Naturales, No. 16. Instituto de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá D.C., Colombia.
- Liu, S., Sheppard, A., Kriticos, D., y Cook, D. 2011. Incorporating uncertainty and social values in managing invasive alien species: a deliberative multi-criteria evaluation approach. *Biological Invasions*, 13:2323-2337.
- López, C., González, R., y Cano, M. 2012. *Acacia farnesiana* (L.) Willd. (Fabaceae: Leguminosae), una especie exótica con potencial invasivo en los bosques secos de la isla de Providencia (Colombia). *Biota Colombiana*, 13(2): 232-246
- Lockwood, J.L., Cassey, P., y Blackburn, T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasion. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(5): 223-228.
- Lodge, D.M., Williams, S., MacIsaac, H., Hayes, K., Leung, B., Reichard, S., Mack, R.N., Moyle, P.B., Smith, M., Andow, D.A., Carlton, J.T., y McMichael, A. 2006. Biological Invasions: Recommendations for U.S. Policy and Management. *Ecological Applications*, 16: 2035-2054
- Loiola, P.D.P., Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., y Batalha, M.A. 2010. Functional diversity of herbaceous species under different fire frequencies in Brazilian savannas. *Flora - Morphology, Distribution. Functional Ecology of Plants*, 205(10): 674-681.
- Lojka, B., Cepkova, P., Navratilova, L., Dame, P., Banout, J., Polesny, Z. y Preininger, D. 2011. Methods for short term control of Imperata grass in Peruvian Amazon. *Journal of Agricultural and Rural Development in the Tropics and Subtropics*, 112(1):37-43.
- Low, T. 2008. Climate Change and Invasive Species. A Review of Interactions. November 2006 Workshop Report. Biological Diversity Advisory Committee. 52pp.
- Low, S., Brown, M., Boudjelas, S., y de Poorter, M. 2000. 100 of the world's worst invasive aliens species. A selection from the Global Invasive Species Database. Published by the Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the species survival commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12 pp.
- Lozano-Zambrano, F.H. (Ed.). 2009. Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). Bogotá, D.C., Colombia. 238 pp.
- MacCarter, L.E y Gaynor, D.L. 1980. Gorse: a subject for biological control in a New Zealand. *New Zealand Journal of Experimental Agriculture*, 8: 321-330.
- MacDougall, A.S., Gilbert, B., y Levine, J.M. 2009. Essay Review: Plant Invasions and the niche. *Journal of Ecology*, 97: 609-615. doi: 10.1111/j.1365-2745.2009.01514.
- Mack, M. y D'Antonio, C.M. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, 13 (5): 195-198.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., y Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, 10(3):689-710.
- MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible). 2013. Plan Nacional de Restauración: restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de áreas disturbadas. Textos: Ospina Arango, Olga Lucia; Vanegas Pinzón, Silvia; Escobar Niño, Gonzalo Alberto. Bogotá D.C.: Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 80 pp.
- MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible). 2011. Plan Nacional para la Prevención, el Control y Manejo de las Especies Introducidas, Trasplantadas e Invasoras: Diagnóstico y listado preliminar de especies introducidas, Trasplantadas e invasoras en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt -IAvH; The Nature Conservancy - TNC. Bogotá, D.C., Colombia. 131 pp.
- Maki, C., y Galatowitsch, S. 2004. Movement of invasive aquatic plants into Minnesota (USA) through horticultural trade. *Biological Conservation*, 118(3):389-396.
- Måren, I.E., Vandvik, V., y Ekelund, K. 2008. Restoration of bracken-invaded (*Calluna vulgaris*) heathlands: Effects on vegetation dynamics and non-target species. *Biological conservation*, 141(4):1032-1042.
- Markin, G.P., Yoshioka, E.R., y Conant, P. 1996. Biological control of gores in Hawaii. En V.C. Moran y J.H. Hoffman (Eds.) Proc. IX international symposium on Biological Control of Weeds (pp. 371-375), Stellenbosch, University of Cape Town, South Africa.
- Martin-López, B., González, J.A., Díaz, S., Castro, I., y García-Llorente, M. 2007. "Biodiversidad y Bienestar Humano: El Papel de La Diversidad Funcional". *Ecosistemas*, 16(3): 69-80.
- Masters, R.A., y Sheley, R.L. 2001. Invited Synthesis Paper: Principles and practices for managing rangeland invasive plants. *Journal of Range Management*, 54(5): 502-517.
- Mathews, S. 2005. Sudamérica Invasida. Programa Mundial sobre Especies Invasoras (GISP). El creciente peligro de las especies exóticas invasoras. 80 pp.
- Matteucci, S. y Colma, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de la Organización de Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D.C.
- MAVDT (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial). 2008. Resolución 0848 del 23 de Mayo de 2008. "Por la cual se declaran unas especies exóticas como invasoras y se señalan las especies introducidas irregularmente al país que pueden ser objeto de cría en ciclo cerrado y se adoptan otras determinaciones". 5 pp.

- MAVDT (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial). 2010. Resolución 0207 del 3 de Febrero de 2010. Por la cual se adiciona el listado de especies exóticas invasoras declaradas por el artículo primero de la Resolución 848 de 2008 y se toman otras determinaciones. 7 pp.
- MAVDT (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial). 2011. Resolución Número 654 del 07 de Abril de 2011. Por la cual se corrige la Resolución No. 0848 del 23 de mayo de 2008 y se adoptan las medidas que deben seguir las autoridades ambientales, para la prevención, control y manejo de la especie Caracol Gigante Africano (*Achatina fulica*) Bogotá, D.C.: Colombia. 9 pp.
- McColl, K.A., Cooke, B.D., y Sunarto, A. 2014. Viral biocontrol of invasive vertebrates: Lessons from the past applied to cyprinid herpesvirus-3 and carp (*Cyprinus carpio*) control in Australia. *Biological Control*, 72 (2014) 109–117.
- McIver, J., y Starr, L. 2001. Restoration of degraded lands in the interior Columbia River basin: passive vs. active approaches. *Forest Ecology and Management*, 153: 15-28.
- McNeely, J.A., Money, H.A., Neville, L.E., Scchei, P., y Waage, J.K. (Eds.). 2001. A Global strategy on invasive alien species. IUCN Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, in collaboration with the Global Invasive Species Programme.
- McQuoid, N., y Holt, C. 2000. Pioneer plants in revegetation. *Farmnote* 46/2000. Agriculture Western Australia.
- MEA (Millenium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and Human Well-being. Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington D.C. 100p. Recuperado de <http://www.unep.org/maweb/documents/document.354.aspx.pdf>.
- Mena-Vasconéz, P., Castillo, A., Flores, S., Hofstede, R., Josse, C., Lasso, S., Medina, G., Ochoa, N., y Ortiz, D. (Eds.). 2011. Páramo. Paisaje estudiado, habitado, manejado e institucionalizado. *EcoCiencia/Abya-Yala/ECOBONA*. Quito.
- Mendoza, R., Ramírez- Martínez, C., Aguilera, C., y Meave del Castillo, M.E. 2014. Principales vías de introducción de las especies exóticas. En R. Mendoza y P. Koleff (Eds.). *Especies acuáticas invasoras en México* (pp. 43-73). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F.
- Mendoza, R., y Koleff, P. (Eds.). 2014. *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F. 308 pp.
- Mingers, J. 1989. An empirical comparison of selection measures for decision-tree induction. *Machine Learning*, 3:319-342.
- Ministerio del Medio Ambiente. 2002. Política Nacional para Humedales Interiores de Colombia, estrategias para su conservación y uso sostenible. 67 pp.
- Ministry of Agriculture and Forestry Biosecurity New Zealand. 2009. *Slowing Pest Spread. Domestic Pathways of Human Mediated Pest Spread and Opportunities for Their Management Draft*.
- Miori de Zarzuela, M.F., Leite, L.G., Marcondes, J.E., y Carvalho, A.E. 2012. Entomopathogens Isolated from Invasive Ants and Tests of Their Pathogenicity. *Hindawi Publishing Corporation Psyche*. Volume 2012, Article ID 975069, 9 pages. doi:10.1155/2012/975069.
- Molano, J. 2005. Análisis sociocultural y geopolítico de los páramos. *Memorias V Conferencia Nacional de Páramos. Censat Agua Viva. Inzá-Cauca*. Julio 13 al 15 de 2005.
- Montenegro, A., Avila, Y., Mendivelso, H., y Vargas, O. 2006. Potencial del banco de semillas en la regeneración de la vegetación del humedal Jaboque, Bogotá, Colombia. *Caldasia*, 28(2): 285-306.
- Moody, M.E., y Mack, R.N. 1988. Controlling the spread of plant invasions. The importance of Nascent Foci. *Journal of Applied Ecology*, 25: 1009- 1021.
- Mooney, H.A., y Godron, M. 1983. *Disturbance and ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin and New York, 292 pp.
- Mooney, H.A., y Hobbs, R.J. 2000. Invasive species in a changing world. Recuperado de <http://books.google.com/books?hl=en&lr=Enid=hCoJI0T7i3WC&pgis=1>.
- Moore, B.A. 2005. Alien invasive species: impacts on forests and forestry. A review. (PDF version) *Forest Health and Biosecurity Working Paper FBS/8E*. Forestry Department, FAO, Rome.
- Morales, M., Otero, J., Van der Hammen, T., Torres, A., Cadena, C., Pedraza, C., Rodríguez, N., Franco, C., Betancour, J.C., Olaya, E., Posada, E., y Cárdenas, L. 2007. Atlas de páramos de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá DC, 208 pp.
- Moscoso, L.G. 2005. *Reforestación un proceso natural*. Primera edición. Editorial Colina. Medellín, Colombia. 234 pp.
- Moutou, F., y Pastoret, P.P. 2010. Defining an invasive species. *Rev. sci. tech. Off. int. Epiz.*, 29(1): 37-45.
- Murcia, U., Medina, R., Rodríguez, J., Castellanos, H., Hernández, A., y Herrera, E. 2014. Monitoreo de los bosques y otras coberturas de la Amazonia Colombiana, a escala 1:100.000. Datos del periodo 2012. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi. Bogotá D.C., Colombia. 190 pp.
- National Research Council. 1992. *Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy*. Washington, D. C. The National Academic Press. Washington, D.C. 576 pp.
- National Research Council. 2004. *Adaptive management for water resources project planning*. Panel on adaptive management for resource stewardship, committee to assess the U.S. Army Corps of Engineers Methods of Analysis and Peer Review for Water Resources Project Planning. 138 pp.
- National Invasive Species Council. 2005. *Guidelines for Ranking Invasive Species Control Projects*. Versión 1. Recuperado de <http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1022&context=natlinvasive>.
- Nel, J.L., Richardson, D.M., Rouget, M., Mgidi, T.N., Mdzeki, N., Le Maitre, D.C., y Naser, S. 2004. A proposed classification of invasive alien plant species in South Africa: towards prioritizing species and areas for management action: working for water. *South African Journal of Science*, 100(1-2):53-64.
- Nepstad, D., Uhl, C., Serrao, E.A., y Anderson, A.B. 1990. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil: Alternatives to deforestation: steps towards sustainable use of the Amazon rain forest. 215-229.

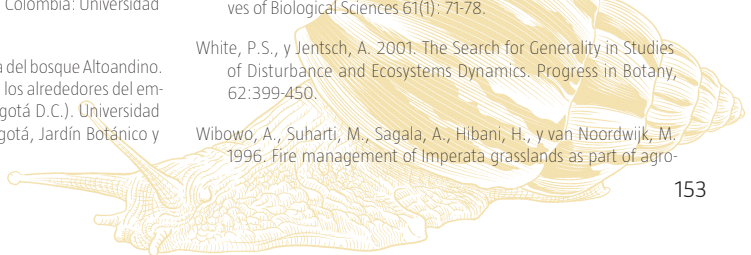


- Norton, D.A. 2009. Species Invasions and the Limits to Restoration: Learning from the New Zealand Experience. *SCIENCE* 3:25-31.
- Ojasti, J. 2001a. Estrategia Regional de Biodiversidad para los países del Trópico Andino. Especies exóticas invasoras. Convenio de cooperación CAN-BID. Caracas, Venezuela. 64 p.
- Ojasti, J. 2001b. Estudio sobre el estado actual de las especies exóticas. Estudio nacional. Comunidad Andina de Naciones (CAN). 223 p.
- Ojasti, J., González-Jiménez, E., y Szeplaki, L.B. (Eds.). 2001. Informe sobre las especies exóticas en Venezuela. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales. Oficina Nacional de Biodiversidad Biológica. Caracas- Venezuela. 194-199 pp.
- Olden, J.D., y Poff, N.L.R. 2003. Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *The American Naturalist*, 162(4): 442-460.
- Ordoñez, A., Wright, I.J., y Olf, H. 2010. Functional differences between native and alien species: a global-scale comparison. *Functional Ecology*, 24(6): 1353-1361.
- Orueta, F. 2003. Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal. Joan Mayol Govern de les Illes Balears. 248p.
- PNN (Parques Nacionales Naturales de Colombia). 2007. Plan de Manejo 2007-2011, Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya. Dirección Territorial Andes Noroccidente. Medellín.
- Parra, C. 2014. Sinopsis de la familia Myrtaceae y clave para la identificación de los géneros nativos e introducidos en Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.*, 38(148):261-77.
- Pejchar, H., y Mooney, L. 2009. Invasive Species Ecosystem Services and Human Well-being. *Trends in Ecology & Evolution*, 24 (9): 497-504.
- Peñuela, L., Ocampo, A., Fernández, A.P., y Castro, F. 2012. Estrategias para el mejoramiento de la productividad ganadera y la conservación de la sabana inundable en la Orinoquía, Colombia: The Nature Conservancy (TNC) y Fundación Horizonte verde (FHV). 117p.
- Pérez, S. 2014. Evaluación del estado de conservación de tres bosques inundables del valle geográfico del río Cauca a través de dos especies claves *Xylopia ligustrifolia* y *Laetia americana*. Universidad Icesi, Programa de Biología. Trabajo de grado.
- Perring, M.P., Standish, R.J., Hulvey, K.B., Lach, L., Morald, T.K., Parsons, R., y Hobbs, R.J. 2012. The Ridgefield Multiple Ecosystem Services Experiment: Can restoration of former agricultural land achieve multiple outcomes? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 163: 14-27.
- Phillips, O.L., Baker, T.R., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T., Laurance, W., Lewis, S.L., Lloyd, J. Malhi, Y., Monteagudo, A., Neill, D., Nunez-Vargas, P., Silva, J., Terborgh, J., Vasquez-Martinez, R., Alexiades, M., Almeida, S., Brown, S., Chavez, J., Comiskey, J.A., Czimczik, C.I., Di Fiore, A., Erwin, T., Kuebler, C., Laurance, S., Nascimento, H.E.M., Olivier, J., Palacios, W., Patiño, S., Pitman, N., Quesada, C., Saldias, M., Torres-Lezama, A., y Vinceti, B. 2004. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 359: 381-407.
- Phillips, R.B., Cooke B.D., Carrión, V., y Snell, H.L. 2012. Eradication of rock pigeons, *Columba livia*, from the Galápagos Islands. *Biological Conservation*, 147. 264–269.
- Pimentel, D., Zuniga, R., y Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol. Econ.*, 52:273-88.
- Pinzón, L., y Corzo, L. 2009. Plantaciones de especies forestales exóticas: Revisión y Síntesis. En O. Vargas, O. León y A.M. Díaz (Eds.). Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas (pp. 197-214). Universidad Nacional de Colombia, Alcaldía Mayor de Bogotá – Secretaría Distrital de Ambiente.
- Piudo M.J. y R. y Cavelero. 2005. Banco de semillas: Comparación de metodologías de extracción, de densidad y de profundidad de muestreo. Publicaciones de Biología, Universidad de Navarra, Serie Botánica 16: 71-85.
- Plan de manejo PNN La Paya. Componente descriptivo. Ministerio del Medio Ambiente. 2002. República de Colombia. Recuperado de <http://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2013/12/LaPaya.pdf>
- PNN (Parques Nacionales Naturales de Colombia). 2011. Boletín SINAP. Tercera Edición, Bogotá. 2 pp.
- Posada, J.M., Aide, J.M., y Cavelier, J. 2000. Cattle and weedy shrubs as restoration tools of tropical montane rainforest. *Restoration Ecology* 8(4): 370-379.
- Prasad, R., y Kushwaha, S. 2001. Ecology of invasive weeds: impact and management of the exotic weeds, gorse (*Ulex europaeus*) and Scotch broom (*Cytisus scoparius*) in british Columbia, Canadá. Proceedings of 18th Asian-Pacific Weed Science Society Conference. Beijing-China. May 28-June 2. 85-88 pp.
- Prasad, R. 2003. Management and control of Gorse and Scotch Broom in British Columbia. *Technology transfer note*, 30:1-6.
- Prieur, A.H., y Lavorel, S. 2000. Invasions: the perspective of diverse plant communities. *Austral Ecology*, 25: 1-7.
- Prober, S.M., Thiele, K.R., Lunt, I.D., y Koen, T.B. 2005. Restoring ecological function in temperate grassy woodlands: manipulating soil nutrients, exotic annuals and native perennial grasses through carbon supplements and spring burns. *Journal of Applied Ecology*, 42(6): 1073-1085.
- Pugnaire, F.I., Armas, C. y Maestre, F.T. 2011. Positive plant interactions in the Iberian Southeast: mechanisms, environmental gradients, and ecosystem function. *Journal of Arid Environments*, 75 (12): 1310-1320.
- Pyšek, P., Richardson, D.M. 2007. Traits Associated with Invasiveness in Alien Plants: Where Do We Stand? En W. Nentwig (Ed.). *Biological invasions* (pp. 97-125). Ecological studies. Springer Berlin Heidelberg.
- Pyšek, P., Vojtech, J., y Jan, P. 2011. "Alien Plants Introduced by Different Pathways Differ in Invasion Success: Unintentional Introductions as a Threat to Natural Areas." *PLoS One* 6 (9) (January): e24890. doi:10.1371/journal.pone.0024890.
- Radcliffe, J.E. 1985. Grazing management of goats and sheep for gorse control. *New Zealand Journal Experimental Agriculture*, 13:181-190.

- RAE (Real Academia Española). 2014. Diccionario de la Lengua Española. Recuperado de <http://www.rae.es/>.
- Ramírez, A. 2006. Ecología. Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades. Editorial Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 271 pp.
- Ramírez-Moreno, G., Klínger, W., Vargas, L., Valoyes, Z., Lozano, L.A., Cuesta, J., Lozano, J., Moya, J., Cuesta, Y., Perea, C., y Hurtado, A. 2011. Vulnerabilidad de los humedales. En W. Klínger, G. Ramírez y J. M. Guerra (Eds.). 2011. Aportes al conocimiento de los ecosistemas estratégicos y las especies de interés especial del Chocó Biogeográfico, Parte I. (pp. 34-64). Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico.
- Ramírez-Moreno, G. 2011. Estado de las especies fáunicas de interés ecológico especial. En W. Klínger, G. Ramírez y J.M. Guerra (Eds.). 2011. Aportes al conocimiento de los ecosistemas estratégicos y las especies de interés especial del Chocó Biogeográfico, Parte I. (pp. 118-133). Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico.
- Ramírez-Trejo, M.R., Pérez-García, B., y Orozco-Segovia, A.D. 2007. Helechos invasores y sucesión secundaria post-fuego. Ciencias, (85):18-25.
- Ramos, J.F. 2012. Plan Local de Prevención Vigilancia y Control para el Santuario de Flora y Fauna Otún Quimbaya. Informe contrato 143/12. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Territorial Andes Occidentales. Santuario de Flora y Fauna Otún Quimbaya. Pereira-Risaralda.
- Randall, J., Morse, L., Benton, N., Hiebert, R., Lu, S., y Killeffer, T. 2008. The Invasive Species Assessment Protocol: A Tool for Creating Regional and National Lists of Invasive Nonnative Plants that negatively Impact Biodiversity. Invasive Plant Science and Management, 1:36-49.
- Rangel-Ch, J.O., Rivera-Díaz, O., Giraldo-Cañas, D., Parra, C., Murillo, J.C., Gil, L., Fernández-Alonso, J.L., Galeano, G., Bernal, R., y Suárez, R. 2004. Catálogo de espermatofitos en el Chocó Biogeográfico. En Colombia Diversidad Biótica IV. El Chocó biogeográfico/ Costa Pacífica. Bogotá D.C., Colombia: Unilibros.
- Rapport, D.J., y Whitford, W.G. 1999. How ecosystems respond to stress. Bio-Science, 49 (3): 193-203.
- Redi, B.H., Van Aarde, R.J., y Wassenaar, T.D. 2005. Coastal dune forest development and the regeneration of millipede communities. Restoration Ecology, 13: 284-291.
- Rees, M., y Hill, R.M. 2001. Large-scale disturbance, biological control and the dynamics of gorse populations. Journal of applied ecology, 38:346-377.
- Repizo, A.A., y Devia, C.A. 2008. Guía de campo, árboles y arbustos del valle seco del río Magdalena y de la región Caribe colombiana: su ecología y usos. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales - Departamento de Ecología y Territorio. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, D. C., Colombia, 332 pp.
- Resolución 531 de 1995. Por la cual se establecen los requisitos para el repoblamiento íctico de las aguas continentales en Colombia.
- Resolución 1414 de 2006. Por la cual se establece el registro ante el ICA, de productores decamarón y de peces para consumo humano con destino a la exportación. Recuperado de <http://www.ica.gov.co/getattachment/fbf968f0-8867-4faa-8cca-4e3a-4145f8e5/2006R1414.aspx>.
- Resolución 946 de 2006. Por la cual se establece el procedimiento para el trámite ante el ICA de solicitudes de Organismos Vivos Modificados, OVM; se aprueba el Reglamento Interno del Comité Técnico Nacional de Bioseguridad, CTNBio para OVM con fines exclusivamente agrícolas, pecuarios, pesqueros, plantaciones forestales comerciales y agroindustria, y se dictan otras disposiciones. Recuperado de <http://www.ica.gov.co/getattachment/dab1a876-86af-4586-bcc3-4e5abf58e850/946.aspx>.
- Resolución 1204 de 2014. Por la cual se conforma el Comité Técnico Nacional de Especies Introducidas y/o Trasplantadas Invasoras en el Territorio Nacional y se reglamenta su funcionamiento.
- Rey-Benayas, J.M., Bullock, J.M. y Newton, A.C. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. Frontiers in Ecology and the Environment, 6(6):329-336.
- Rivera, A. 2014. Efecto de las eliminaciones sucesivas de la vegetación en pie sobre el reclutamiento de *Ulex europaeus*, en matorrales de diferentes edades en Bogotá D.C., Colombia. Trabajo de Grado Maestría, Pontificia Universidad Javeriana.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Babour, M.G., Panetta, F.D., y West, C. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. Divers. Distrib., 6:93-107.
- Richardson, D.M, y P. Pyšek. 2013. Plant Invasions. En Encyclopedia of Biodiversity (pp. 90-102), 2nd Edition, Volume 6, Waltham, USA: Ed. S.A. Levin, Academic Press. Doi:10.1016/B978-0-12-384719-5.00319-1.
- Ríos, A.H.F. y Vargas, J.O. 2003. Ecología de las especies invasoras. Perez-Arbelaeza 14: 119-148.
- Ríos, A.H.F. 2005. Guía Técnica para la restauración ecológica de áreas afectadas por especies vegetales invasoras en el Distrito Capital. Complejo Invasor Retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) y Retamo liso (*Teline monspessulana* (L) C. Koch). Jardín Botánico José Celestino Mutis. Primera Edición. Bogotá DC, Colombia.
- Rippstein, G., Serna, R., y Escobar, G. 2001. Dinámica de la vegetación sometida a quema, pastoreo y otras formas de manejo en las sabanas nativas. En Agroecología y Biodiversidad de la Sabana (pp. 138-64). CIAT y CIRAD. Colombia.
- Rivera, D., y Rodríguez, C. 2011. Guía divulgativa de criterios para la delimitación de páramos de Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial e Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 68 pp.
- Rodríguez, L.A., y Vargas, O. 2009. Formación de Núcleos de Restauración de *Lupinus Bogotensis* dentro de claros de plantaciones de Pinus patula y *Cupressus Lusitanica*. En O. Vargas, O. León y A. Díaz (Eds.). Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas (pp. 234 - 262). Grupo de Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, D.C.
- Rodríguez, N., Armenteras, D., Morales, M., y Romero, M. 2004. Ecosistemas de los Andes Colombianos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 155 pp.

- Rolston, M.P., y Talbot, J. 1980. Soil temperatures and regrowth of gorse burnt after treatment with herbicides. *N.Z.J.: Exp. Agric.*, 8:55-61.
- Romero-Martins, C., J.V. Hay, B.M. Teles, C.E. Barnes y L.J. Vivaldi. 2011. Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. *Revista Brasil. Bot.*, 34(1): 73-90.
- Romero-Ruiz, M.H., Flantua, S.G.A, Tansey, K. y Berrio, J.C. 2011. "Landscape Transformations in Savannas of Northern South America: Land Use/Cover Changes since 1987 in the Llanos Orientales of Colombia." *Applied Geography*, 32(2): 766-76.
- Romero, M., Galindo, J., Otero, J., y Armenteras, D. 2004. Ecosistemas de la cuenca del Orinoco colombiano. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. Colombia. 189 p.
- Roura-Pascual, N., Richardson, D.M., Krug, R.M., Brown, A., Chapman, R.A., Forsyth, G.G., Le Maitre, D.C., Robertson, M.P., Stafford, L., van Wilgen, B.W., Wannenburgh, A., y Wessels, N. 2009. Ecology and management of alien plant invasions in South African fynbos: accommodating key complexities in objective decision-making. *Biological Conservation*, 142, 1595-1604.
- Rudolf, P.O. 1974. *Ulex europaeus*; common gorse. En C.S. Schopmeyer (Ed.). *Seeds of woody plants in the United States*. U. S. Dept. Agric. For. Serv. Agric. Handbook. 828 pp.
- Sánchez-Azofeifa, G.A., y Portillo-Quintero, C. 2011. Extent and drivers of change of neotropical seasonally dry tropical forest. En R. Dirzo, H.S. Young, H.A. Mooney, G. Ceballos (Eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. *Ecology and Conservation* (pp. 45- 57.). XIV, 394 pp.
- Sánchez-Azofeifa, G.A., M. Quesada, J.P. Rodríguez, J.M. Nassar, K.E. Stoner, A. Castillo, T. Garvin, E.L. Zent, J.C. Calvo-Alvarado, M.E.R. Kalacska, L. Fajardo, J.A Gamon, & P. Cuevas-Reyes. 2005. Research priorities for Neotropical dry forests. *Biotropica*, 37:477-85.
- Sarmiento, C., Cadena, C., Sarmiento, M., Zapata, J. y León, O. 2013. Aportes a la conservación estratégica de los páramos de Colombia: Actualización de la cartografía de los complejos de páramo a escala 1:100.000. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C. Colombia.
- Satizábal, C., y Satizábal, M.L. 1995. Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables. Edit. JR. Bogotá, D.C. Colombia. 782 pp.
- Sax, D., y Brown, J. 2000. The paradox of invasion. *Global Ecol. Biogeogr.*, 9:363-371.
- Scher, L., y Walters, D. 2010. Federal noxious weed disseminules of the U.S. California Department of Food and Agriculture, and Center for Plant Health Science and Technology. USDA, APHIS. PPQ.
- SDA (Secretaría Distrital de Ambiente), EAAB-ESP (Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá) y Fundación Alma. 2013. Guía de Aves de los humedales del Distrito capital.
- SEI/NATURA. 2012. Evaluación del programa de apoyo al sistema nacional ambiental (SINA II). Producto 4: informe final. Departamento Nacional de Planeación. 169 pp.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. [www.ser.org](http://www.ser.org) & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Shackelford, N., Renton, M., Perring, M. y Hobbs, R.J. 2013. Modeling disturbance-based native invasive species control and its implications for management. *Ecological Applications*, 23:1331-1344.
- Shanmughavel, P., Sha, L., Zheng, Z., y Cao, M. 2001. Nutrient cycling in a tropical rain forest of Xishuangbanna, Southwest China. Part 1: tree species: nutrient distribution and uptake. *Bioresource technology*, 80:163-170.
- Sheley, R.L., y Krueger-Mangold, J. 2003. Principles for restoring invasive plant-infested rangeland. *Weed Science*, 51(2):260-265.
- Shine, C., Williams, N., y Gündling, L. 2000. Guía para la elaboración de marcos jurídicos e institucionales relativos a las especies exóticas invasoras, UICN, Gland, Suiza, Cambridge y Bonn, xvi + 162 p.
- Silverstone-Sopkin, P.A. 2011. Los muertos vivientes: la historia natural de cuatro lirios amazónicos del suroccidente de Colombia (*Eucharis* y *Plagiolirion*, *Amaryllidaceae*). *Ciencias naturales y exactas*. Universidad del Valle. 98 pp.
- Simberloff, D., y von Holle, B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1(1):21-32.
- Siniero, F. 1974. Eradication and control of gorse (*Ulex europaeus* L.) Aspects of pasture establishment in scrubland with emphasis on the eradication and control of gores (*Ulex europaeus* L.) Department Agriculture Science Nassey University Palmerston North, New Zealand. 115 pp.
- Smith, R.D., Aradottir, G.I., Taylor, A., and Lyal, C. 2008. Invasive species management – what taxonomic support is needed? *Global Invasive Species Programme*, Nairobi, Kenya.
- Soares, D.J., y Barreto, R.W. 2008. Fungal pathogens of the invasive riparian weed *Hedychium coronarium* from Brazil and their potential for biological control. *Fungal Diversity*, 28:85-96.
- Standish R.J., Cramer, V.A., Wild, S.L., y Hobbs, R.J. 2007. Seed dispersal and recruitment limitation are barriers to native recolonization of old fields in Western Australia. *Journal of Applied Ecology*, 44(2): 435-445.
- Strayer, D.L. 2012. Eight questions about invasions and ecosystem functioning. *Ecology letters*, 15:1199-210.
- Temperton, V.M., Hobbs, R.J., Nuttle, T., y Halle, S. 2004. Assembly Rules and S. Assembly Rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice. *Society for Ecological Restoration International*. Island Press. USA. 429 pp.
- TNC (The Nature Conservancy). 1991. Element Stewardship Abstract For *Hedychium coronarium*.
- Torres, R.N.A., y Vargas, O. 2011. Banco de semillas germinable en áreas invadidas por retamo espinoso (*Ulex europaeus*) con diferentes edades de quema (alrededores del Embalse de Chisacá, Bogotá, Localidad de Usme). En O. Vargas y B.S.P. Reyes (Eds.). *La Restauración Ecológica en la Práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica* (pp. 491-506). Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Turner, G.M.; Baker, W.L., Peterson, C.J. y Peet, R.K. 1998. Factors Influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems*, 1: 511-523.

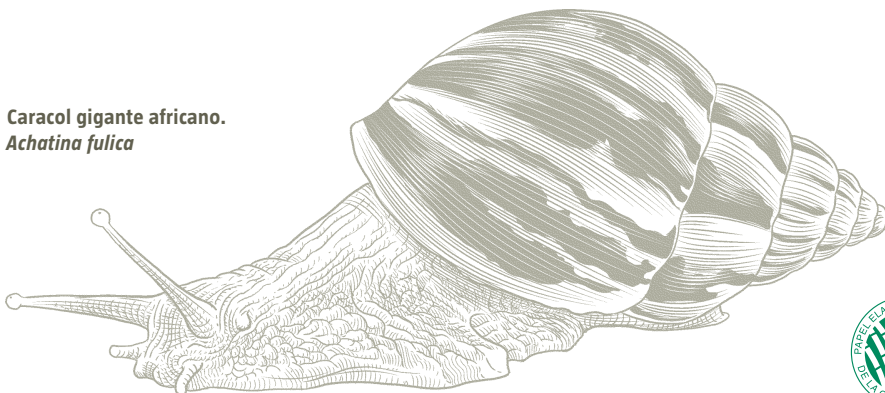
- Turpie, J., Jurk, C., y Holmes, N. 2012. "Input to the report of the high-level panel on global assessment of resources for implementing the strategic plan for biodiversity 2011-20200 (UNEP/CBD/COP/11/INF/20)."
- U.S. Department of Agriculture, Animal and Plant Health Inspection Service. APHIS: Federal noxious weed list, (Online). En Pest detection and management programs: Noxious weeds. Plant Protection and Quarantine (Producer). 2004. Recuperado de <http://www.aphis.usda.gov/ppq/weeds>.
- UICN, Unión Mundial para la Naturaleza, 1999. Recomendaciones. Especies Invasoras Exóticas. Cuarta Reunión del Organo Subsidiario de Asesoramiento Científico, Técnico y Tecnológico (Montreal, Canadá, del 21 al 25 de junio de 1999).
- IUCN. 2001. Global Strategy on Invasive Alien Species. Edited by Scchei P. y Waage J.K. McNeely J.A., Money H.A., Neville L.E. Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- Valéry L., Fritz, H., Lefeuvre, J.C., y Simberloff, D. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself, 10(8): 1573-1464.
- Van Andel, J., y Grootjans, A.P. 2006. Concepts in ecological restoration. Restoration ecology, 16-28 pp.
- Van Andel, J., y Aronson, J. 2012. Restoration Ecology: The new frontier Second edition. Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK. 403 pp.
- Van Der Hammen, T. 2002. Diagnóstico, Historia, Cambio Global y Conservación. Resúmenes del congreso mundial de páramos (Estrategias para la conservación y Sostenibilidad de sus Bienes y Servicios Ambientales). Paipa, Boyacá, Colombia. Mayo 2002. 29 pp.
- Van Der Hammen, T., y Otero-García. J. 2007. Los Páramos Archipiélagos Terrestres en el Norte de los Andes. En M. Morales, J. Otero, T. Van Der Hammen, A. Torres, C. Cadena, C. Pedraza, N. Rodríguez, C. Franco, J.C. Betancourth, E. Olaya, E. Posada y L. Cárdenas. Atlas de páramos de Colombia (pp. 25-32). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C.
- Van Diggelen, R., Grootjans, A.P., y Harris, J.A. 2001. Ecological Restoration: State of the Art or State of the Science? Restoration Ecology, 9 (2): 115-118.
- Van Wilgen, B.W., y Richardson, D.M. 2001. The economic consequences of alien plant invasions: examples of impacts and approaches to sustainable management in South Africa. Environment 2001.
- Vargas O. 1997. Un modelo de sucesión-regeneración de los páramos después de quemadas. Caldasia, 19(1-2): 331-345.
- Vargas O. (Ed.). 2007. Guía Metodológica para la Restauración Ecológica del Bosque Altoandino. Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente. Bogotá D.C.
- Vargas, O. (Ed.). 2007a. Guía metodológica para la restauración ecológica del Bosque altoandino. Bogotá, D.C. Colombia: Universidad Nacional de Colombia - Sede Bogotá.
- Vargas, O. (Ed.). 2007b. Restauración ecológica del bosque Altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá (Localidad de Usme, Bogotá D.C.). Universidad Nacional de Colombia, Acueducto de Bogotá, Jardín Botánico y Secretaría Distrital de Ambiente.
- Vargas O., León, O., y Díaz, A.M. (Eds.). 2009. Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Vargas, O. 2011. Los regímenes de estrés y disturbio en los páramos andinos. En C. Vásquez y L. Rodríguez. Revista Colombia tiene Páramos. No. 1/2011.
- Vargas O., Díaz-Triana, J.E., Reyes, S., y Gómez, P. 2012. Guías Técnicas Para La Restauración Ecológica De Los Ecosistemas de Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá D.C.
- Vargas, O. 2013. Disturbios en los páramos andinos. En J. Cortés-Duque y C. Sarmiento (Eds). 2013. Visión socioecosistémica de los páramos y la alta montaña colombiana: memorias del proceso de definición de criterios para la delimitación de páramos (pp. 39-57). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C. Colombia.
- Vargas, W. 2012. Los bosques secos del Valle del Cauca, Colombia: una aproximación a su flora actual. Biota Colombiana, 13(2):112-164.
- Vargas, W., y Ramírez, W. 2014. Lineamientos de restauración del Bosque Seco. En: C. Pizano y H. García (Eds.). 2014. El Bosque Seco Tropical en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C., Colombia.
- Vicente, J., Alves, P., Christophe, R., Guisan A., y Honrado, J. 2010. "What Drives Invasibility? A Multi-Model Inference Test and Spatial Modelling of Alien Plant Species Richness Patterns in Northern Portugal." Ecography 33(6): 1081-92. <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1600-0587.2010.6380.x>.
- Vilà, M., Maron, J.L y Marco, L. 2005. Evidence for the enemy release hypothesis in *Hypericum perforatum*. Oecologia, 142(3): 474-479.
- Vilà, M., Valladares, F., Traveset, A., y Castro, P. 2008. Invasiones Biológicas Invasiones Biológicas. Consejo Su. Madrid.
- Vilà, M., e Ibáñez, I. 2010. Plant invasions in the landscape. Landscape Ecology, 26:461-472.
- Vilà, M., Basnou, C., Pysek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., y Hulme, P.E. 2010. How Well Do We Understand the Impacts of Alien Species on Ecosystem Services? A Pan-European, Cross-Taxa Assessment. Frontiers in Ecology and the Environment 8(3): 135-44.
- Visinoni, A. 2002. Aves Parque Nacional Natural Tayrona - Las 100 especies más sobresalientes. 106 pp.
- Vitousek, P.M. 1990. Biological invasions and ecosystem processes - towards an integration of population biology and ecosystem studies. Oikos, 57, 7-13.
- Wang, B.Z., Chen, Y.F., y Chen, Y.H. 2009. Functional Grouping and Establishment of Distribution Patterns of Invasive Plants in China Using Self-Organizing Maps and Indicator Species Analysis. Archives of Biological Sciences 61(1): 71-78.
- White, P.S., y Jentsch, A. 2001. The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystems Dynamics. Progress in Botany, 62:399-450.
- Wibowo, A., Suharti, M., Sagala, A., Hibani, H., y van Noordwijk, M. 1996. Fire management of Imperata grasslands as part of agro-





- forestry development in Indonesia. *Agroforestry Systems*, 36(1-3):203-217.
- Wilgen, B.V., Richardson, D., y Higgins, S. 2001. Integrated control of invasive plants in terrestrial ecosystems. *Land use and water resources research*, 1(5):1-6.
- Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall, London, UK. 244 pp.
- Williamson, M. 2000. The ecology of invasions. Workshop on best management practices for preventing and controlling invasive alien species. *Diversity and Distribution*, 6:93-107.
- Wittenberg, R., y Cock, M.J.W. (Eds.). 2001. *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management techniques*. CAB International, Wallingford, Oxon. WK. xvii. 228 pp.
- Wright, J., Osorio, I., y Dvora, K. 1995. Recent developments in a tree improvement program whit *Pinus patula* in Colombia. *Forest ecology and management*, 72: 229-234.
- Xu, H., Qiang, S., Han, Z., Guo, J., Huang, Z., Sun, H., He, S., Ding, H., Wu, H., y Wan, F. 2006. The status and causes of alien species invasion in China. *Biodiversity and Conservation*, 15 (9): 2893 - 2904.
- Yepes, A.P., del Valle, J.I., y Moreno, J.H. 2008. Mortalidad arbórea en un bosque primario premontano de los andes colombianos. En J.D. Peláez (Ed.). *Ecología de los Bosques Andinos, Experiencias de investigación* (pp. 79 - 96). Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Departamento de Ciencias Forestales.
- Zabaleta-Bejarano, A. 2007a. Caracterización horizontal y vertical de los bancos de semillas germinables de *Ulex europaeus* L. en parches de diferentes tamaños en el Embalse de Chisacá, Localidad de Usme, Bogotá. D.C. En J.O. Vargas (Ed.). *Restauración ecológica del bosque Altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del Embalse de Chisacá (Localidad de Usme. Bogotá D.C.)* (pp. 353-357). Universidad Nacional de Colombia, Jardín Botánico José Celestino Mutis. Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, y Secretaría Distrital de Ambiente. Bogotá, Colombia.
- Zabaleta-Bejarano, A. 2007b. Manejo y control de especies de flora invasora y animales domésticos en el SFFOQ. Informe Final. Contrato PS No 020. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Territorial Andes Occidentales. Pereira-Colombia.
- Zalba, S.M., y Ziller, S.R. 2007. *Herramientas de prevención de invasiones biológicas*. Washington: IBN/labin.
- Zalba, S.M., y Ziller, S.R. 2008. IBN. labin-IBN. Red Interamericana de Información sobre Especies Invasoras.
- Zedler, J.B., y Kercher, S. 2005. Wetland resources: status, ecosystem services, degradation, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30(1):39-74.
- Zimmerman, C., Jordan, M., Sargis, G., Smith, H., y Schwager, K. 2011. *An Invasive Plant Management Decision Tool. Version 1.1*. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia.
- Zimmerman, J.K., Pascarella, J.B., y Aide. T.M. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration ecology*, 8(4):350-360.

**Caracol gigante africano.**  
***Achatina fulica***







Palma africana  
(*Elaeis guineensis*)



Monjita tricolor  
(*Lonchura malacca*)

## Nuestras publicaciones

Las publicaciones del Instituto Humboldt divulgan el conocimiento sobre la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad de Colombia para provecho de su sociedad y hacen parte de sus estrategias institucionales de comunicación, educación y conciencia pública.



ISBN 978-958-8889-31-3



9 789588 889313 >

[www.humboldt.org.co](http://www.humboldt.org.co)  
[publicaciones@humboldt.org.co](mailto:publicaciones@humboldt.org.co)  
[editor@humboldt.org.co](mailto:editor@humboldt.org.co)

